



UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE  
CENTRO DE TECNOLOGIA E RECURSOS NATURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM  
ENGENHARIA E GESTÃO DE RECURSOS NATURAIS



# **AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COBERTURA E DISPOSIÇÃO DE JARDINS FLUTUANTES NA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**

**DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA**

Campina Grande – Paraíba (Brasil)

Fevereiro de 2025

DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COBERTURA E DISPOSIÇÃO DE JARDINS  
FLUTUANTES NA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para a obtenção do grau de Doutora em Engenharia de Recursos Naturais.

**Área de concentração:** Engenharia de Recursos Naturais

**Orientadora:** Profa. Dra. Patrícia Hermínio Cunha

**Coorientadora:** Profa. Dra. Elis Gean Rocha

Campina Grande – Paraíba (Brasil)

Fevereiro de 2025

A663a

Araújo Neta, Diva Guedes.

Avaliação da influência da cobertura e disposição de jardins flutuantes na eficiência do tratamento de esgotos domésticos / Diva Guedes Araújo Neta. – Campina Grande, 2025.

117 f. : il. color.

Tese (Doutorado em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, 2025.

"Orientação: Profa. Dra. Patrícia Hermínio Cunha, Prof. Dra. Elis Gean Rocha".

Referências.

1. Sistemas de Jardins Flutuantes (SJF). 2. Estação de Tratamento de Esgoto do Glória – Campina Grande – Paraíba. 3. Tratamento de Esgoto Doméstico. 4. Fitorremediação. 5. Soluções Baseadas na Natureza (SbN). I. Cunha, Patrícia Hermínio. II. Rocha, Elis Gean. II. Título.

CDU 628.32/.35(043)

**DIVA GUEDES DE ARAÚJO NETA**

**AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COBERTURA E DISPOSIÇÃO DE JARDINS  
FLUTUANTES NA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande, em cumprimento às exigências para a obtenção do grau de Doutora em Engenharia de Recursos Naturais.

Aprovada em: 26/02/2025

**BANCA EXAMINADORA**

---

Profa. Dra. Patrícia Hermínio Cunha (Orientadora)  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

---

Profa. Dra. Elis Gean Rocha (Coorientadora)  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

---

Profa. Dra. Dayse Luna Barbosa (membro interno)  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

---

Profa. Dra. Viviane Farias Silva (membro interno)  
Universidade Federal de Campina Grande – UFCG

---

Profa. Dra. Maria Dolores Ribeiro Orge (membro externo)  
Universidade Estadual da Bahia – UNEB

---

Prof. Dr. Newton Celio Becker de Moura (membro externo)  
Universidade Federal do Ceará – UFC



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
POS-GRADUACAO EM ENGENHARIA E GESTAO DE RECURSOS NATURAIS  
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

## REGISTRO DE PRESENÇA E ASSINATURAS

### **ATA DE DEFESA DE TESE**

Ata da Oitava sessão pública de Defesa de Tese do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais – PPGEGRN do Centro de Tecnologia e Recursos Naturais – CTRN da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Aos Vinte e Seis dias do mês de Fevereiro de 2025, às 14:00 horas, **no formato híbrido** reuniu-se na forma e Termos do Art. 62 do Regulamento Geral dos Cursos e Programas de Pós-Graduação “Stricto Sensu” da UFCG e do Regulamento do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, Resolução 02/2019 do Colegiado Pleno do Conselho Superior de Ensino, Pesquisa e Extensão – CONSEPE/UFCG, a Banca Examinadora composta pelos professores/pesquisadores Prof.(a) Dr.(a) **Patrícia Herminio Cunha**, como orientador(a) principal; Prof.(a.) Dr.(a.) **Elis Gean Rocha** como membro coorientador(a); Prof.(a.) Dr.(a.) **Viviane Farias Silva/PPGEGRN/UFCG** como membro interno; Prof.(a.) Dr.(a) **Dayse Luna Barbosa/PPGEGRN/UFCG**, como membro interno; Prof.(a.) Dr.(a) **Maria Dolores Ribeiro Orge/UNEB**, como membro externo; Prof.(a.) Dr.(a) **Newton Celio Becker de Moura/UFC**, como membro externo, a qual foi constituída pela Portaria **PPGEGRN 09/2025** da Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, juntamente com **Diva Guedes de Araújo Neta** candidato(a) ao Grau de **Doutor(a)** em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais. Abertos os trabalhos, o(a) Senhor (a) Presidente da Banca Examinadora, Prof.(a.) Dr(a). **Patrícia Herminio Cunha**, anunciou que a sessão tinha a finalidade de julgamento da apresentação e de defesa da **Tese** sob o título: **“AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DA COBERTURA E DISPOSIÇÃO DE JARDINS FLUTUANTES NA EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS”**. Área de Concentração: **Engenharia de Recursos Naturais**, orientada pelo(a) Professor(a) Dra. **Patrícia Herminio Cunha**. O(A) presidente concedeu à palavra o(a) candidato(a) para, no prazo de tempo estipulado, efetuar a apresentação de seu trabalho. Concluída a exposição do(a) candidato(a), o(a) Presidente iniciou a segunda etapa do processo de defesa passando a palavra a cada membro da Banca Examinadora para as devidas considerações, correções e arguição do(a) candidato(a). Em seguida, a Banca Examinadora solicitou a saída dos presentes para, em sessão secreta, avaliar a apresentação e defesa. Após chegar a uma decisão final, a Banca Examinadora

solicitou o retorno da Assembleia e anunciou, de conformidade com o que estabelece o Art. 57 do Regulamento do Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Gestão de Recursos Naturais, o Conceito **APROVADO**, o qual será atribuído após O(a) candidato(a), no prazo máximo de 30 (trinta) dias, efetuar as correções e modificações sugeridas e aprovadas pela Banca Examinadora. Nada mais havendo a tratar pelo Coordenador, pelo candidato e pelos membros da Banca Examinadora.

Campina Grande,  
26 de Fevereiro de 2025

Assinaturas:

Coordenadora do PPGEGRN \_\_\_\_\_

Candidato(a) \_\_\_\_\_

Presidente \_\_\_\_\_

Examinador \_\_\_\_\_

Examinador \_\_\_\_\_

Examinador \_\_\_\_\_

Examinador \_\_\_\_\_



Documento assinado eletronicamente por **Diva Guedes de Araújo Neta, Usuário Externo**, em 11/03/2025, às 10:37, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **VIVIANE FARIAS SILVA, COORDENADORA DE PÓS GRADUAÇÃO**, em 11/03/2025, às 10:54, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **PATRICIA HERMINIO CUNHA FEITOSA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 11/03/2025, às 11:22, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **DAYSE LUNA BARBOSA, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 11/03/2025, às 11:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Elis Gean Rocha, Usuário Externo**, em 11/03/2025, às 15:17, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **MARIA DOLORES RIBEIRO ORGE, Usuário Externo**, em 11/03/2025, às 15:27, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).



Documento assinado eletronicamente por **Newton Celio Becker de Moura, Usuário Externo**, em 12/03/2025, às 15:04, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **5292329** e o código CRC **15964D46**.

---

**Referência:** Processo nº 23096.005730/2025-47

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus que me sustentou até aqui.

Aos meus pais e a Raphael, que sempre foram minha rocha, por todo amor, apoio e incentivo.

À minha família e amigos, pelo incentivo e pela ajuda nos momentos difíceis.

Às professoras Patrícia Hermínio Cunha e Elis Gean Rocha pela orientação e por todo conhecimento compartilhado.

Aos professores Dayse Luna Barbosa, Viviane Farias Silva, Maria Dolores Ribeiro Orge e Newton Celio Becker de Moura, pelas contribuições.

À CAGEPA, pela permissão para instalação do sistema na ETE do Glória.

Ao seu Jeová, por todo apoio, na instalação e monitoramento do sistema.

Aos colegas André e Daniel e a todos os alunos que contribuíram com essa pesquisa.

E a todos que de forma direta ou indireta me ajudaram em alguma etapa dessa pesquisa.

## RESUMO

O tratamento de águas residuais é um desafio global, especialmente em países em desenvolvimento, onde a infraestrutura de tratamento é limitada, resultando em baixo volume de esgoto tratado. Nesse contexto, soluções baseadas na natureza, como a fitorremediação, têm ganhado destaque por serem de baixo custo e causarem poucos impactos ambientais. Entre essas soluções, os Sistemas de Jardins Flutuantes (SJF), derivados dos wetlands construídos, surgem como uma alternativa promissora. No Brasil, as lagoas de estabilização são amplamente utilizadas no tratamento de esgoto sanitário. Para aprimorar sua eficiência sem grandes investimentos, especialmente em sistemas de lagoa única, o uso de SJF apresenta-se como uma solução inovadora. Assim, o presente trabalho avaliou a influência da cobertura e disposição de jardins flutuantes na eficiência do tratamento de esgotos domésticos, propondo alterações no sistema construído anteriormente e analisando o desempenho de uma nova configuração. O estudo foi realizado na Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) do Glória, localizada em Campina Grande – Paraíba (Brasil). Para isso, foi conduzido um bioensaio para testar a adaptação de quatro espécies de plantas (*Canna indica*, *Xanthosoma sagittifolium*, *Tradescantia pallida* e *Heliconia psittacorum*). Em paralelo, foi monitorado o SJF sem manutenção (SM) para avaliar sua eficiência e vida útil. Após a retirada do SM, foi implementado um sistema novo (SN) com melhorias no design. O desempenho do SN foi monitorado por meio de análises físico-químicas e biológicas da qualidade da água, visando identificar a melhor configuração de tratamento. Os resultados do bioensaio mostraram bom desenvolvimento para *C. indica* e *X. sagittifolium*, enquanto *T. pallida* e *H. psittacorum* apresentaram desempenho moderado. No SM, foi observado desgaste nas estruturas de EPS e crescimento excessivo de biomassa. O SN apresentou maiores eficiências de remoção para turbidez (73,30%), condutividade elétrica (28,58%), DQO (79,84%), fósforo (46,84%), nitrogênio amoniacal (48,76%) e coliformes/patógenos (99,74%). Portanto, considerando a eficiência de remoção, a área de cobertura necessária e a sobrevivência das plantas, o SN mostrou-se a melhor opção para complementar o tratamento de esgoto doméstico.

**Palavras-chave:** tratamento descentralizado, fitorremediação, soluções baseadas na natureza

## ABSTRACT

Wastewater treatment is a global challenge, especially in developing countries where limited infrastructure results in low sewage treatment rates. In this context, nature-based solutions, such as phytoremediation, have gained prominence due to their low cost and minimal environmental impact. Among these solutions, Floating Treatment Wetlands (FTW), also known as Floating Gardens Systems (SJF), have emerged as a promising alternative. In Brazil, stabilization ponds are widely used for domestic sewage treatment. To enhance their efficiency without significant investments, particularly in single-lagoon systems, the use of FTW presents an innovative approach. This study aimed to evaluate the influence of FTW coverage and arrangement on the efficiency of domestic sewage treatment, proposing modifications to the system previously designed and analyzing the performance of a new configuration. The research was conducted at the Glória Wastewater Treatment Plant (ETE), located in Campina Grande – Paraíba, Brazil. A bioassay was conducted to test the adaptation of four plant species (*Canna indica*, *Xanthosoma sagittifolium*, *Tradescantia pallida*, and *Heliconia psittacorum*). Simultaneously, the existing FTW without maintenance (SM) was monitored to assess its efficiency and lifespan. After removing the SM, a new system (SN) with improved design was implemented. The SN's performance was monitored through physicochemical and biological analyses of water quality to identify the optimal treatment configuration. The bioassay results showed good development for *C. indica* and *X. sagittifolium*, while *T. pallida* and *H. psittacorum* exhibited moderate performance. In the SM, EPS structures showed signs of wear, and excessive biomass growth was observed. The SN demonstrated higher removal efficiencies for turbidity (73.30%), electrical conductivity (28.58%), COD (79.84%), phosphorus (46.84%), ammoniacal nitrogen (48.76%), and coliforms/pathogens (99,74%). Therefore, considering the removal efficiency, required coverage area, and plant survival, the SN proved to be the best option to complement domestic sewage treatment.

**Keywords:** decentralized treatment, phytoremediation, nature-based solutions

## LISTA DE FIGURAS

|                                                                                                                                                                                                       |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 1- População atendida com rede pública de esgoto (% total por % total por macrorregião geográfica, em 2022) .....                                                                              | 22 |
| Figura 2- Representação dos diferentes mecanismos de fitorremediação .....                                                                                                                            | 27 |
| Figura 3 - Esquema figurativo da configuração de um jardim flutuante .....                                                                                                                            | 35 |
| Figura 4 - Modelos de estruturas dos jardins flutuantes .....                                                                                                                                         | 40 |
| Figura 5 - Localização dos jardins na lagoa de estabilização.....                                                                                                                                     | 42 |
| Figura 6 - Fluxograma do estudo desenvolvido em etapas metodológicas. ....                                                                                                                            | 43 |
| Figura 7 - Localização do município de Campina Grande– PB. ....                                                                                                                                       | 44 |
| Figura 8 - Bacias de esgotamento do SES da cidade de Campina Grande.....                                                                                                                              | 45 |
| Figura 9- Vista das unidades de tratamento da ETE do Glória .....                                                                                                                                     | 46 |
| Figura 10 - Projeto das unidades de tratamento da ETE do Glória .....                                                                                                                                 | 47 |
| Figura 11 - Localização da área de instalação do bioensaio.....                                                                                                                                       | 48 |
| Figura 12 - Modelo experimental do bioensaio para seleção de espécies de plantas.....                                                                                                                 | 49 |
| Figura 13 - Representação gráfica dos moldes de poliestireno expandido.....                                                                                                                           | 51 |
| Figura 14 - Preparação das placas. A) corte, B) costura e C) placa revestida com a tela. ....                                                                                                         | 52 |
| Figura 15- Substrato inorgânico inserido nos berços da estrutura de EPS.....                                                                                                                          | 52 |
| Figura 16 - Representação gráfica dos jardins flutuantes.....                                                                                                                                         | 53 |
| Figura 17- Instalação dos módulos do SJF em fileiras na lagoa anaeróbia.....                                                                                                                          | 54 |
| Figura 18 - Localização dos pontos de coleta de efluente na ETE do Glória.....                                                                                                                        | 56 |
| Figura 19 - Espécies herbáceas expostas ao sol no dia do transplântio e após 85 dias de experimento. ....                                                                                             | 59 |
| Figura 20 - Altura de planta (AP), taxa de crescimento relativo (TCR), e taxa de crescimento absoluto (TCA), das espécies estudadas em função do tipo de exposição, aos 85 dias do transplântio. .... | 61 |
| Figura 21 - Fitomassa seca da raiz (FSR), caule (FSC), folhas (FSF), parte aérea (FSPA), total (FST) e razão raiz/parte aérea das espécies avaliadas por tipo de exposição, aos 150 dias. ....        | 64 |
| Figura 22 - Módulos instalado por Rocha (2022) após a retirada da vegetação em 12/05/2023. ....                                                                                                       | 66 |
| Figura 23 - Exemplo de módulos que romperam após a retirada da lagoa .....                                                                                                                            | 66 |
| Figura 24 - Sistema Novo de jardins flutuantes implantado na lagoa anaeróbia. ....                                                                                                                    | 67 |

|                                                                                                                                                                        |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figura 25 - Arranjo das espécies sobreviventes ( <i>C. indica</i> , <i>C. papyrus</i> e <i>X. sagittifolium</i> ) e espontâneas do sistema de Rocha (2022) no SM. .... | 68 |
| Figura 26- Crescimento de uma espécie de capim de forma descontrolada além dos limites do SJF .....                                                                    | 68 |
| Figura 27 – A) Retenção de resíduos antes do SJF, B) Identificação de clorofila após no SJF .....                                                                      | 69 |
| Figura 28- Espécies espontâneas no SJF. ....                                                                                                                           | 70 |
| Figura 29 - Comportamento da temperatura e turbidez do SM.....                                                                                                         | 73 |
| Figura 30 - Comportamento da Condutividade e pH no SM.....                                                                                                             | 74 |
| Figura 31 - Comportamento do OD e da DQO no SM.....                                                                                                                    | 75 |
| Figura 32 - Comportamento do Nitrogênio Amoniacal e Clorofila-a no SM .....                                                                                            | 76 |
| Figura 33 - Comportamento da temperatura e turbidez no SN.....                                                                                                         | 79 |
| Figura 34 - Comportamento da condutividade elétrica e pH no SN. ....                                                                                                   | 81 |
| Figura 35 - Comportamento do OD e DQO no SN .....                                                                                                                      | 82 |
| Figura 36 - Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel no SN.....                                                                                            | 83 |
| Figura 37 - Comportamento do Nitrogênio Amoniacal e Clorofila-a no SN .....                                                                                            | 84 |
| Figura 38 - Comportamento da <i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> ) no SN .....                                                                                    | 85 |
| Figura 39 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P1. ....                                                                                                   | 86 |
| Figura 40 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P2. ....                                                                                                   | 87 |
| Figura 41 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P3. ....                                                                                                   | 88 |
| Figura 42 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P4. ....                                                                                                   | 89 |
| Figura 43 - ACP do Sistema sem Manutenção (SM) dos pontos P1, P2, P3 e P4. ....                                                                                        | 90 |
| Figura 44- ACP do Sistema Novo (SN) dos pontos P1, P2, P3 e P4. ....                                                                                                   | 91 |

## LISTA DE TABELAS

|                                                                                                                                                                                                               |    |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabela 1 - Estudos que apresentam plantas fitorremediadoras usadas no tratamento de diferentes efluentes.....                                                                                                 | 32 |
| Tabela 2- Estudos de SJF para tratamento de diferentes tipos de efluente, escala do experimento, espécies vegetais, cobertura de superfície, eficiência média de remoção de contaminantes e localização. .... | 39 |
| Tabela 3 - Características de projetos das lagoas de estabilização.....                                                                                                                                       | 46 |
| Tabela 4 - Resumo da análise de variância.....                                                                                                                                                                | 60 |
| Tabela 5 - Estatística descritiva dos dados de monitoramento do SM na ETE.....                                                                                                                                | 71 |
| Tabela 6 - Valores médios de eficiência de remoção, no SI e SM.....                                                                                                                                           | 72 |
| Tabela 7 - Estatística descritiva dos dados de monitoramento do SN na ETE.....                                                                                                                                | 77 |
| Tabela 8 - Valores médios de eficiência de remoção, no SI e SN.....                                                                                                                                           | 78 |
| Tabela 9- Comparação dos SJF por meio do método estatístico Kruskal-Wallis. ....                                                                                                                              | 92 |

## **LISTA DE QUADROS**

|                                                                                                                                                                                           |    |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da fitorremediação .....                                                                                                                              | 26 |
| Quadro 2 - Resumo dos mecanismos de fitorremediação, destacando os tipos de contaminantes tratados, o meio de aplicação, os processos envolvidos e as principais aplicações práticas. ... | 29 |
| Quadro 3 - Exemplos de plantas fitorremediadoras utilizadas em experimentos e os tipos de contaminantes alvo. ....                                                                        | 31 |
| Quadro 4 - Plantas aquáticas utilizadas na remediação de metais pesados .....                                                                                                             | 31 |
| Quadro 5 - Lista de materiais flutuantes artificiais comumente utilizados em jardins flutuantes .....                                                                                     | 36 |
| Quadro 6 - Parâmetros analisados no monitoramento do Sistema sem Manutenção .....                                                                                                         | 56 |
| Quadro 7 - Parâmetros analisados no monitoramento do Sistema Novo .....                                                                                                                   | 57 |

## LISTA DE SIGLAS

ACP - Análise de Componentes Principais  
AFI- *Artificial Floating Islands*  
CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba  
CONAMA- Conselho Nacional do Meio Ambiente  
DBO<sub>5</sub> – Demanda Bioquímica de Oxigênio  
DQO – Demanda Química de Oxigênio  
EPS - Poliestireno Expandido  
ETE – Estação de Tratamento de Esgotos  
FSC- fitomassa seca do caule  
FSF- fitomassa seca de folhas  
FSR- fitomassa seca da raiz  
FTW – *Floating Treatment Wetlands*  
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística  
IEFB- *Integrated Ecological Floating Bed*  
NT – Nitrogênio Total  
OD – Oxigênio Dissolvido  
PMSB- Plano Municipal de Saneamento Básico  
PT – Fósforo Total  
PCBs- bifenilos policlorados  
R/PA- Relação raiz/parte aérea  
SBN- Soluções baseadas na natureza  
SDT – Sólidos Dissolvidos Totais  
SJF – Sistema de Jardins Flutuantes  
SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento  
SST – Sólidos Suspensos Totais  
TCE – Tricloroetileno  
TCA- taxa de crescimento absoluto  
TCR- taxa de crescimento relativo

## Sumário

|           |                                                                               |           |
|-----------|-------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| <b>1.</b> | <b>INTRODUÇÃO .....</b>                                                       | <b>16</b> |
| 1.1       | Hipóteses.....                                                                | 18        |
| 1.2       | Justificativa .....                                                           | 18        |
| 1.3       | Objetivos.....                                                                | 20        |
| 1.3.1     | Objetivo Geral .....                                                          | 20        |
| 1.3.2     | Objetivos Específicos.....                                                    | 20        |
| <b>2.</b> | <b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....</b>                                             | <b>21</b> |
| 2.1       | Esgotamento Sanitário .....                                                   | 21        |
| 2.1.1     | Cenário do Esgotamento Sanitário no Brasil .....                              | 21        |
| 2.1.2     | Tratamento de Esgotos .....                                                   | 23        |
| 2.2       | Soluções Baseadas na Natureza (SbN) .....                                     | 24        |
| 2.3       | Fitorremediação .....                                                         | 25        |
| 2.3.1     | Mecanismos de fitorremediação.....                                            | 26        |
| 2.3.2     | Plantas fitorremediadoras .....                                               | 30        |
| 2.4       | <i>Wetlands</i> Construídos .....                                             | 33        |
| 2.4.1     | Sistema de Jardins Flutuantes .....                                           | 34        |
| 2.4.2     | Considerações básicas de projeto e estrutura do sistema de jardins flutuantes | 35        |
| 2.4.3     | Remoção de nutrientes em sistemas de jardins flutuantes .....                 | 38        |
| 2.5       | Caracterização do sistema de jardins flutuantes desenvolvido por Rocha (2022) | 40        |
| <b>3.</b> | <b>MATERIAL E MÉTODOS.....</b>                                                | <b>43</b> |
| 3.1       | Caracterização da área de estudo .....                                        | 43        |
| 3.1.1     | Sistema de esgotamento sanitário de Campina Grande-PB .....                   | 44        |
| 3.1.2     | Sistema de Esgotamento Sanitário da Bacia do Glória .....                     | 45        |
| 3.2       | Bioensaio de adaptação de espécies de plantas.....                            | 47        |

|       |                                                                               |           |
|-------|-------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| 3.2.1 | Delimitação da área de estudo.....                                            | 47        |
| 3.2.2 | <i>Design</i> Experimental .....                                              | 48        |
| 3.2.3 | Análises realizadas no bioensaio.....                                         | 49        |
| 3.2.4 | Análise estatística do teste piloto .....                                     | 50        |
| 3.3   | Construção do Sistema de Jardins Flutuantes (Sistema Novo - SN) .....         | 51        |
| 3.3.1 | Preparação das estruturas de poliestireno expandido .....                     | 51        |
| 3.3.2 | Preparação do substrato.....                                                  | 52        |
| 3.3.3 | Transplântio das espécies e montagem dos módulos.....                         | 53        |
| 3.4   | Avaliação da vida útil do Sistema de Jardins Flutuantes.....                  | 54        |
| 3.4.1 | Durabilidade das estruturas de EPS .....                                      | 54        |
| 3.4.2 | Desenvolvimento e adaptação das espécies de plantas .....                     | 55        |
| 3.4.3 | Eficiência do tratamento realizado pelo Sistemas de Jardins Flutuantes<br>55  |           |
| 3.5   | Identificação da melhor configuração do Sistema de Jardins Flutuantes .....   | 59        |
| 4.    | <b>RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>                                           | <b>59</b> |
| 4.1   | Bioensaio de adaptação de espécies de plantas.....                            | 59        |
| 4.2   | Avaliação da vida útil do Sistema de Jardins Flutuantes.....                  | 65        |
| 4.2.1 | Durabilidade das estruturas de EPS .....                                      | 65        |
| 4.2.2 | Desenvolvimento e adaptação das espécies herbáceas .....                      | 67        |
| 4.2.3 | Eficiência do tratamento realizado pelo Sistemas de Jardins Flutuantes<br>71  |           |
| 4.3   | Identificação da melhor configuração dos Sistemas de Jardins Flutuantes ..... | 92        |
| 5.    | <b>CONCLUSÕES .....</b>                                                       | <b>94</b> |
|       | <b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>                                       | <b>96</b> |

## 1. INTRODUÇÃO

A expansão urbana e a industrialização afetam de forma direta a disponibilidade de água no planeta, pois podem resultar em deterioração ambiental e poluição dos recursos hídricos. Além disso, os efluentes domésticos, industriais, agrícolas e de outras origens são frequentemente descartados sem tratamento adequado nos corpos hídricos, comprometendo sua qualidade e causando impactos ambientais (Almasoudi; Jamoussi, 2024; Mushtaq *et al.*, 2020).

O tratamento de águas residuais é uma preocupação generalizada no âmbito mundial, uma vez que sua falta ou deficiência pode prejudicar o desenvolvimento sustentável, a economia e a sociedade (Benvenuti *et al.*, 2018; Yu *et al.*, 2019). De acordo com o Trata Brasil (2024), apenas 52,2% das águas residuais coletadas no Brasil são tratadas. Sendo assim, o indicador está em um patamar ainda baixo, apontando uma área com grandes desafios a serem superados.

O sistema de tratamento de águas residuárias mais comum no Brasil são as lagoas de estabilização, escolhidas devido à simplicidade operacional, baixo custo, adaptação ao clima e disponibilidade de áreas. No entanto, como são projetadas principalmente para a remoção de matéria orgânica, sua eficácia na eliminação de outros poluentes é limitada (Fujioka *et al.*, 2020).

Entre esses poluentes, os nutrientes como nitrogênio e fósforo representam um desafio, pois sua remoção ainda é pouco comum nas Estações de Tratamento de Esgotos (ETE). A presença excessiva desses nutrientes nos efluentes pode levar à eutrofização, fenômeno que promove o crescimento acelerado de organismos autotróficos aquáticos, como algas planctônicas e macrófitas aquáticas, comprometendo a qualidade da água (Von Sperling, 2016; Budeiz; Aguiar, 2020).

Uma alternativa promissora para reduzir as limitações das ETE é a integração de Soluções Baseadas na Natureza (SBN) aos sistemas convencionais. As SBN oferecem uma ampla gama de benefícios, incluindo a remoção de poluentes das águas residuais (Cohen-Shacham *et al.*, 2016; Pascual *et al.*, 2021).

Dentre as SBN destaca-se o uso de *wetlands* construídos, nos quais pode-se apontar a variação de Sistema de Jardins Flutuantes (SJF), do inglês *Floating Treatment Wetland* (FTW) (Punyapwar; Mutnuri, 2023). Essa técnica inovadora de fitorremediação consiste em estruturas flutuantes plantadas com macrófitas emergentes. Os brotos das plantas hidropônicas crescem acima do nível da água e as raízes plantadas no berço artificial crescem na coluna de água (Arivukkarasu; Sathyanathan, 2023b). Desta forma, as plantas podem remover contaminantes

como metais pesados por meio da absorção e depurar micropoluentes por meio da bioacumulação e biodegradação (Bi *et al.*, 2019; Spangler *et al.*, 2019; Vo *et al.*, 2023).

Os SJF podem ser projetados para tratar diferentes tipos de águas poluídas, são sistemas com relativa simplicidade operacional e satisfatórios índices de remoção de poluentes (Colares *et al.*, 2020). A fim de melhorar o tratamento realizado em lagoas de estabilização, sem a necessidade de grandes investimentos, especialmente nos sistemas formados por lagoa única, pode-se aliar, como uma variante inovadora, o uso de SJF (Rocha, 2022).

Além de sua eficiência no tratamento das águas residuais, os SJF também contribuem para a valorização paisagística dos ambientes, tornando-os mais integrados ao meio urbano. Para melhorar o funcionamento do ecossistema, a multifuncionalidade e a prestação de serviços ecossistêmicos da fitorremediação, é importante otimizar a composição da comunidade vegetal para garantir a riqueza de espécies e suas características funcionais (Carrilo *et al.*, 2023). Consequentemente, focar na importância relativa da diversidade *versus* identidade das espécies pode contribuir para uma compreensão mais detalhada do funcionamento do ecossistema no SJF (Fletcher *et al.*, 2024).

Plantas dos gêneros *Phragmites*, *Canna*, *Cyperus* e *Typha* são comumente utilizadas na remediação de diversos tipos de efluentes (Colares *et al.*, 2020; Sahreen; Mukhtar, 2024). Yadav *et al.* (2023) estudaram o uso de *Phragmites* e *Canna indica* no tratamento de águas residuais urbanas, observando um bom desempenho na redução de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), bem como na remoção de fósforo e nitrato. A aplicação da *Typha* sp. em *wetlands* foi avaliada por Di Luca *et al.* (2023) na remoção de cromo em corpos hídricos, verificando ainda a tolerância da espécie.

Nesse contexto, é de grande importância o estudo da inserção dos SJF complementando o tratamento de esgotos, a fim de avaliar o seu funcionamento em países de clima tropical. Dessa forma, o presente trabalho propôs a avaliação da influência da cobertura e disposição de jardins flutuantes na eficiência do tratamento de esgotos domésticos, com o intuito de sugerir alterações no sistema construído por Rocha (2022), analisando o desempenho de uma nova configuração.

### 1.1 Hipóteses

- A cobertura e disposição dos jardins flutuantes influenciam diretamente a eficiência do tratamento de esgotos domésticos, promovendo maior remoção de matéria orgânica e nutrientes.
- A adaptação das espécies vegetais utilizadas no sistema de jardins flutuantes afeta a eficácia do processo de fitorremediação, sendo algumas espécies mais eficientes na remoção de poluentes do que outras.
- A vida útil dos jardins flutuantes é influenciada pelas condições ambientais, pelo tipo de vegetação utilizada e pelos materiais usados na sua construção, impactando a sustentabilidade do sistema a longo prazo.
- A otimização da configuração dos jardins flutuantes em lagoas anaeróbias pode melhorar significativamente a qualidade final do efluente, reduzindo a carga de poluentes antes do lançamento no ambiente.

### 1.2 Justificativa

Em pleno século XXI, a falta de saneamento básico ainda é uma realidade em muitos municípios, deixando parte da população sem acesso a esse serviço essencial. De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS), a Paraíba apresenta um índice de coleta de esgoto de apenas 39,07% e, desse esgoto coletado, 73,39% são tratados (Brasil, 2023). Esses dados evidenciam os desafios persistentes na infraestrutura sanitária.

Além disso, um levantamento realizado nos Planos Municipais de Saneamento, de 49 municípios do estado, revelou que apenas 15 realizam o tratamento do efluente gerado, o que corresponde a 26,5% do total. Entre esses, 86,7% utilizam lagoas de estabilização como principal método de tratamento (Plano de Saneamento TED 03/2019 UFCG/FUNASA). As lagoas de estabilização são uma tecnologia simples, com baixo custo operacional, sendo que as configurações mais comuns incluem uma lagoa anaeróbia seguida de uma lagoa facultativa. Esse sistema de tratamento possui alta capacidade de remoção de matéria orgânica e patógenos. Contudo, sua eficiência na remoção de nutrientes, como nitrogênio e fósforo, é limitada (Von Sperling, 2002; Dinh *et al.*, 2020).

Diante dessa limitação, torna-se necessário complementar esse tratamento com alternativas economicamente viáveis, que melhorem a qualidade final do efluente (Rout *et al.*, 2021). Nos últimos anos, houve um crescente reconhecimento das Soluções Baseadas na

Natureza (SBN) como alternativas ou complementos aos sistemas convencionais de tratamento de águas residuais (IWA, 2021).

Considerando a deficiência no tratamento de esgotos sanitários e o passivo já existente, a construção de soluções sustentáveis e de baixo custo, quando comparadas aos sistemas convencionais, como os Sistemas de Jardins Flutuantes (SJF), torna-se uma opção viável para resolver esse problema (Shen; Li; Lu, 2021). O uso de SJF, no entanto, apresenta uma grande oportunidade de inovação: enquanto a maioria dos estudos se concentra na eficiência geral do tratamento, essa pesquisa se distingue ao focar na otimização da configuração dos jardins flutuantes, investigando especificamente como a disposição, cobertura da superfície e seleção de espécies vegetais podem melhorar a performance do sistema em diferentes contextos, especialmente em climas tropicais. Essa abordagem não apenas amplia a compreensão do funcionamento dos SJF, mas também oferece soluções práticas para aumentar a eficiência sem grandes investimentos, algo que é uma lacuna nas pesquisas existentes.

Além disso, a pesquisa integra um monitoramento prolongado e a reconfiguração de um sistema previamente instalado, o que permitirá ajustes no design do SJF, com base na observação do comportamento real do sistema. Essa combinação de adaptação do projeto com foco nas condições locais representa uma inovação importante, pois pode tornar os sistemas de tratamento mais eficazes e adaptáveis às diversas realidades regionais, especialmente em áreas com deficiências no tratamento de esgoto.

Ao analisar a aplicação de um SJF, a pesquisa de Benvenuti *et al.* (2018) mostrou a redução da Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Sólidos Suspensos Totais (SST), Nitrogênio Total (NT) e Fósforo Total (PT) ao longo de 12 meses em uma estação de tratamento de esgoto municipal no sul do Brasil. Já Hernández-Vásquez *et al.* (2024) avaliaram o potencial das macrófitas aquáticas (*Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes* e *Salvinia molesta*) no tratamento de águas residuais, constatando que a maior eficiência de remoção foi obtida com a *E. crassipes*, com redução da turbidez (69,7%), da DQO (68,8%) e do nitrogênio total (40,9%).

Entretanto, um dos grandes desafios relacionados aos SJF é que, em cada pesquisa ou sistema construído, uma realidade distinta é observada, tanto em relação às condições da área de estudo quanto aos parâmetros básicos do projeto, como a seleção de plantas, o tipo de distribuição dos jardins e a área de cobertura. Nesse contexto, é fundamental otimizar o sistema com base na variação de diferentes critérios, visando aumentar a eficiência do processo.

### **1.3 Objetivos**

#### **1.3.1 Objetivo Geral**

Avaliar a influência da cobertura e disposição de jardins flutuantes na eficiência do tratamento de esgotos domésticos.

#### **1.3.2 Objetivos Específicos**

- Analisar a partir de bioensaios a adaptação de espécies de plantas em escala experimental, para avaliar nova configuração.
- Avaliar a vida útil do sistema de jardins flutuantes.
- Identificar a melhor configuração para um sistema de jardins flutuantes instalado em uma lagoa anaeróbia.

## 2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

### 2.1 Esgotamento Sanitário

O saneamento básico é um dos pilares fundamentais para a saúde pública, o meio ambiente e o desenvolvimento socioeconômico. Ele compreende o conjunto de serviços e infraestruturas relacionadas aos processos de captação, tratamento e distribuição de água e esgoto (Del-Guercio; Christofolletti; Fontanetti, 2017).

Dentre esses serviços, destaca-se o esgotamento sanitário, essencial para garantir a adequada destinação dos resíduos líquidos e minimizar impactos ambientais e sanitários. Pode ser definido como o conjunto de atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final dos esgotos sanitários, desde as ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente (Brasil, 2007). Segundo Jordão e Pessôa (2017), o esgoto é usualmente classificado em sanitário, industrial e agrícola. Sendo o primeiro composto por despejos domésticos, águas pluviais e de infiltração, podendo conter efluente industrial com características definidas.

#### 2.1.1 Cenário do Esgotamento Sanitário no Brasil

O acesso ao saneamento básico, especialmente aos serviços de coleta e tratamento de águas residuais, objetiva prevenir problemas de saúde e melhorar a qualidade devida da população (Simiyu *et al.*, 2017). No Brasil o sistema de esgotamento sanitário (SES) é vinculado a dificuldades em sua implantação, sendo relevante identificar as áreas que não são atendidas e qual é o tipo de urbanização que predomina nessas áreas sem cobertura (Brasil, 2021).

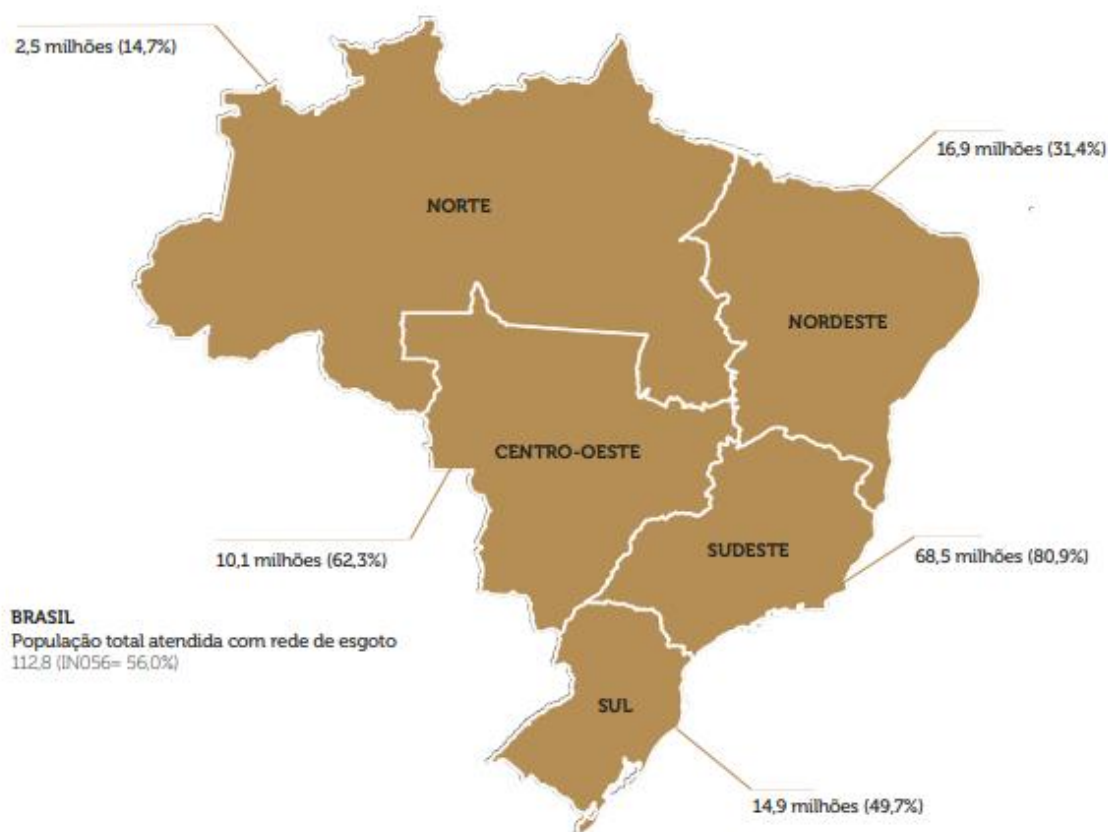
O Novo Marco Legal do Saneamento Básico, estabelecido pela Lei nº 14.026, sancionado em 15/07/2020, estabelece em seu artigo 11-B que os contratos de prestação de serviços públicos de saneamento básico deverão ter metas que garantam universalizar os serviços para que 99% da população tenha acesso à água potável e 90% ao tratamento e a coleta de esgoto até o ano de 2033 (Brasil, 2020a).

De acordo com dados do SNIS-AE (2023), em 2022, ao reunir informações da prestação de serviços públicos de esgotamento sanitário em uma amostra de 5.150 municípios (92,5% dos 5.570 do país), observou que 2.902 municípios (56,3% da amostra) contam com sistemas públicos de esgotamento sanitário. Em 2.248 municípios (43,7% da amostra) são utilizadas soluções inadequadas como fossa séptica, fossa rudimentar, vala a céu aberto e lançamento em

ursos d'água. Foram identificados 379,3 mil km de redes públicas de esgotamento sanitário nos municípios participantes da amostra, com uma expansão de 14,3 mil km (3,9%) em relação a 2021.

A população brasileira atendida com rede pública de esgoto é apresentada na Figura 1. Observa-se que as redes de esgotos atendem 56,0% da população total (112,8 milhões de habitantes) do Brasil. O maior valor do índice encontrado foi na região Sudeste (80,9%), em contrapartida, o menor, foi da macrorregião Norte (14,7%). Do total de esgoto gerado, o SNIS-AE 2022 aponta que apenas 52,2% são tratados (IN046). Nas macrorregiões, os índices variam de 19,8% na Norte a 61,6% no Sudeste.

Figura 1- População atendida com rede pública de esgoto (% total por % total por macrorregião geográfica, em 2022)



Fonte: SNIS (2023)

### 2.1.2 Tratamento de Esgotos

Com o crescimento econômico e o aumento da população, a proteção dos recursos hídricos tornou-se uma preocupação urgente. Diariamente, aproximadamente 2 milhões de toneladas de poluentes são despejadas de forma indevida nos corpos hídricos, (Yan *et al.*, 2021).

Desse modo, o tratamento das águas residuais é fundamental para reduzir a carga de poluentes, microrganismos e todo tipo de material que favorecem o crescimento de bactérias e vírus, além de eliminar fontes de patógenos (Mendonça; Mendonça, 2017). Esse processo é fundamental para que o efluente tratado possa ser lançado de forma segura em corpos receptores, minimizando impactos ambientais e riscos à saúde pública.

Nos corpos d'água, ocorre o processo natural de autodepuração, no qual a matéria orgânica é convertida em produtos mineralizados inertes. As estações de tratamento de esgoto (ETE) replicam esse fenômeno, mas com o uso de tecnologias que aceleram o processo. Isso permite o controle das condições operacionais, aumentando a eficiência do tratamento e possibilitando taxas de remoção mais elevadas, resultando em sistemas mais compactos e eficazes (Von Sperling, 2014).

O tratamento de esgoto envolve várias etapas, que podem diferir em número e complexidade conforme a qualidade desejada para o efluente final. Apesar das variações na estrutura de cada instalação, as estações de tratamento de esgoto municipais ao redor do mundo seguem uma estrutura básica comum em seu projeto, incluindo tratamento preliminar, primário, secundário e, quando necessário, terciário ou avançado (Krishnan *et al.*, 2023).

A escolha do tipo de tratamento de esgoto depende de diversos fatores, como a eficiência desejada e os custos de instalação e operação. Há uma ampla variedade de processos disponíveis, permitindo combinações de unidades de tratamento conforme as características do efluente e os poluentes a serem removidas. É obrigatório incluir o sistema de tratamento preliminar em qualquer ETE. Os quatro níveis de tratamento podem ser alcançados através de diversos processos, utilizando unidades isoladas ou arranjos específicos, sempre visando simplicidade e baixo custo. Cada unidade apresenta eficiências diferentes para a remoção de poluentes, com variações que podem torná-las eficazes para alguns e ineficaz para outros (FUNASA, 2015).

O tratamento preliminar utiliza processos físicos para removerem sólidos grosseiros, como areia, trapos e plásticos, protegendo o sistema de tratamento de problemas operacionais. Grades, trituradores e desarenadores são utilizados nessa etapa (Metcalf; Eddy, 2016; Von Sperling, 2014). O tratamento primário também é físico e foca na remoção de sólidos suspensos

e matéria orgânica, reduzindo a carga de DBO e os custos do tratamento secundário. É realizado, por exemplo, a partir de decantadores primários, onde sólidos de maior densidade se sedimentam, formando o lodo primário, enquanto graxas e óleos flutuam (Von Sperling, 2014).

O tratamento secundário visa eliminar matéria orgânica biodegradável e sólidos suspensos, utilizando processos químicos e biológicos, já que a DBO solúvel não pode ser removida apenas fisicamente. Métodos comuns incluem lagoas de estabilização, lodos ativados e filtros biológicos. Por fim, o tratamento terciário busca remover poluentes residuais e específicos, usando uma combinação de processos para aplicações de reuso, sendo fundamental para eliminar compostos não biodegradáveis, metais pesados e patógenos (Metcalf; Eddy, 2016; Von Sperling, 2014).

## **2.2 Soluções Baseadas na Natureza (SbN)**

A primeira definição oficial das Soluções Baseadas na Natureza (SbN) veio da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), como "ações para proteger, gerenciar de maneira sustentável e restaurar ecossistemas naturais ou modificados, que abordam de forma eficaz e adaptativa os desafios da sociedade, promovendo o bem-estar humano e os benefícios da biodiversidade" (IUCN, 2012).

Posteriormente, a Comissão Europeia adotou e ampliou o conceito, trazendo uma abordagem mais focada na aplicação prática das SbN, especialmente em áreas urbanas e no contexto de políticas ambientais da União Europeia. E, descreve as SbN como "soluções inspiradas e apoiadas pela natureza, que são economicamente viáveis, fornecem simultaneamente benefícios ambientais, sociais e econômicos e ajudam a criar resiliência. Tais soluções trazem mais e mais diversos recursos e processos naturais para cidades e paisagens, por meio de intervenções sistêmicas e eficientes em termos de recursos e localmente adaptadas" (EC, 2015).

As SbN referem-se a ações que utilizam processos naturais para enfrentar desafios sociais e ambientais (Cohen-Shacham *et al.*, 2016). Essas soluções enfatizam uma abordagem orientada a problemas, buscando aplicar princípios ecológicos para resolver desafios de sustentabilidade (Eggermont *et al.*, 2015). Além disso, defendem o aproveitamento do potencial da natureza para melhorar a relação entre seres humanos e o meio ambiente, aumentando a resiliência dos sistemas socioeconômicos e ecológicos (Scott, 2016).

De acordo com Fraga (2020), as SbN englobam estratégias que se baseiam em técnicas associadas ao conceito de Infraestrutura Verde (IV). Essas técnicas se inspiram em processos

naturais para enfrentar problemáticas ambientais. As SbN podem ser adotadas em várias escalas, desde projetos-pilotos pontuais a intervenções em escala de bairros ou estruturantes, que alcancem, pelo menos, o território do município (Herzog; Antuña-Rozado, 2019).

A mudança climática é um grande impulsionador para a adoção dessas soluções. As SbN são uma forma eficaz de se adaptar aos impactos das mudanças climáticas, ao mesmo tempo em que contribuem para sua mitigação. A implementação da SBN requer uma abordagem holística que leve em consideração o contexto específico do local, envolva as comunidades locais e se concentre na sustentabilidade de longo prazo (Marques *et al.*, 2021).

As SbN têm diversas aplicações para enfrentar desafios ambientais de forma sustentável. Entre as principais estão: Gestão de Recursos Hídricos, Infraestrutura Verde Urbana, Proteção Costeira, Agricultura Sustentável, Gestão de Riscos Naturais e Fitorremediação (Gomes Neto *et al.*, 2020).

Entre as abordagens de SbN com foco em vegetação mais conhecidas, destacam-se pastagens, alagados construídos (*constructed wetlands* - CW), paredes verdes, telhados verdes, elementos de *design* urbano sensíveis à água, como valas e sistemas de biorretenção (*bioswales*). Desse modo, a fitorremediação está inserida nesse conjunto, integrando-se como um dos principais mecanismos de ação das soluções baseadas na natureza (Greksa; Ljubojević; Blagojević, 2024).

### 2.3 Fitorremediação

A fitorremediação (do grego *fito* = planta e *remediar* = dar remédio, corrigir) é uma tecnologia emergente que utiliza espécies vegetais para extrair, conter ou imobilizar contaminantes. Plantas incluindo gramíneas, arbustos e árvores em associação com microrganismos, promovem a recuperação do ambiente (solo, água ou ar) por meio da degradação, acumulação e estabilização de contaminantes (Cameselle *et al.*, 2019).

Segundo Nejad, Jung e Kim (2018), é uma "tecnologia verde" com potencial de remoção de contaminantes, como metais pesados e poluentes orgânicos, minimizando a geração de resíduos secundários. Além disso, é uma técnica de baixo custo e ambientalmente favorável, pois utiliza plantas e organismos de forma associada para a descontaminação de compartimentos ambientais afetados por poluentes (Dickinson, 2007; Jasrotia; Kansal; Mehra, 2017; Ashraf *et al.*, 2019).

As plantas se adaptam a ambientes extremamente diversos, de forma que muitas espécies possuem a capacidade de interagir simbioticamente com outros organismos. Vários processos

bioquímicos e biofísicos, como translocação, absorção, transporte, aclimatação, hiperacumulação e mineralização, são observados em plantas envolvidas no processo de remediação de solos e águas contaminadas (Mishra; Chandra, 2022). A fitorremediação pode ser classificada de acordo com a técnica empregada, a natureza química ou as propriedades do poluente, atuando por meio de mecanismos como fitodegradação, fitoestabilização, fitovolatilização, fitoextração, fitofiltração e rizodegradação (Mendes; Pina, 2017; Maurya *et al.*, 2023).

Vale salientar que essas técnicas não são exclusivas entre si e podem ocorrer de modo simultâneo. Dependendo dos contaminantes presentes, as plantas utilizam um ou mais desses mecanismos para reduzir suas concentrações no ambiente, aumentando a eficácia da fitorremediação da área (Objegba; Fasidi, 2007; Kafle *et al.*, 2022). O Quadro 1 apresenta algumas vantagens e desvantagens da aplicação da fitorremediação.

Quadro 1 - Vantagens e desvantagens da fitorremediação

| Vantagens                                                                                             | Desvantagens                                                                                                               |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Técnica <i>in situ</i> e passiva                                                                      | Geralmente, as plantas são seletivas na remediação de metais                                                               |
| Utiliza energia solar e é de baixo custo                                                              | A toxicidade e a biodisponibilidade dos microrganismos dos produtos de degradação permanecem amplamente desconhecidas      |
| Alta aceitação do público                                                                             | As concentrações de metais no solo podem ser tóxicas e letais para plantas                                                 |
| Redução na dispersão de poeira e contaminantes pelo vento                                             | Se as plantas liberarem compostos para aumentar a mobilidade dos metais, estes podem ser lixiviados nas águas subterrâneas |
| Fornece <i>habitat</i> para a vida animal                                                             | Método de tratamento sazonalmente eficaz                                                                                   |
| Redução do escoamento superficial                                                                     | Baixa produção de biomassa em fitorremediadores, então vários plantios e colheitas são necessários para descontaminação    |
| A biomassa colhida pode ser economicamente valiosa                                                    | Acúmulo de poluentes em frutas e outras partes comestíveis de culturas e hortaliças.                                       |
| A colheita das plantas ou órgãos que acumularam metais é fácil de realizar com a tecnologia existente | A área a ser descontaminada deve ser grande o suficiente para permitir a aplicação de técnicas de cultivo                  |

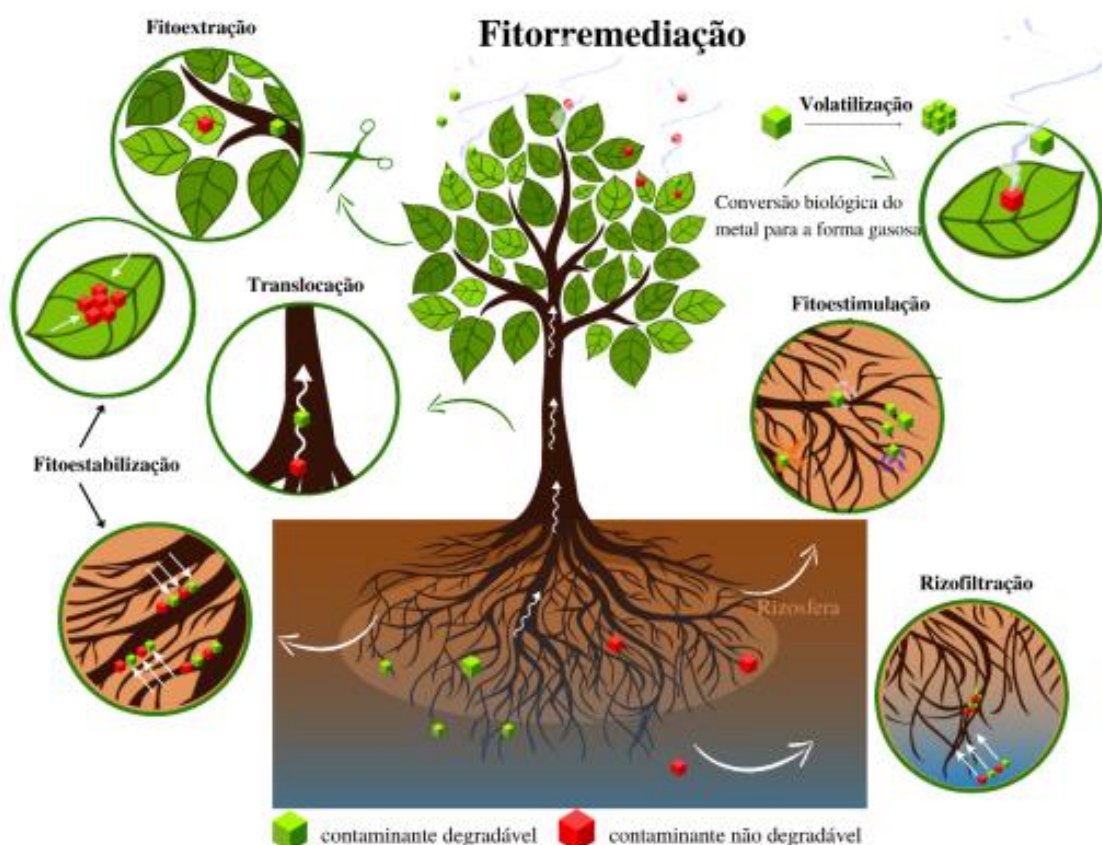
Fonte: Favas *et. al.* (2014) e Farraji *et al.* (2016)

### 2.3.1 Mecanismos de fitorremediação

Na fitorremediação, as técnicas podem atuar de forma direta ou indireta na redução ou remoção de contaminantes por meio das plantas (Figura 2). Nos mecanismos diretos, os compostos são absorvidos, acumulados ou metabolizados nos tecidos vegetais, pela

mineralização. Por sua vez, na forma indireta, os vegetais extraem contaminantes da água, limitando a fonte de contaminação. Além disso, a presença de plantas propicia um meio favorável ao aumento da atividade microbiana, que contribui para a degradação dos contaminantes (Tavares, 2009).

Figura 2- Representação dos diferentes mecanismos de fitorremediação



Fonte: Pereira (2022)

O processo de fitodegradação, também chamado de fitotransformação, consiste na transformação de contaminantes absorvidos pelas plantas por meio de processos metabólicos internos e externos, mediados por enzimas e reações de oxidação associadas à fotossíntese (Jeevanantham *et al.*, 2019; Khan *et al.*, 2023). Esse mecanismo pode promover a transferência de compostos orgânicos para outros tecidos vegetais, onde são volatilizados e degradados em compostos menos tóxicos (Coutinho *et al.*, 2015). No entanto, é aplicável apenas para uma certa faixa de solubilidade e hidrofobicidade dos contaminantes. Shmaefsky (2020) demonstra que a fitodegradação é eficaz na remoção de subprodutos de cuidados pessoais, pesticidas e herbicidas.

O mecanismo de fitoestabilização ou fitoimobilização limita a mobilidade de metais pesados presentes nos solos, a partir da absorção, adsorção ou precipitação na rizosfera (Leite

*et al.*, 2019; Khan *et al.*, 2023). Esse processo baseia-se na capacidade de algumas plantas em absorver e volatilizar certos metais/metaloídes, diminuindo assim sua biodisponibilidade no ambiente (Yan *et al.*, 2020). Alguns íons de elementos dos grupos IIB, VA e VIA da tabela periódica, especificamente mercúrio (Hg), selênio (Se) e arsênio (As), são absorvidos pelas raízes, convertidos em formas não-tóxicas, e em seguida liberados para a atmosfera (Favas *et al.*, 2014; Basharat; Novo; Yasmin, 2018).

A fitovolatilização consiste na absorção de contaminantes pelas plantas, seguida da sua conversão em compostos voláteis e liberação na atmosfera através dos estômatos da planta. Embora controverso, ele não requer manejo adicional após o plantio e minimiza a erosão do solo (Leguizamo; Gómez; Sarmiento, 2017; Ali; Khan; Sajad, 2013; Cristaldi *et al.*, 2017). Nesse caso, compostos orgânicos podem ser translocados para outros tecidos da planta, e então volatilizados, podendo sofrer degradação parcial ou completa em compostos menos tóxicos, combinados e/ou ligados aos tecidos das plantas. Este método pode ser usado para poluentes orgânicos e alguns metais como cádmio (Cd), Se e Hg (Ghosh *et al.*, 2023).

Na fitoextração, são utilizadas plantas hiperacumuladoras, que absorvem contaminantes pelas raízes, transferindo e acumulando-os na biomassa vegetal aérea (Hanks; Caruso; Zhang, 2015; Jacobs; Drouet; Noret, 2018; Jaswal *et al.*, 2023). Essas plantas têm capacidade de armazenar grandes concentrações de metais em suas folhas, variando de 0,01% a 1% do peso seco, dependendo do metal. A técnica é aplicada principalmente para metais como Cd, níquel (Ni), cobre (Cu), zinco (Zn) e chumbo (Pb), mas também pode ser utilizado para outros elementos, como Se e As, além de compostos orgânicos (Favas *et al.*, 2014).

Para alcançar resultados satisfatórios na execução da fitoextração, é essencial que a planta selecionada tolere a exposição aos contaminantes, devendo possuir crescimento acelerado, alta produção de produzir biomassa e capacidade de acumulação. Além disso, a planta deve ser resistente a pragas e doenças, bem como pouco atraente para herbívoros, evitando a entrada de metais na cadeia alimentar (Marques; Rangel; Castro, 2009; Jabeen; Ahmad; Iqbal, 2009). Após a colheita, os contaminantes podem ser recuperados por meio da fitomineração, embora o descarte da biomassa ainda represente um desafio (Sukul *et al.*, 2023).

A fitofiltração combina princípios da fitoextração e da fitoestabilização, utilizando plantas para absorver e acumular contaminantes, principalmente nas raízes. Também conhecida como rizofiltração, é aplicada em sistemas hidropônicos para remediar metais pesados em soluções aquosas, onde os poluentes são adsorvidos na superfície das raízes ou absorvidos e translocados para as partes aéreas das plantas (Sharma; Singh; Manchanda, 2015; Woraharn *et*

*al.*, 2021). Pode ser realizada com plantas aquáticas e terrestres, tanto *in situ* quanto *ex situ*. No entanto, a técnica exige ajustes constantes do pH, cultivo das plantas em viveiros ou estufas, colheita e descarte periódico da biomassa, além de um projeto adequado dos tanques de tratamento. Também é necessário compreender as interações químicas e a especiação dos contaminantes para garantir a eficácia do processo (Tiwari *et al.*, 2019).

A fitoestimulação ou rizodegradação consiste na quebra dos contaminantes orgânicos pela atividade microbiana na rizosfera. Os exemplos de microrganismos que realizam a rizodegradação são fungos, bactérias e leveduras (Wang *et al.* 2017). Esses microrganismos realizam o processo de biodegradação e digestão dos compostos orgânicos para obter energia e nutrição (Kristanti; Hadibarata, 2023). Esse processo é muito utilizado para degradação de uma ampla gama de produtos químicos orgânicos, como hidrocarbonetos de petróleo, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (PAH), bifenilos policlorados (PCBs), solventes clorados, etilbenzeno, benzeno, xilenos, tolueno e pesticidas (Abdullah *et al.*, 2020).

De acordo com Sbani *et al.* (2020), a rizodegradação é potencializada quando altas concentrações de bactérias estão presentes na rizosfera, favorecida pela excreção de nutrientes pelas raízes das plantas. Além disso, a área de superfície das raízes proporciona maior disponibilidade de oxigênio, o que auxilia no crescimento e na atividade microbiana (Awa, Hadibarata, 2020). Os processos descritos estão apresentados resumidamente no Quadro 2.

Quadro 2 - Resumo dos mecanismos de fitorremediação, destacando os tipos de contaminantes tratados, o meio de aplicação, os processos envolvidos e as principais aplicações práticas.

| Mecanismo de fitorremediação                     | Contaminantes           | Meio        | Processos envolvidos                                          | Aplicação                                                |
|--------------------------------------------------|-------------------------|-------------|---------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Fitodegradação/<br>Fitotransformação             | Orgânicos complexos     | Água e Solo | Degradação dentro da planta por meio de processos metabólicos | Solo e águas residuais contaminadas                      |
| Fitoestabilização/<br>Fitoimobilização           | Inorgânicos             | Solo        | Imobilização                                                  | Contaminação por mineração                               |
| Fitovolatilização                                | Orgânicos e Inorgânicos | Água e Solo | Volatilização                                                 | Contaminantes voláteis                                   |
| Fitoextração/<br>Fitoacumulação/<br>Fitoabsorção | Inorgânicos             | Água e Solo | Hiperacumulação                                               | Locais moderadamente poluídos                            |
| Fitofiltração/Rizofiltração                      | Orgânicos e Inorgânicos | Água        | Acúmulo na rizosfera                                          | Águas residuais                                          |
| Rizodegradação/<br>Fitoestimulação               | Orgânicos               | Solo        | Degradação na rizosfera por meio da atividade microbiana      | Contaminantes de hidrocarbonetos aromáticos policíclicos |

Fonte: adaptado de Bhat *et al.* (2022)

### 2.3.2 Plantas fitorremediadoras

A seleção de espécies vegetais para fitorremediação depende de vários fatores, como a capacidade de tratar contaminantes específicos, propriedades corretivas e sua adaptabilidade às condições locais (Muthusaravanan *et al.*, 2018). Essas plantas, chamadas de fitorremediadoras, são capazes de reduzir os efeitos nocivos de vários contaminantes orgânicos e inorgânicos por meio de processos como redução, conversão e catabolismo (Sun, Wu, Gan, 2015).

Para que a planta tenha um potencial fitorremediador, ela deve ter características como: capacidade de absorver, tolerar, reter, concentrar e/ou metabolizar contaminantes nas raízes; sistema radicular profundo; alta produção de biomassa; rápido crescimento; alta taxa de transpiração; facilidade de colheita e manejo; exsudação radicular eficiente; resistência a pragas, patógenos e doenças; e tolerância aos poluentes (Coutinho *et al.*, 2015; Rezanian *et al.*, 2016a). Reeves (2018) destaca outras características desejáveis como a ocorrência natural em áreas poluídas e adaptabilidade para estender suas raízes até os contaminantes.

Uma única planta dificilmente reunirá todas as características de interesse para a fitorremediação, no entanto, esperasse que contenham o maior número possível dessas características. Outro aspecto importante a ser analisado é a possibilidade de se utilizar várias espécies em um mesmo local, permitindo a remoção de diversos contaminantes simultaneamente (Vasconcelo *et al.*, 2020).

Além disso, alguns cuidados devem ser levados em consideração durante o processo de seleção, para evitar a introdução de espécies não nativas nas áreas onde elas não ocorram naturalmente. Desse modo, tornam-se necessários estudos com a diversidade vegetal local, com o objetivo de identificar espécies nativas capazes de promover a redução de poluentes no meio ambiente (Li *et al.*, 2023).

Entre os exemplos de plantas fitorremediadoras, destacam-se as plantas hiperacumuladoras que pertencem às famílias Brassicaceae, Fabaceae, Euphorbiaceae, Asteraceae, Lamiaceae, Poaceae (Gramíneas), leguminosas e Scrophulariaceae. Algumas espécies utilizadas incluem a mostarda indiana (*Brassica Juncea sp.*), girassol (*Helianthus Annuus*) e tabaco (*Nicotiniana Tabacum*) (US EPA, 2000). Muthusaravanan *et al.* (2018), relataram diversas plantas utilizadas em experimentos de fitorremediação, conforme apresentado na Quadro 3.

Quadro 3 - Exemplos de plantas fitorremediadoras utilizadas em experimentos e os tipos de contaminantes alvo.

| Plantas                                    | Contaminantes remediados | Referência                    |
|--------------------------------------------|--------------------------|-------------------------------|
| Árvores freatófitas                        | Organoclorados           | Schnabel, White (2001)        |
| Rabanete branco ( <i>Raphanus satius</i> ) | Fenóis                   | Roper, Dec, Bollag (1996)     |
| Choupos ( <i>Populus</i> spp)              | Tricloroetileno          | Strand, Newman, Ruszaj (1995) |
| Raiz de castor ( <i>Nymphaea odorata</i> ) | Perclorato               | Susarla <i>et al.</i> (2000)  |
| Batata ( <i>Solanum tuberosum</i> )        | Fenóis                   | Dec, Bollag (1994)            |

Fonte: adaptado de Muthusaravanan *et al.* (2018)

As plantas aquáticas têm sido amplamente estudadas devido à sua capacidade de remover contaminantes, uma vez que desenvolvem um extenso sistema radicular, que auxiliam no acúmulo de poluentes em suas raízes e brotos (Ahmad *et al.*, 2017). Dentre as espécies aquáticas flutuantes mais utilizadas na remediação de metais pesados em águas residuais, destacam-se o aguapé (*Eichhornia crassipes*), a lentilha d'água (*Lemna minor*) e a alface d'água (*Pistia stratiotes*) (Anaokar *et al.*, 2018). Ali *et al.* (2020) apresentaram diversas plantas aquáticas que são amplamente estudadas na remediação de metais pesados, conforme o Quadro 4.

Quadro 4 - Plantas aquáticas utilizadas na remediação de metais pesados

| Plantas aquáticas               | Nome comum         | Metais*                | Referência                                                                             |
|---------------------------------|--------------------|------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| <i>Eichhornia crassipes</i>     | Aguapé             | Pb, Hg, Cu, Cr, Ni, Zn | Molisani <i>et al.</i> (2006)<br>Hu <i>et al.</i> (2007)                               |
| <i>Pistia stratiotes</i>        | Alface d'água      | Cr, Zn, Fe, Mn, Cu     | Maine <i>et al.</i> (2004)<br>Miretzky <i>et al.</i> (2004)                            |
| <i>Salvinia mínima</i>          | Lantejoulas d'água | As, Ni, Cr, Cd         | Olguín <i>et al.</i> (2002)<br>Sooknah (2000)                                          |
| <i>Spirodela intermedia</i>     | Lentilha           | Fe, Zn, Mn, Cu, Cr, Pb | Miretzky <i>et al.</i> (2004)<br>Cardwell <i>et al.</i> (2002)                         |
| <i>Typha latifolia</i>          | Taboa comum        | Zn, Mn, Ni, Fe, Pb, Cu | Hejna <i>et al.</i> (2020)<br>Qian <i>et al.</i> (1999)<br>Sasmaz <i>et al.</i> (2008) |
| <i>Phragmites australis</i>     | Junco comum        | Fe, Cu, Cd, Pb, Zn     | Ganjalia <i>et al.</i> (2014)<br>Há, Anh (2016)                                        |
| <i>Scirpus</i>                  | Junco              | Cd, Fe, Al             | Kutty, Al-Mahaqeri (2016)                                                              |
| <i>Copaifera langsdorffii</i>   | Copaibeira         | Cu                     | Asensio <i>et al.</i> (2018)                                                           |
| <i>Plantago tomentosa</i> Lam   | Tanchagem          | Cu, Zn, Mn e Ni        | Afonso <i>et al.</i> (2019)                                                            |
| <i>Zeyheria tuberculosa</i>     | Ipê felpudo        | Pb, Zn, As             | Barroso <i>et al.</i> (2022)                                                           |
| <i>Sagittaria montevidensis</i> | Aguapé de flexa    | Cr, Cu, Pb, Ni e Zn    | Demarco <i>et al.</i> 2019                                                             |

\* Chumbo (Pb), Mercúrio (Hg), Cobre (Cu), Cromo (Cr), Níquel (Ni), Zinco (Zn), Ferro (Fe), Manganês (Mn), Arsênio (As), Cádmio (Cd), Alumínio (Al).

Fonte: adaptado de Ali *et al.* (2020)

As plantas fitorremediadoras têm diversas aplicações, podendo ser utilizadas na remoção de metais pesados, degradação de compostos orgânicos, tratamento de águas residuais, restauração de áreas degradadas, melhoria da qualidade do ar, descontaminação de águas ácidas ou salinas, controle da eutrofização e remoção de radionuclídeos. Essas aplicações demonstram a versatilidade das plantas fitorremediadoras na recuperação ambiental. A Tabela 1 resume alguns desses estudos, apresentando as espécies vegetais utilizadas, os tipos de contaminantes tratados e os resultados obtidos, reforçando o potencial dessas técnicas para a recuperação de ambientes contaminado.

Tabela 1 - Estudos que apresentam plantas fitorremediadoras usadas no tratamento de diferentes efluentes.

| Tipos de efluente          | Espécies de plantas                                                                                                                                      | Eficiência (%)*                                                                                                            | Referência                     |
|----------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------|
| Água cinza                 | <i>Canna indica</i> , <i>Colocasia</i> , <i>Hymenocallis littoralis</i> e <i>Fragmites australis</i>                                                     | NT:34,54; NH <sub>4</sub> -N: 53,06; PO <sub>4</sub> -P: 37,49 e DQO: 58,26                                                | Nema, Yada e Christian (2020)  |
| Águas residuais municipais | <i>Phragmites australis</i> , <i>Iris pseudacorus</i>                                                                                                    | NT: 74,3; NH <sub>4</sub> -N: 62,1; NO <sub>3</sub> -N: 77,7; PT: 29,6; PO <sub>4</sub> -P: 37,4 e DQO: 46,7               | Barco, Borin (2017)            |
|                            | <i>Iris pseudacorus</i> (IP), <i>Phragmites australis</i> (PA), <i>Lemna minor</i> (LM), <i>Azolla filiculoides</i> (AF) e <i>Pistia stratiotes</i> (PS) | NO <sub>3</sub> -N: 69,0; NH <sub>4</sub> -N: 76,0; PO <sub>4</sub> -P: 53,0; PT: 63,0; DQO: 45,6 – 76,8 e DBO: 37,7- 62,3 | Ali, Lens e Bruggen (2017)     |
|                            | <i>Phragmites australis</i> , <i>Azolla filiculoides</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Lemna minor</i> , <i>Lactuca sativa</i>                         | NH <sub>4</sub> -N: 70,0 e NT: 59,0                                                                                        | Prajapati <i>et al.</i> (2017) |
|                            | <i>Eichhornia crassipes</i>                                                                                                                              | DQO: 49,0; NH <sub>3</sub> : 81,0; NO <sub>3</sub> -N: 92,0 e PT: 67,0                                                     | Rahman <i>et al.</i> (2009)    |
|                            | <i>Eichhornia crassipes</i>                                                                                                                              | NH <sub>3</sub> -N: 64,0; DBO: 61,0 e DQO: 41,0                                                                            | Rezania <i>et al.</i> (2016b)  |
| Efluente doméstico         | <i>Chlorella vulgaris</i> , <i>Lemna minor</i> e <i>Eichhornia crassipes</i>                                                                             | DQO: 43,0 e DBO:42,0                                                                                                       | El-din e Aziz (2018)           |
|                            | <i>Phragmites karka</i>                                                                                                                                  | NO <sub>3</sub> -N: 84,0; NO <sub>2</sub> -N: 76,0 e PO <sub>4</sub> -P: 68,0                                              | Khare, Jain (2019)             |
|                            | <i>Pennisetum pedicellatum</i> e <i>Cyperus rotundus</i>                                                                                                 | NH <sub>4</sub> -N: 84,47; NO <sub>3</sub> -N: 69,0; PO <sub>4</sub> -P: 90,0; DBO: 83,0 e DQO: 65,0                       | Thalla <i>et al.</i> (2019)    |
| Esgoto                     | <i>Azolla filiculoides</i>                                                                                                                               | NH <sub>4</sub> -N: 54,8; NO <sub>2</sub> -N: 71,4 e PT: 68,65 -80,52                                                      | Soman e Arora (2018)           |
|                            | <i>Cana indica</i>                                                                                                                                       | NO <sub>3</sub> : 73,13; PO <sub>4</sub> : 56,02; DBO: 73,77 e DQO: 75,19                                                  | Chavan e Dulap (2012)          |

|                     |                                                                   |                                                                                                              |                                     |
|---------------------|-------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|
| Efluente Industrial | <i>Eichhornia crassipes, Salvinia molesta e Pistia stratiotes</i> | Zn: 36,0; Fe: 26,6; Cu: 32,6; Cr: 58,6; Ni: 26,9; Cd: 27,1 e Pb: 42,4                                        | Kodituwakku <i>et al.</i> (2020)    |
|                     | <i>Lemna minor</i>                                                | Cd: 44,93; Cr :32,26; Ni: 74,48 e Pb: 79,1                                                                   | Al-Khafaji, Al-Ani e Ibrahim (2018) |
|                     | <i>Eichhornia crassipes</i>                                       | Fe: 83 ± 4,4; Cu: 63 ± 42,4; Cd: 76 ± 3,4; Cr: 66 ± 1,4; Zn: 79 e Ni: 67 ± 2,4                               | Rai (2019)                          |
| Efluente têxtil     | <i>Chara vulgaris</i>                                             | DQO: 78,0 e DBO: 82,0                                                                                        | Daud <i>et al.</i> (2018)           |
|                     | <i>Typha angustifolia</i>                                         | DBO <sub>5</sub> : 68,0; Cor: 62,0; DQO: 65,0; SDT: 45,0; SST: 35,0; As: 60,0; Cd: 28,0; Cr: 59,0 e Pb: 45,0 | Chandanshive <i>et al.</i> 2017     |

\* NT (Nitrogênio Total), NH<sub>4</sub>-N (Nitrogênio Amoniacal), NO<sub>3</sub>-N (Nitrato), NO<sub>2</sub>-N (Nitrito), PT (Fósforo Total), PO<sub>4</sub>-P (Ortofosfato), DQO (Demanda Química de Oxigênio), DBO<sub>5</sub> (Demanda Bioquímica de Oxigênio), SDT (Sólidos Dissolvidos Totais), SST (Sólidos Suspensos Totais), Zn (Zinco), Fe (Ferro), Cu (Cobre), Cr (Cromo), Ni (Níquel), Cd (Cádmio), Pb (Chumbo) e As (Arsênio).

Fonte: adaptado de Mustafa e Hayder (2021) e Panday e Babu (2023)

## 2.4 Wetlands Construídos

*Wetlands* Construídos (WC) são sistemas desenvolvidos para replicar os processos naturais de degradação de matéria orgânica e reciclagem de nutrientes que ocorrem em ambientes úmidos naturais, como pântanos e áreas alagadas (Vymazal, 2007). Esses sistemas são definidos como soluções de engenharia verdes, sustentáveis, de baixo custo, robustos e eficientes para o tratamento de águas residuais, além de oferecer serviços ecossistêmicos adicionais. Entre os termos utilizados para identificá-los, estão: zonas úmidas alagadas, pântano construído, pântano artificial, leito de junco, leito de helófitas, leito de hidrófitas, leito de macrófitas e método da zona radicular (Carvalho; Arias; Brix, 2017).

De acordo com o regime de fluxo de água, nível, direção da água e tipo de vegetação, os *wetlands* construídos podem ser classificados em dois tipos: *wetlands* de fluxo superficial de água livre (FWSCW) e *wetlands* de fluxo subterrâneo. Estes últimos são subdivididos em *wetlands* de fluxo vertical (VF), fluxo horizontal (HF), fluxo vertical francês (FVF) e *wetlands* híbrido (Vymazal, 2005).

Os SJF surgiram a partir dos *wetlands* construídos como uma solução mais flexível e eficiente para o tratamento de águas residuais, utilizando plantas em plataformas flutuantes para realizar processos de remoção de poluentes, sem depender de substratos sólidos no fundo da água. Eles representam uma inovação que melhora a acessibilidade e a adaptabilidade dos sistemas de tratamento em diferentes tipos de ambientes aquáticos (Vymazal, 2021).

#### 2.4.1 Sistema de Jardins Flutuantes

Os Sistemas de Jardins Flutuantes (do inglês *Floating Treatment Wetlands* - FTW) são inspirados em esteiras orgânicas flutuantes que surgem naturalmente em corpos d'água, proporcionando suporte para o crescimento de plantas. Visando reproduzir as características desses wetlands flutuantes naturais, foram desenvolvidos os sistemas artificiais, denominados neste estudo como jardins flutuantes (Yeh; Yeh; Chang, 2015).

Essa tecnologia tem se destacado como uma alternativa promissora para o tratamento de águas em rios, canais e lagoas. Consiste no cultivo de macrófitas aquáticas emergentes sobre uma camada de suporte, fixada a uma estrutura flutuante (Lucke; Walker; Beecham, 2019). Embora sejam semelhantes aos wetlands construídos convencionais no uso de plantas para a remoção de nutrientes e contaminantes, os jardins flutuantes diferem ao manter as raízes das plantas em contato direto com a coluna d'água, permitindo um crescimento hidropônico, em vez de se fixarem em um substrato sólido (Headley; Tanner, 2012).

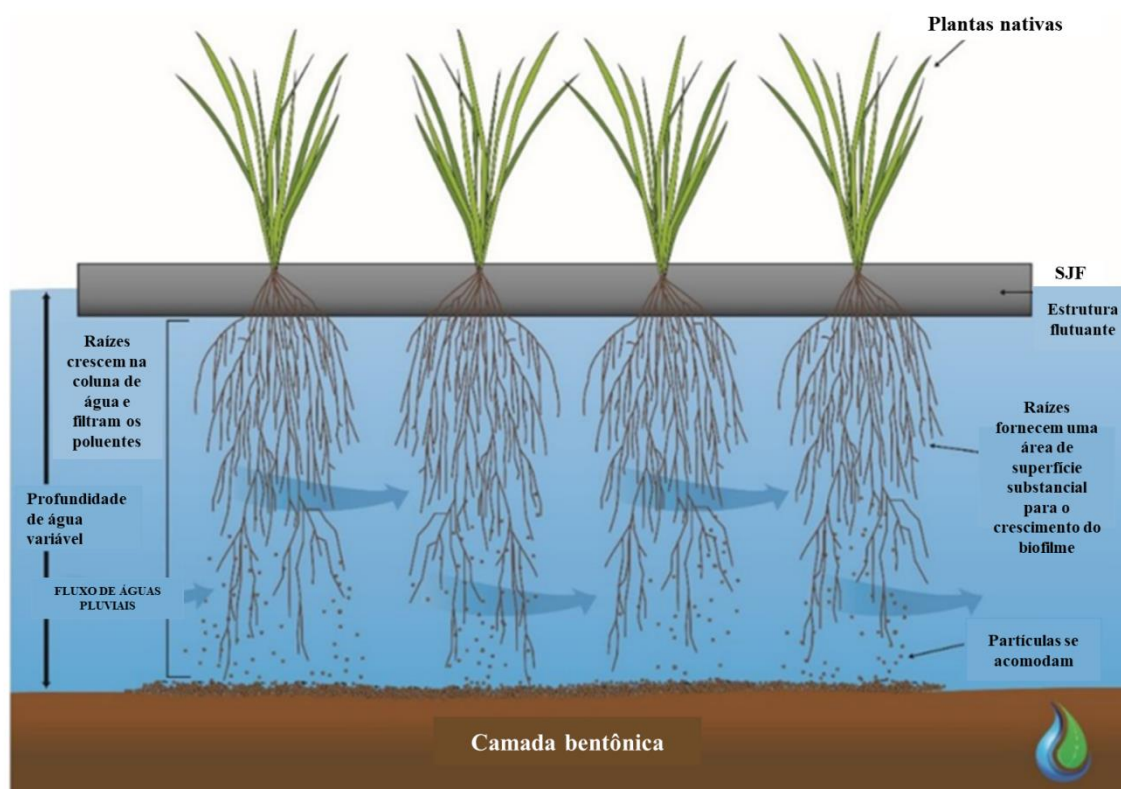
Além de contribuírem para a melhoria natural da qualidade da água, os jardins flutuantes oferecem benefícios paisagísticos, apoiam processos de restauração ecológica e demandam baixa manutenção (Yeh; Yeh; Chang, 2015). Conforme apontado por Barco e Borin (2017), essas estruturas vêm sendo aplicadas em diversas situações para a recuperação da qualidade da água, incluindo o tratamento de águas pluviais, esgoto doméstico, efluentes industriais e reservatórios de abastecimento de água.

Comparados a sistemas complexos de tratamento, os jardins flutuantes utilizam mecanismos mais próximos aos processos naturais. Eles empregam materiais acessíveis para a estrutura de suporte, substrato e plantas, permitindo aplicações versáteis, como em açudes urbanos com plantas ornamentais (Quege; Almeida; Ucker, 2013).

Além disso, esses sistemas contribuem para a melhoria das condições microbiológicas e dos processos biogeoquímicos da coluna de água. Um benefício importante é a remoção de nitrogênio e fósforo em excesso, o que previne o crescimento exagerado de algas e, conseqüentemente, o processo de eutrofização, melhorando a qualidade do ecossistema.

O funcionamento dos jardins flutuantes ocorre quando a água contaminada entra em contato com as raízes das plantas. Estas fornecem superfície para o crescimento de microrganismos que atuam na remoção de nutrientes do efluente (Krebs; Oliveira; Schröder, 2021). A configuração de um jardim flutuante é ilustrada na Figura 3.

Figura 3 - Esquema figurativo da configuração de um jardim flutuante



Fonte: Lucke; Walker; Beecham, 2019

#### 2.4.2 Considerações básicas de projeto e estrutura do sistema de jardins flutuantes

- *Escolha do tipo de vegetação*

A escolha das espécies que comporão o sistema de jardins flutuantes é crucial para o sucesso do tratamento. As plantas selecionadas devem apresentar alto potencial de absorção de nutrientes, capacidade de crescimento e floração, além de formar redes de raízes espessas e submersas (Chen *et al.*, 2016). É importante considerar a profundidade da zona radicular e a altura das plantas. O uso de uma combinação de espécies pode ser vantajoso na maioria dos casos, desde que se mantenha o equilíbrio do ecossistema nos jardins (Sharma; Vymazal; Malaviya, 2021).

As raízes das plantas, além de acumularem metais e outros contaminantes, criam um ambiente ideal para o crescimento de microrganismos em biofilmes, que desempenham papéis essenciais na purificação da água (Headley; Tanner, 2008). Para garantir a remoção completa dos contaminantes absorvidos e evitar a reintrodução de nutrientes na água, é necessário colher e regenerar periodicamente as plantas (Rehman *et al.*, 2019).

No entanto, é importante observar que a vegetação pode levar até uma estação de crescimento completa para estabelecer um denso desenvolvimento acima e abaixo do tapete flutuante (Tanner; Headley, 2011; Borne *et al.*, 2015).

- *Flutuabilidade*

A flutuabilidade é um parâmetro fundamental no projeto de jardins flutuantes, permitindo a instalação de jangadas ou tapetes flutuantes na superfície da água (Schwammberger; Yule; Tindale, 2020). Esse aspecto garante que os jardins se ajustem às variações no nível da água, mantendo sua funcionalidade de forma contínua e eficiente, mesmo em condições adversas, como ventos fortes (Borne *et al.*, 2015).

A estrutura flutuante pode ser composta por diversos materiais, como madeira, plástico, materiais inorgânicos ou fibra de vidro. Para alcançar a flutuabilidade necessária, são incorporados elementos como espuma injetada ou materiais ocos e selados, como bombonas, garrafas e tubulações (Faulwetter *et al.*, 2011; Lucke; Walker; Beecham, 2019). O Quadro 5 apresenta uma lista dos materiais flutuantes artificiais mais comumente utilizados em jardins flutuantes.

Quadro 5 - Lista de materiais flutuantes artificiais comumente utilizados em jardins flutuantes

| <b>Materiais flutuantes disponíveis</b>                                                                                                    | <b>População bacteriana dominante no sistema</b>                                                                                                                                                                                                                                                     |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| <b>Produtos à base de polietileno</b><br>Malha de polietileno, espumas, placas e folhas;<br>espuma de mistura de tereftalato e polietileno | Bactérias nitrificantes, por exemplo, <i>Nitrosococcus</i> e <i>Nitrospira</i>                                                                                                                                                                                                                       |
| <b>Materiais feitos de estireno</b><br>Placa de isopor e poliestireno simples e expandido                                                  | Bactérias redutoras de sulfato, por exemplo, <i>Desulfonema</i> , <i>Desulfovibrio</i> , <i>Desulfobulbus</i> , <i>Desulfomicrobium</i> , <i>Desulfatitalea</i> , <i>Desulfobacterium</i> , <i>Desulfocapsa</i> e <i>Desulfopila</i>                                                                 |
| <b>Materiais à base de plástico</b><br>Balde de plástico, rede e espuma e tubos de PVC                                                     | Bactérias fixadoras de nitrogênio, por exemplo, <i>Rhizobium</i> , <i>Azospirillum</i> , <i>Azonexus</i> , <i>Anabaena</i> , <i>Calothrix</i> , <i>Cylindrospermum</i> , <i>Bradyrhizobium</i> , <i>Nitrospirillum</i> , <i>Azohydromonas</i> , <i>Derxia</i> , <i>Nostoc</i> e <i>Mesorhizobium</i> |
| <b>Polímeros mistos</b><br>Policloreto de vinila, polimetilmetacrilato e tapetes de etileno vinilacetato                                   | Bactérias oxidantes de enxofre, por exemplo, <i>Thiothrix</i> , <i>Chlorobium</i> , <i>Thiobacillus</i> e <i>Thiobacter</i>                                                                                                                                                                          |
| <b>Produtos de propileno</b><br>Copolímero de polipropileno e copolímero aleatório de polipropileno                                        | Bactérias desnitrificantes, por exemplo, <i>Pseudomonas</i> , <i>Bacillus</i> e redutoras de nitrato                                                                                                                                                                                                 |

|                      |                                                                        |
|----------------------|------------------------------------------------------------------------|
| <b>Outras opções</b> | Bactérias metilotróficas, por exemplo,                                 |
| Fibras               | <i>Methylobacterium</i> , <i>Hyphomicrobium</i> , <i>Methylibium</i> , |
| Bambus               | <i>Methylobacillus</i> e <i>Methylophilus</i>                          |
| Pellets de cerâmica  |                                                                        |

Fonte: adaptado de Sahreen e Mukhtar (2024)

- *Profundidade da água*

Ao projetar um sistema de jardins flutuantes, a profundidade da água é um fator crucial a ser considerado, pois influencia diretamente o desenvolvimento das raízes e o tempo de contato com os poluentes. Para maximizar esses efeitos, recomenda-se uma profundidade de pelo menos 0,8 a 1,0 m (Colares *et al.*, 2020). Contudo, em esgotos ricos em nutrientes, profundidades menores, como 0,2 m, também podem ser eficazes. Já em águas com baixa concentração de nutrientes, como águas pluviais, a profundidade ideal varia de 0,8 a 3,0 m, uma vez que as raízes tendem a crescer mais à medida que buscam nutrientes e se fixam nos sedimentos (Sharma; Vymazal; Malaviya, 2021).

A profundidade ideal está diretamente ligada ao alcance máximo da rede de biofilme que se forma nas raízes sob a esteira flutuante. Além disso, profundidades maiores aumentam o desempenho do tratamento, prolongando o tempo de contato entre os poluentes, as raízes e o biofilme microbiano (Headley; Tanner, 2012).

Ademais, o contato entre raízes, água e microrganismos gera diferentes resultados conforme a profundidade da água. Em profundidades rasas, ocorre uma remoção mais eficiente de partículas finas e sólidos suspensos, enquanto profundidades maiores são mais eficazes na sedimentação de sólidos suspensos grosseiros, devido à formação de uma zona de água livre abaixo da esteira até o fundo da coluna de água (Shahid *et al.*, 2018).

- *Biofilme*

O biofilme, presente nos sistemas de jardins flutuantes, é composto por comunidades viscosas e aderentes de bactérias, fungos, protozoários e algas, que se fixam às raízes das plantas e a outras superfícies estáveis, vivas ou não, nos corpos d'água (Chan *et al.*, 2008). Esse biofilme desempenha um papel fundamental na estabilidade mecânica do sistema, aumentando a retenção de água, melhorando a sorção de nutrientes, oferecendo proteção contra vírus e exibindo atividade antimicrobiana (Jasper *et al.*, 2013). Dessa forma, atua como biossorvente, auxiliando na remoção de compostos orgânicos e metais presentes na água (Sharma, Vymazal, Malaviya, 2021).

Para um tratamento eficiente, é essencial o desenvolvimento de um sistema radicular denso e extenso, com biofilme aderido às raízes e rizomas (Pavlineri; Skoulikidis; Tsihrintzis, 2017). Nesse contexto, os biofilmes microbianos desempenham um papel crucial na remoção de nitrogênio, principalmente através dos processos de nitrificação e desnitrificação.

Na nitrificação, o amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) é oxidado a nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ) por bactérias nitrificantes em condições aeróbicas. Em seguida, o nitrito é convertido em nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) por bactérias oxidantes de nitrito. Já a desnitrificação ocorre em condições anaeróbicas, quando o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ), utilizando carbono orgânico como doador de elétrons (Winkler; Straka, 2019; Colares *et al.*, 2020; Rahimi; Modin; Mijakovic, 2020; Shukla *et al.*, 2020; Boonbangkeng *et al.*, 2021).

#### 2.4.3 Remoção de nutrientes em sistemas de jardins flutuantes

As plantas desempenham um papel crucial na transformação e remoção de contaminantes nos jardins flutuantes, incluindo nutrientes como nitrogênio (N) e fósforo (P), que são transportados por toda a planta. A remoção desses nutrientes ocorre por meio de diversos processos biológicos e físico-químicos, como nitrificação, desnitrificação e adsorção de fósforo, além da combinação desses mecanismos (Headley; Tanner, 2012; Keizer-Vlek *et al.*, 2014).

A assimilação de nutrientes nos tecidos das raízes e do caule está diretamente relacionada à eficácia do tratamento do sistema. Com o aumento da biomassa vegetal, há um crescimento no acúmulo e armazenamento de N e P (Zhu; Li; Ketola, 2011). Contudo, essa capacidade é limitada pelo potencial máximo de acumulação das espécies vegetais utilizadas (Pavlineri, Skoulikidis, Tsihrintzis, 2017).

No caso do fósforo, os principais processos de imobilização incluem adsorção ao substrato, precipitação química, retenção bacteriana, absorção por plantas e algas, incorporação em matéria orgânica e acumulação nos sedimentos. A absorção e liberação de fósforo variam conforme a estação do ano e o ciclo de vida da planta, sendo que uma pequena parcela desse nutriente, geralmente entre 10% e 20%, é retida no material vegetal residual (Kadlec, Wallace, 2009).

A remoção de fósforo a longo prazo pode ser otimizada pela colheita periódica das plantas e pela remoção de sedimentos ricos em P, promovendo um ciclo de nutrientes em um conceito de economia circular, no qual os nutrientes retornam à sua origem em um circuito fechado (Ziegler, 2016).

A eficiência na remoção de nitrogênio depende das características de crescimento das espécies vegetais, idade das plantas, tipo de efluente e condições ambientais. Além disso, está diretamente relacionada à temperatura e à estação do ano, pois as bactérias responsáveis pelos processos de nitrificação e desnitrificação são altamente sensíveis a variações térmicas (Shahid *et al.*, 2018).

A Tabela 3 apresenta estudos que aplicaram sistemas de jardins flutuantes no tratamento de diferentes tipos de efluentes, destacando as particularidades de cada projeto e suas respectivas eficiências na remoção de nutrientes e contaminantes.

Tabela 2- Estudos de SJF para tratamento de diferentes tipos de efluente, escala do experimento, espécies vegetais, cobertura de superfície, eficiência média de remoção de contaminantes e localização.

| Escala  | Tipo de efluente                                                                       | Espécies de plantas                                                                                                           | Cobertura de superfície da água (%) | Taxas médias de remoção (%)                                                                                  | Local do estudo | Referência                          |
|---------|----------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------|-------------------------------------|
| Real    | Esgoto doméstico                                                                       | <i>Typha domingensis</i>                                                                                                      | 100                                 | DQO:55.0;<br>DBO:56.0;<br>SST: 78.0;<br>NT:41.0;<br>PT: 37.0                                                 | Brasil          | Benvenuti <i>et al.</i> , (2018)    |
| Piloto  | Esgoto bruto de campus universitário                                                   | <i>Hymenachne grumosa</i>                                                                                                     | 50                                  | DBO:42;<br>P solúvel: 9,3                                                                                    | Brasil          | Colares <i>et al.</i> , (2019)      |
| Bancada | Esgoto industrial                                                                      | <i>Vetiveria zizanioides</i>                                                                                                  | (-)                                 | DQO: 92.0;<br>DBO: 96.0                                                                                      | Tailândia       | Phenrat <i>et al.</i> , (2017)      |
| Bancada | Efluente sintético                                                                     | <i>Typhadomingensis</i>                                                                                                       | (-)                                 | PT:95;<br>N-NH <sub>3</sub> :94-96;                                                                          | Argentina       | Di Luca <i>et al.</i> , (2019)      |
| Piloto  | Esgoto bruto de campus universitário                                                   | dominantly <i>Carex spp.</i><br><i>Lythrum salicaria</i><br><i>Phragmites australis</i><br><i>Juncus effusus</i>              | 54                                  | COD:52.9±11.6<br>PT:22.1±23.6<br>NT: 42.3±27.6                                                               | Bélgica         | Van de Moortel <i>et al.</i> (2010) |
| Piloto  | Águas residuais domésticas do campus                                                   | <i>Typha angustifolia</i><br>e <i>Canna iridiflora</i>                                                                        | (-)                                 | DBO <sub>5</sub> ≥ 90<br>NH <sub>4</sub> -N = 100<br>NH <sub>3</sub> - N ≥ 90<br>PO <sub>4</sub> 3- - P ≥ 90 | Sri Lanka       | Weragoda <i>et al.</i> , (2012)     |
| Piloto  | Águas residuais originadas de dormitórios, restaurantes e laboratórios da Universidade | <i>Ipomoea aquatica</i> ; <i>Allium porrum</i> ; <i>Glebionis coronaria</i> ; <i>Brassica rapa</i> ; <i>Oenanthe javanica</i> | (-)                                 | NT ≥ 69.3 NH <sub>4</sub> -N ≥ 85.7 PT ≥ 90                                                                  | China           | Abbasi <i>et al.</i> , (2019)       |

Fonte: adaptado de Colares *et al.*, (2020)

## **2.5 Caracterização do sistema de jardins flutuantes desenvolvido por Rocha (2022)**

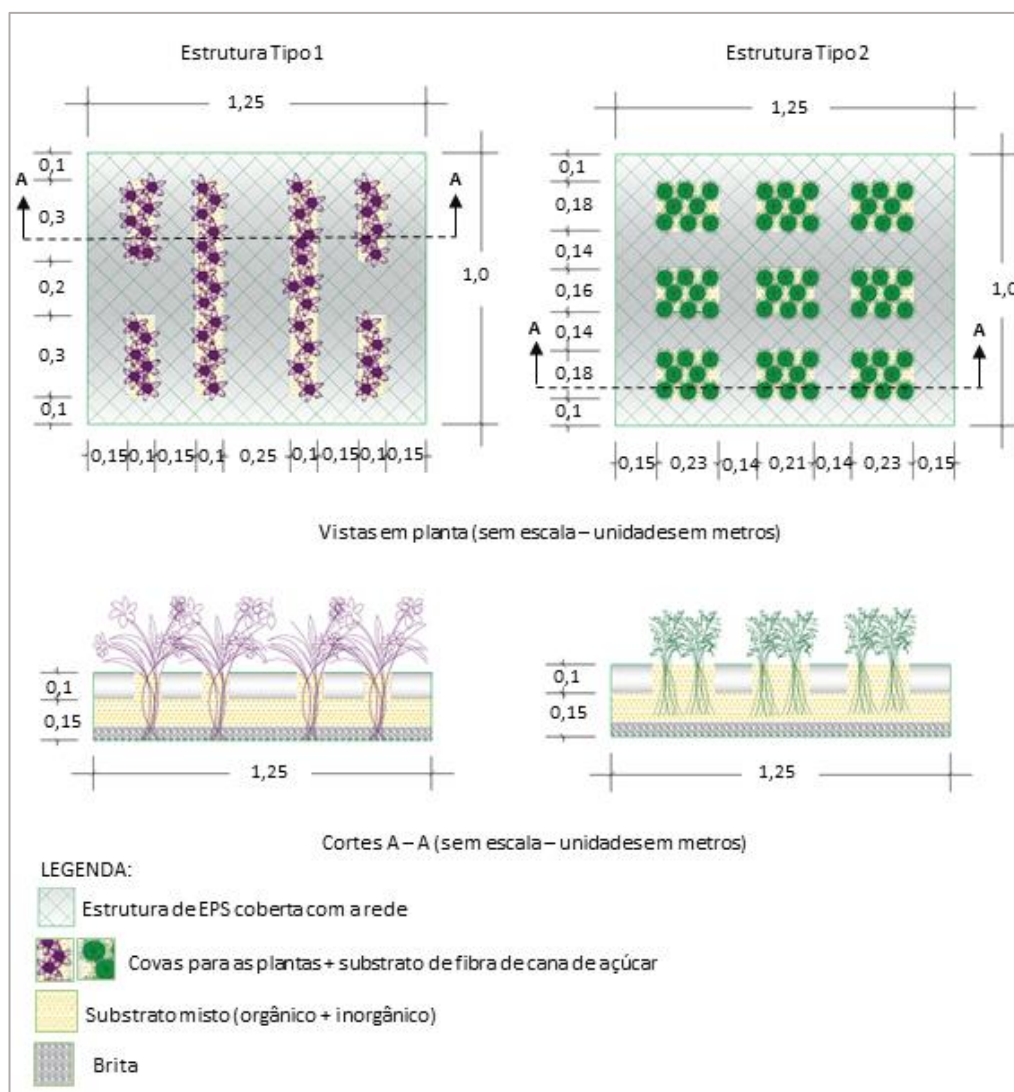
Esse trabalho irá dar continuidade a análise do comportamento de um sistema de jardins flutuantes já em funcionamento, desenvolvido por Rocha (2022). O sistema teve início em 2019, e todas as etapas de construção foram realizadas no ano da instalação, algumas mudanças foram realizadas no ano de 2021.

A princípio foram instalados 42 jardins com estrutura de poliestireno expandido (EPS) na lagoa anaeróbia da ETE do Glória, distribuídos em 6 fileiras compostas por 7 jardins flutuantes cada, configurando uma área de cobertura superficial de aproximadamente 4%, com o intuito de estabelecer uma porcentagem adequada para uma lagoa de estabilização anaeróbia que trata efluentes domésticos.

Para a criação desse sistema, os jardins flutuantes foram preparados em dois modelos de estrutura de flutuação, com dimensões iguais mas modelos de corte de berços diferentes e adequados ao modelo de crescimento de cada espécie de planta.

Na estrutura tipo 1, os cortes dos berços foram longos e longitudinais para as espécies de plantas de crescimento horizontal dos ramoses touceiras. Na estrutura tipo 2, os cortes foram menores e retangulares para aquelas espécies de plantas de crescimento vertical. Os dois modelos de estrutura tem dimensões 1,25 m x 1,5 m e altura de 0,25 m, onde 0,1 m corresponde a placa de EPS e 0,15 m refere-se aos diferentes substratos mistos e a brita (Figura 4).

Figura 4 - Modelos de estruturas dos jardins flutuantes



Fonte: Rocha (2022)

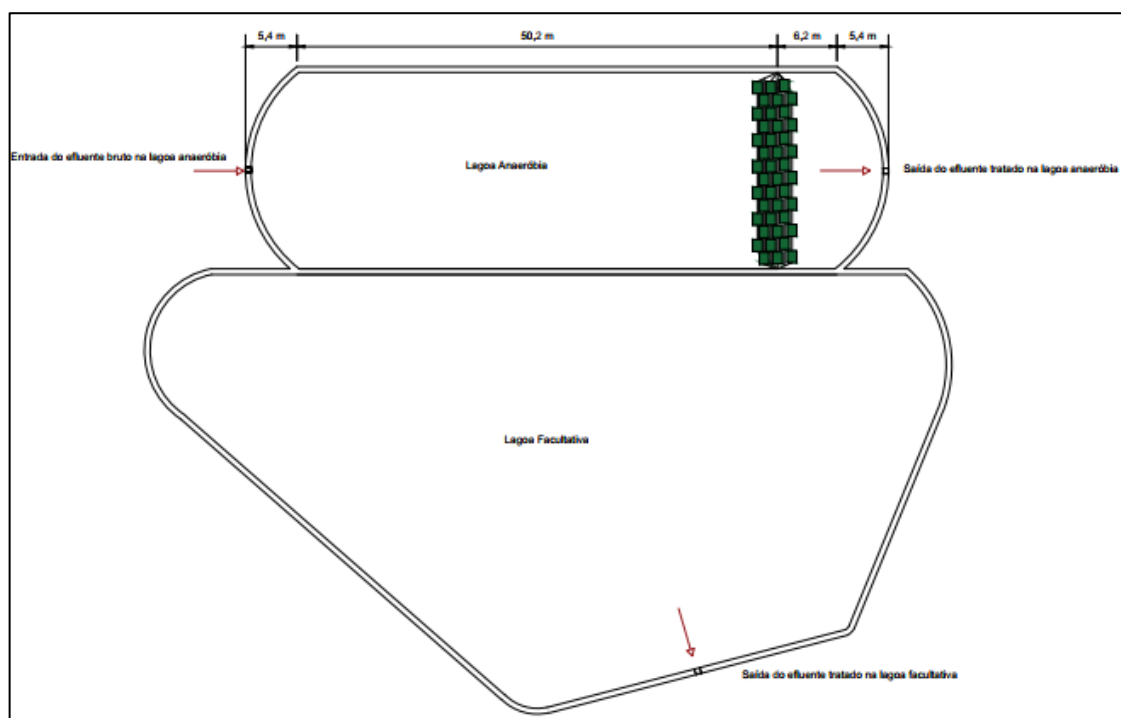
Segundo Rocha (2022), as plantas utilizadas foram coletadas no *campus* Sede da Universidade Federal de Campina Grande e cedidas pela Prefeitura Universitária, a saber: *Cyperus papyrus* (papiro), *Tradescantia zebrina* (coração-roxo), *Callisia fragrans* (planta de cestos), *Canna x generalis* (biri/cana-da-Índia) e *Xanthosoma sagittifolium* (taioba). Das cinco espécies utilizadas, apenas a *Callisia fragrans* (planta de cestos) não havia sido estudada em projetos anteriores realizados no Laboratório de Saneamento da UFCG.

Além das informações existentes na literatura que confirmam a eficiência dessas espécies no tratamento de águas poluídas e efluentes domésticos, elas foram escolhidas devido à disponibilidade no *Campus*, como forma de redução de custos do projeto para tornar possível sua replicação em outros locais.

O substrato utilizado foi misto, ou seja, orgânico e inorgânico. Os substratos orgânicos utilizados foram fibra de cana de açúcar e fibra de coco, e os inorgânicos o EPS triturado e brita. O sistema foi montado no período de 08/março/2019 a 17/maio/2019.

Foi realizada a reconfiguração do sistema já instalado na ETE (Figura 5) em maio de 2020 e iniciada uma segunda etapa de monitoramento, a reconfiguração seguiu o modelo proposto por Afzal *et al.* (2019), em distribuição agrupada dos módulos dos jardins flutuantes, próximos à saída do efluente da lagoa de estabilização, em formato de barreira.

Figura 5 - Localização dos jardins na lagoa de estabilização.

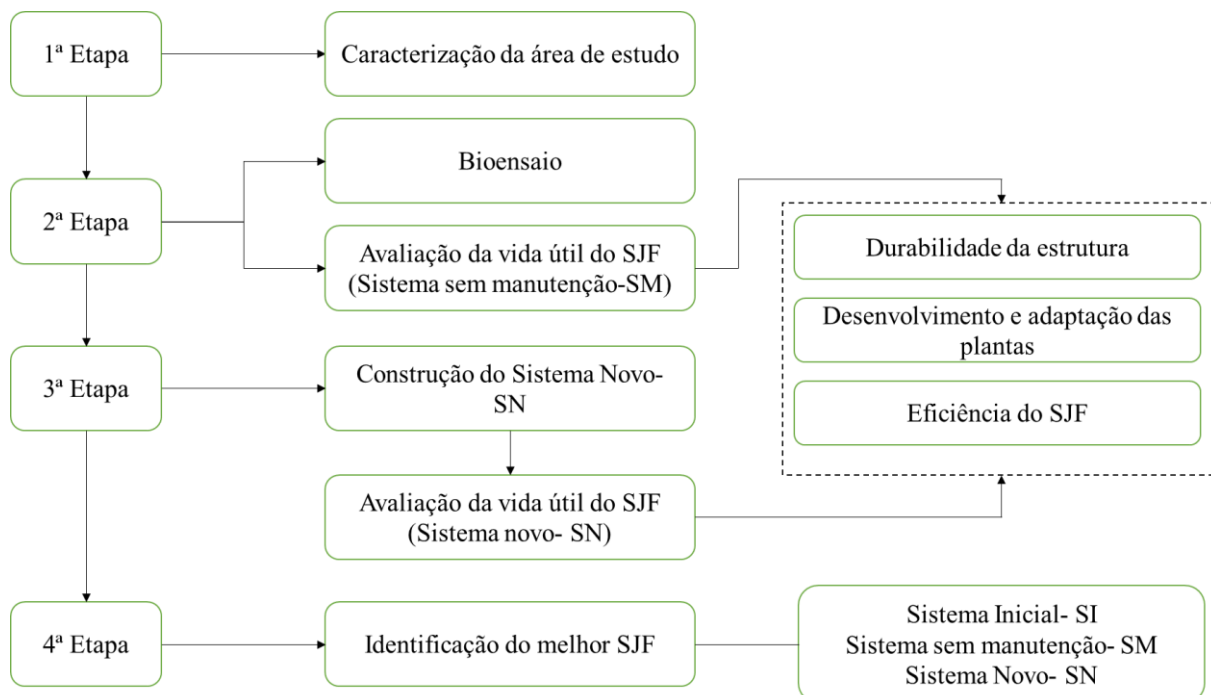


Fonte: Rocha (2022)

### 3. MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa se enquadra no tipo descritiva e exploratória, e quanto aos procedimentos é classificada como experimental. O estudo foi desenvolvido em quatro etapas metodológicas, esquematizadas na Figura 6.

Figura 6 - Fluxograma do estudo desenvolvido em etapas metodológicas.



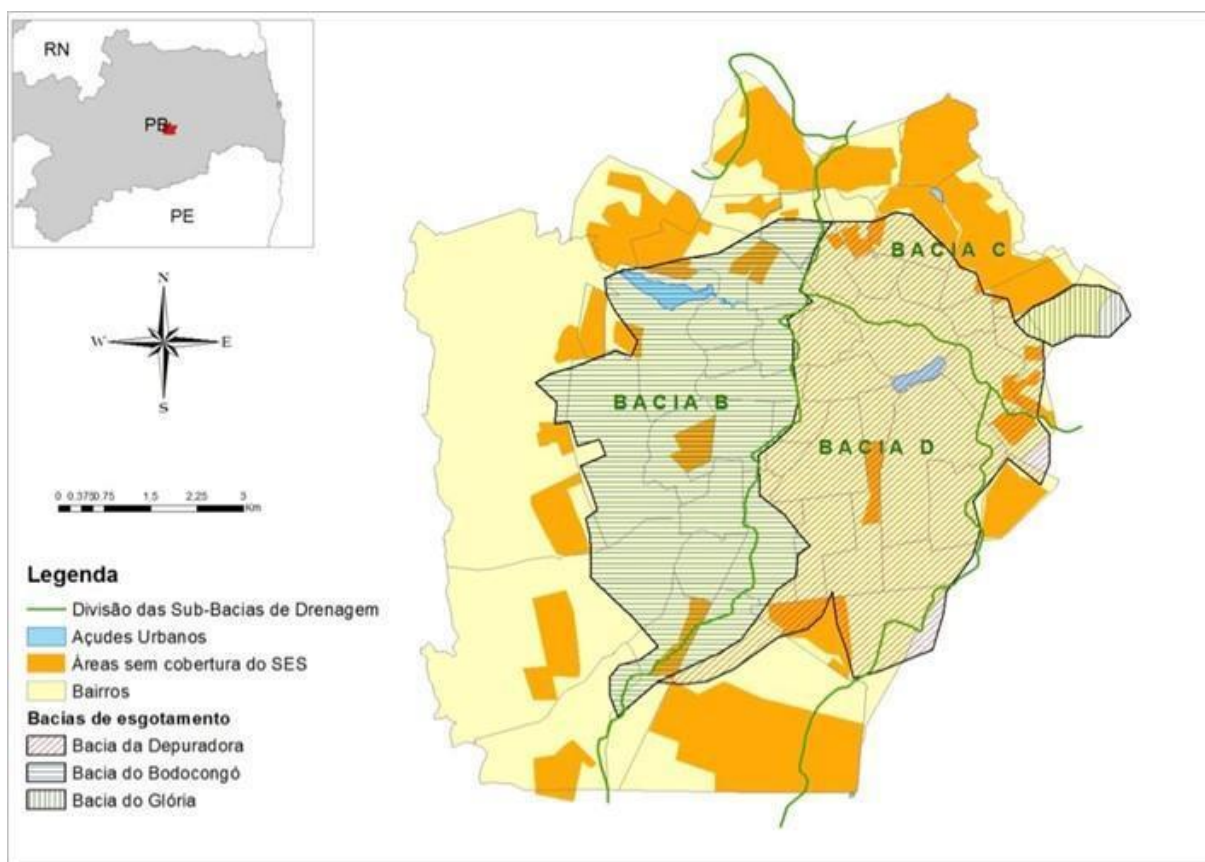
Fonte: autoral, 2025

#### 3.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no município de Campina Grande, localizado na região do Agreste do estado da Paraíba ( $7^{\circ}13'50''$  S,  $35^{\circ}52'52''$  W). Campina Grande é a segunda maior cidade da Paraíba em termos demográficos e econômicos, destacando-se como um dos principais centros urbanos do interior do Nordeste brasileiro (Figura 7). De acordo com estimativas do IBGE (2024), o município possui uma população urbana de 419.379 habitantes e ocupa uma área de 591,658 km<sup>2</sup>. Com uma altitude média de 551 metros, a cidade está situada a aproximadamente 120 km da capital, João Pessoa.



Figura 8 - Bacias de esgotamento do SES da cidade de Campina Grande.



Fonte: PMSB (2015)

### 3.1.2 Sistema de Esgotamento Sanitário da Bacia do Glória

A ETE do Glória foi projetada para atender aproximadamente 8.400 habitantes de quatro localidades de Campina Grande: os bairros Belo Monte e Jardim América e os conjuntos habitacionais Glória I e II, na Zona Leste da cidade. Na época de sua construção, os conjuntos Glória I e II, com 410 e 260 unidades habitacionais, respectivamente, foram destinados aos moradores da antiga Favela da Cachoeira. A infraestrutura dos conjuntos inclui abastecimento de água, esgotamento sanitário, drenagem pluvial, pavimentação, energia, coleta de resíduos e transporte público, além da previsão de espaços comunitários, como escola, posto de saúde e creche (Araújo, 2007).

Como pode ser observado na Figura 9, o sistema de tratamento da ETE Glória foi projetado com um tratamento preliminar composto por grade, caixa de areia e calha Parshall de 15,4 cm de garganta, localizada a jusante do desarenador, com vazão máxima de 18,6 L/s. A estação conta com duas lagoas em série: uma anaeróbia, alimentada por tubo de ferro fundido DN 250 mm, e uma facultativa secundária (Almeida, 2007). No entanto, atualmente, o tratamento preliminar está incompleto devido à ausência da grade de barras de ferro.

Figura 9- Vista das unidades de tratamento da ETE do Glória



Fonte: Araújo (2007)

A Tabela 3 apresenta as principais características de projeto das lagoas anaeróbia e facultativa secundária da ETE Glória.

Tabela 3 - Características de projetos das lagoas de estabilização

| Características                                         | Lagoa anaeróbia | Lagoa facultativa |
|---------------------------------------------------------|-----------------|-------------------|
| Área (m <sup>2</sup> )                                  | 1.020           | 3.362             |
| Volume (m <sup>3</sup> )                                | 3.570           | 6.724             |
| Profundidade (m)                                        | 3,5             | 2                 |
| Vazão média afluyente (m <sup>3</sup> /dia)             | 1.019,52        | 1.019,52          |
| TDH (dias)                                              | 3,5             | 6                 |
| Carga orgânica superficial (kgDBO <sub>5</sub> /ha.dia) | -               | 410               |

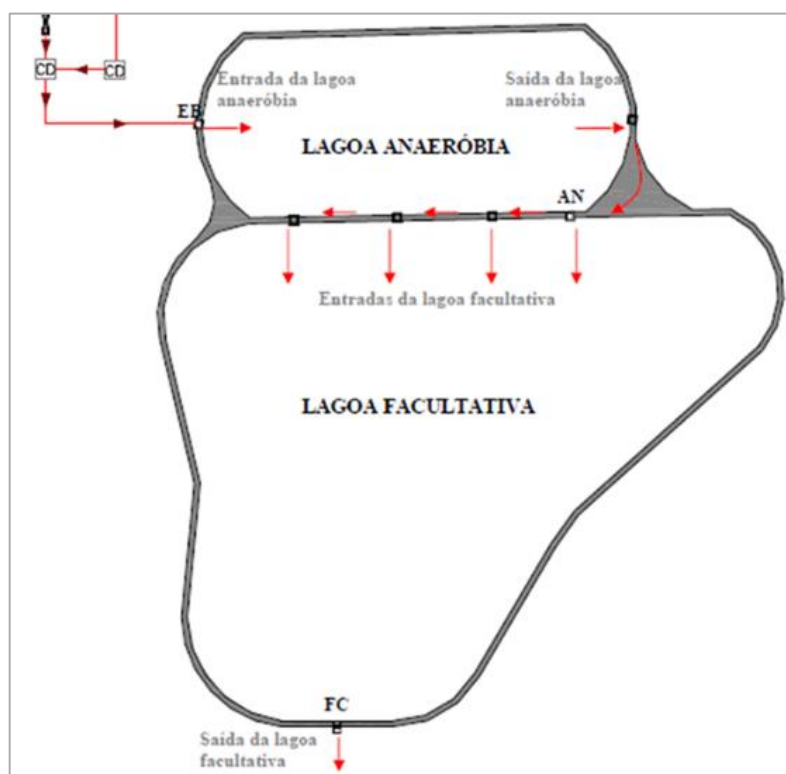
Fonte: CAGEPA (2005 *apud* Araújo, 2007)

A lagoa anaeróbia recebe o esgoto por uma tubulação submersa de ferro fundido, com nível de descarga a 60 cm do fundo. O efluente escoar por um canal até a lagoa facultativa, alimentada por quatro pontos de entrada com tubulação submersa de ferro fundido de 200 mm de diâmetro, também com descarga a 60 cm do fundo (Araújo, 2007).

O efluente final da lagoa facultativa é conduzido por uma caixa de concreto com vertedor triangular, situada junto ao dique, e transportado por canalização até o riacho Cardoso, corpo

receptor da estação (Araújo, 2007), essas unidades estão ilustradas na Figura 10. Atualmente, o riacho recebe águas pluviais, efluentes tratados e esgoto não tratado de áreas sem sistema de esgotamento sanitário, além de parte do esgoto que chega à estação, mas não entra nas lagoas devido a problemas de manutenção (Rocha, 2022).

Figura 10 - Projeto das unidades de tratamento da ETE do Glória



Fonte: Araújo (2007)

A ETE do Glória foi escolhida para este estudo por suas características específicas, como o tamanho reduzido, a presença de uma lagoa anaeróbia — comum em sistemas descentralizados — e a facilidade de acesso para instalação e monitoramento dos jardins flutuantes. Além disso, a escolha dá continuidade ao trabalho de Rocha (2022), que já havia instalado um SJF na estação. Dessa forma, foi possível acompanhar o desempenho do sistema ao longo do tempo, comparar dados de diferentes períodos e avaliar a eficácia das intervenções, permitindo a identificação e correção de falhas previamente apontadas.

### 3.2 Bioensaio de adaptação de espécies de plantas

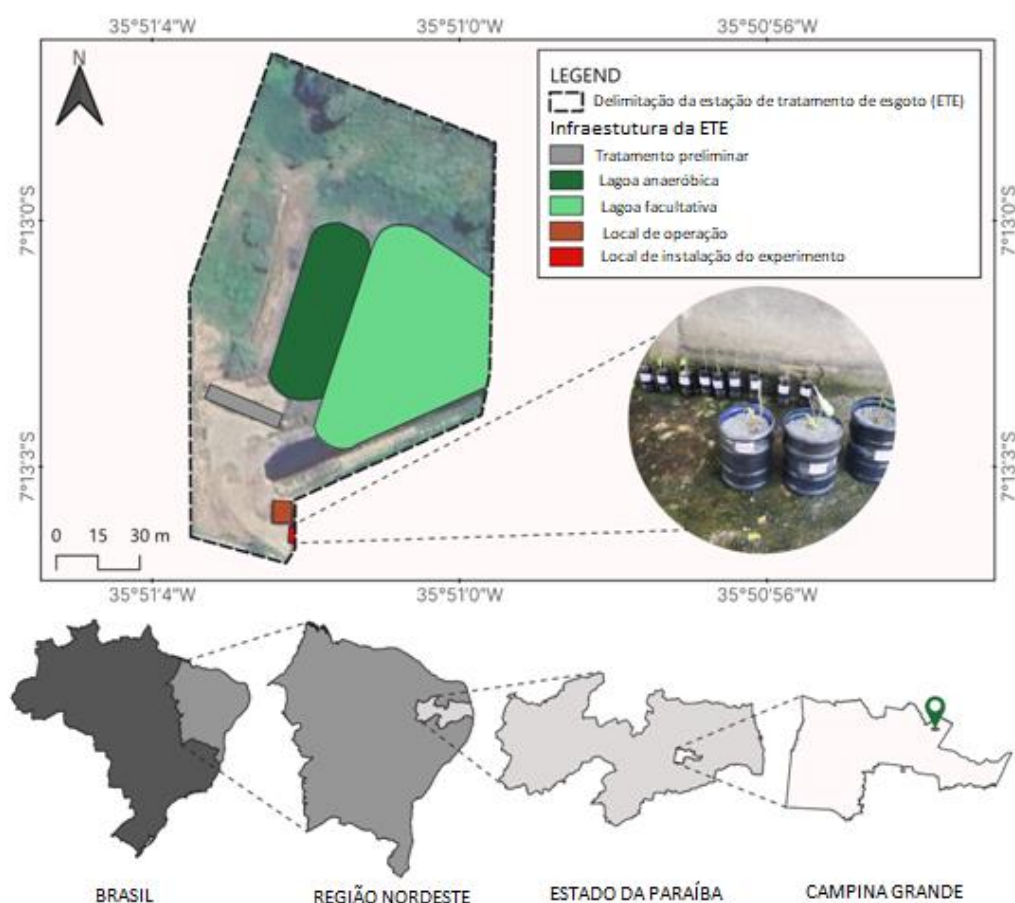
#### 3.2.1 Delimitação da área de estudo

Com base no estudo de Rocha (2022), observou-se que algumas espécies de plantas apresentaram sensibilidade às condições da ETE do Glória. Para identificar se o fator limitante

estava relacionado à insolação direta ou às características do efluente, foi realizado um bioensaio que replicou as condições da lagoa, com o objetivo de avaliar o comportamento das espécies. Esse procedimento também permitiu determinar quais plantas melhor se adaptaram ao ambiente anaeróbico da lagoa.

Dentro da área da ETE, foram selecionados dois locais para a implantação do experimento: um com exposição direta ao sol e outro com sombra permanente ao longo do dia (Figura 11). O experimento teve como objetivo analisar possíveis diferenças no desenvolvimento das plantas sob diferentes condições de insolação, bem como sua capacidade de se desenvolver em contato com o efluente bruto.

Figura 11 - Localização da área de instalação do bioensaio



Fonte: autoral, 2025

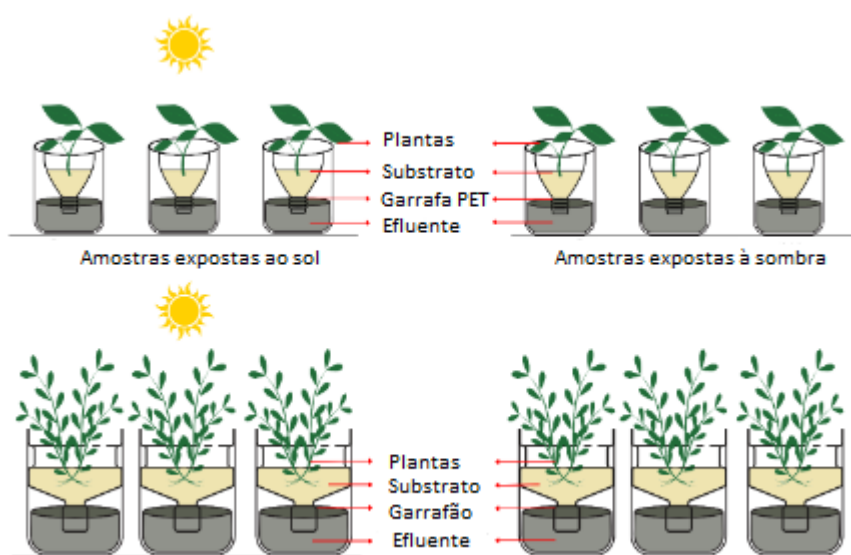
### 3.2.2 Design Experimental

As plantas utilizadas em sistemas de jardins flutuantes devem apresentar características como forte vitalidade em águas poluídas, sistema radicular bem desenvolvido, disponibilidade local, baixo custo e boa aceitação estética. Com base nesses critérios, nos resultados

apresentados por Rocha *et al.* (2022) e em outros estudos, foram selecionadas quatro espécies herbáceas para o experimento: taioba (*Xanthosoma sagittifolium* (L.) Schott - Araceae), cana-da-índia (*Canna indica* L. - Cannaceae), helicônia (*Heliconia psittacorum* L.f. – Heliconiaceae) e coração-roxo (*Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt - Commelinaceae).

O experimento foi realizado em triplicata para as duas condições de exposição solar: três amostras foram expostas diretamente ao sol, simulando as condições ambientais da lagoa, e três amostras foram mantidas sob sombra permanente. O substrato utilizado consistiu em uma mistura de cascalho e brita (19 mm). Como recipientes de cultivo, foram utilizadas garrafas plásticas (PET) e galões de 20 litros, cortadas na altura do funil e pintadas externamente com tinta spray preta para evitar a proliferação de microalgas. O funil invertido foi utilizado como suporte para manter a planta em contato com o substrato e o efluente no fundo (Figura 12). As espécies *C. indica*, *T. pallida* e *H. psittacorum* foram cultivadas nas garrafas PET, enquanto a *X. sagittifolium* foi cultivada em galões de 20 litros, devido à necessidade de maior espaço para o desenvolvimento de sua zona radicular.

Figura 12 - Modelo experimental do bioensaio para seleção de espécies de plantas



Fonte: autoral, 2025

### 3.2.3 Análises realizadas no bioensaio

O transplante ocorreu em 1º de junho de 2023, e o crescimento das plantas foi monitorado pelo parâmetro de altura (cm), registrado semanalmente, sendo finalizado 85 dias após o transplante. A taxa de crescimento relativo e a taxa de crescimento absoluto foram calculadas de acordo com as Equações 1 e 2, respectivamente (Benicasa, 2004).

$$TCR = \frac{\ln AP_2 - \ln AP_1}{T_2 - T_1} \quad (1)$$

$$TCA = \frac{AP_2 - AP_1}{T_2 - T_1} \quad (2)$$

Onde:

TCR - taxa de crescimento relativo (cm.cm<sup>-1</sup>.dia<sup>-1</sup>)

TCA - taxa de crescimento absoluto (cm.dia<sup>-1</sup>).

AP<sub>1</sub> - altura de planta inicial (cm)

AP<sub>2</sub> - altura de planta final (cm)

T<sub>2</sub>-T<sub>1</sub> - intervalo de dias avaliado (dias).

A análise da produção de fitomassa foi realizada 150 dias após o transplante. Para sua determinação, cada planta teve sua parte aérea cortada próxima ao substrato, sendo separada em raiz, caule e folhas. Como *C. indica* e *H. psittacorum* são herbáceas rizomatosas, seus caules subterrâneos foram incluídos na quantificação da fitomassa da rizosfera junto às raízes, compondo a biomassa radicular seca. O material vegetal foi lavado em água corrente e colocado em envelopes de papel para secagem em estufa a 65°C por 72 horas. Uma balança semianalítica de precisão (0,01 g) foi utilizada para registrar a biomassa seca das raízes (FSR, g por planta), do caule (FSC, g por planta), das folhas (FSF, g por planta) e total (FST, g por planta). A relação raiz/parte aérea (R/PA, g.g<sup>-1</sup>) foi determinada conforme Equação 3.

$$R/PA = \frac{FSR}{FSF + FSC} \quad (3)$$

Onde,

R/PA - relação raiz/parte aérea (g.g<sup>-1</sup>)

FSF - fitomassa seca de folhas (g por planta)

FSC - fitomassa seca do caule (g por planta)

FSR - fitomassa seca da raiz (g por planta).

### 3.2.4 Análise estatística do teste piloto

Os dados foram avaliados por meio de análise de variância com o teste F (p<0,05), e os métodos de aplicação foram submetidos ao teste de Tukey (Bussab; Morettin, 2023). Os valores do coeficiente de variação (CV) seguiram a classificação de Warrick e Nielsen (1980), amplamente utilizada: baixo (CV ≤ 12%), médio (12% < CV < 60%) e alto (CV ≥ 60%). Todas as análises foram realizadas utilizando o software estatístico SISVAR-ESAL, versão 5.6 (Ferreira, 2019).

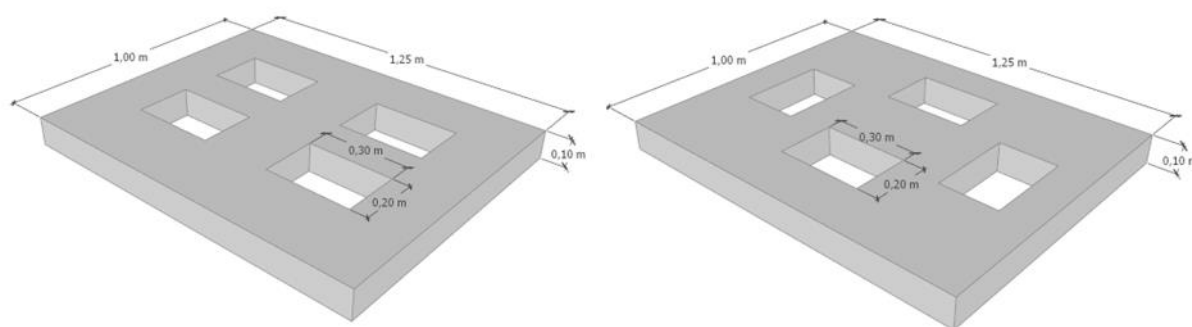
### 3.3 Construção do Sistema de Jardins Flutuantes (Sistema Novo - SN)

A construção e montagem do SN ocorreu entre os meses maio e julho de 2023, sendo inserido na lagoa anaeróbia somente após a finalização do bioensaio, do monitoramento do Sistema sem Manutenção (SM), descrito no item 3.4, e a completa remoção do SJF construído por Rocha (2022). Essa abordagem garantiu que não houvesse interferência entre os sistemas e permitiu uma avaliação mais precisa do desempenho ao longo do tempo.

#### 3.3.1 Preparação das estruturas de poliestireno expandido

Na montagem do sistema, foram utilizados três modelos de estruturas de flutuação com as mesmas dimensões dos jardins construídos na pesquisa de Rocha (2022), porém com cortes diferenciados (Figura 13). As variações nos cortes foram projetadas para otimizar o espaço disponível para o desenvolvimento das plantas e melhorar a acomodação do substrato

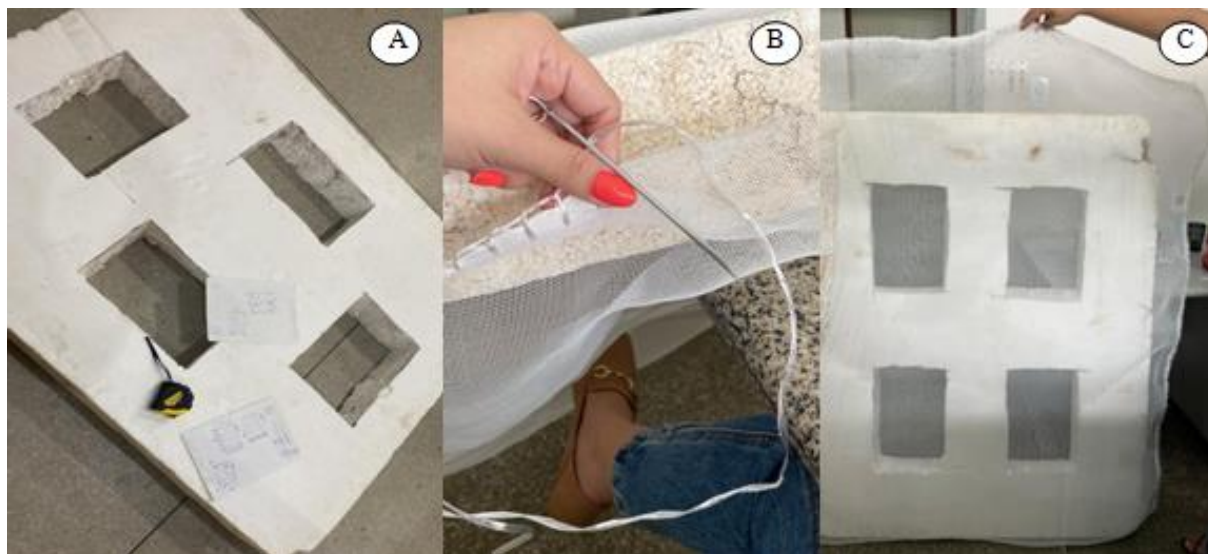
Figura 13 - Representação gráfica dos moldes de poliestireno expandido.



Fonte: autoral, 2025.

Foram realizados manualmente quatro berços em cada placa (Figura 14A). As placas possuíam medidas de 1,25 m x 1,0 m x 0,1 m, enquanto os orifícios tinham 0,30 m x 0,20 m. Após o corte, as placas foram revestidas com tela de polietileno, com 1,50 m de largura e 0,25 mm de espessura (Figura 14B), deixando espaço para o preenchimento dos berços com substrato e plantas. Por fim, as telas foram fixadas com costuras de fitilho de polipropileno (Figura 14C). Todo o processo de montagem foi realizado no *campus* da UFCG e as estruturas prontas foram transportadas para a ETE.

Figura 14 - Preparação das placas. A) corte, B) costura e C) placa revestida com a tela.



Fonte: autoral, 2025.

### 3.3.2 Preparação do substrato

O substrato utilizado foi inorgânico, composto por uma combinação de cascalho e brita (19 mm), seguindo o mesmo padrão adotado durante o bioensaio. Esse substrato foi escolhido devido às suas vantagens, como maior durabilidade, resistência à degradação e facilidade de manutenção, além de proporcionar um suporte estável para o desenvolvimento das raízes das plantas. O substrato foi inserido nas placas por cima da tela, preenchendo completamente os berços (Figura 15).

Figura 15- Substrato inorgânico inserido nos berços da estrutura de EPS



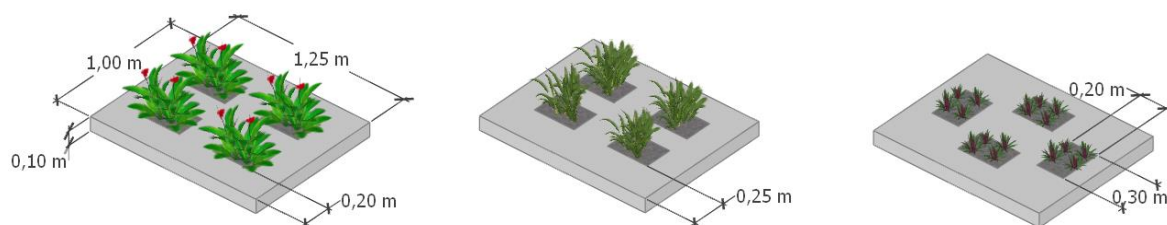
Fonte: autoral, 2025.

### 3.3.3 Transplântio das espécies e montagem dos módulos

Cada módulo do sistema foi preenchido com uma única espécie vegetal, evitando a combinação de diferentes plantas na mesma estrutura (Figura 16). Em cada orifício, foram transplantadas três mudas, garantindo densidade adequada para o desenvolvimento das raízes.

As espécies utilizadas neste projeto foram as mesmas selecionadas no bioensaio, todas coletadas no campus de Areia/PB da Universidade Federal da Paraíba: taioba (*Xanthosoma sagittifolium* (L.) Schott - Araceae), cana-da-índia (*Canna indica* L. - Cannaceae), helicônia (*Heliconia psittacorum* L.f. – Heliconiaceae) e coração-roxo (*Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt - Commelinaceae). O transplante das mudas foi realizado diretamente na ETE.

Figura 16 - Representação gráfica dos jardins flutuantes.



Fonte: autoral, 2025.

Foram instalados 28 módulos no sistema, organizados em duas fileiras com 14 módulos cada (Figura 17). Essa configuração ocupou 2,67% da área superficial da lagoa anaeróbia, uma proporção calculada para evitar o escoamento de efluente nas laterais dos jardins, que poderia reduzir o contato do efluente com as raízes e causar um curto-circuito no fluxo, conforme sugerido por Lucke, Walker, Beecham, 2019.

Para garantir a estabilidade do sistema, os módulos foram interligados com cordas de polietileno de 5 mm e ancorados nas bordas da lagoa com cabos de aço revestido. O uso de âncoras é essencial para manter o posicionamento dos jardins flutuantes, especialmente em condições adversas, como ventos fortes, inundações ou tempestades, garantindo a eficácia na remoção de poluentes (Borne *et al.*, 2015; Cross *et al.*, 2021).

No arranjo das plantas, a *C. indica* foi posicionada no centro de cada fileira, com a *X. sagittifolium* disposta à esquerda e à direita. Em cada lado desta, foram colocadas as *H. psittacorum*, e a *T. pallida* foi distribuída nas extremidades, completando a disposição. Do sistema de Rocha (2022), apenas quatro módulos de EPS foram reaproveitados, dos quarenta e dois inicialmente implantados, após passarem por um processo de pulverização.

Figura 17- Instalação dos módulos do SJF em fileiras na lagoa anaeróbia



Fonte: autoral, 2025

### 3.4 Avaliação da vida útil do Sistema de Jardins Flutuantes

Para avaliar a vida útil do Sistema de Jardins Flutuantes (SJF), foram comparados três períodos distintos de operação dos sistemas instalados na ETE do Glória. O primeiro período refere-se ao SJF construído e monitorado por Rocha (2022) entre 18 de fevereiro e 18 de agosto de 2021 (Sistema Inicial - SI). Após o término desse monitoramento, o sistema permaneceu inativo, sem intervenções, quando o monitoramento foi retomado pela presente pesquisa em 11 de janeiro de 2023 e finalizado em 23 de abril de 2023 (Sistema sem Manutenção - SM). Com base nos resultados obtidos no bioensaio, um novo sistema foi construído e monitorado entre 5 de julho de 2023 e 8 de março de 2024 (Sistema Novo – SN).

#### 3.4.1 Durabilidade das estruturas de EPS

A durabilidade das placas de EPS (poliestireno expandido) foi avaliada considerando sua capacidade de suportar o peso do sistema, a flutuabilidade e a resistência ao ambiente úmido. Para isso, foram comparados os dados relatados por Rocha (2022) sobre o Sistema Inicial (SI),

bem como os resultados obtidos no SM e no Sistema Novo (SN). Essa abordagem permitiu analisar a degradação do material ao longo do tempo e sob diferentes condições de uso. A avaliação da estabilidade do sistema foi realizada por meio da inspeção visual e física das placas.

#### 3.4.2 Desenvolvimento e adaptação das espécies de plantas

O desenvolvimento e a adaptação das plantas também foram avaliados nos três períodos do sistema de jardins flutuantes: Sistema Inicial (SI), monitorado por Rocha (2022); Sistema sem Manutenção (SC) e Sistema Novo (SN). A avaliação considerou parâmetros como crescimento das plantas, desenvolvimento radicular e capacidade de sobrevivência em condições adversas, como exposição ao efluente bruto, variações de temperatura e umidade.

#### 3.4.3 Eficiência do tratamento realizado pelo Sistemas de Jardins Flutuantes

- *Monitoramento do SJF de Rocha (2022)*

O SJF construído por Rocha (2022) passou por duas etapas de monitoramento: o Sistema Inicial (SI), realizado por Rocha (2022), e o Sistema sem Manutenção (SM), conduzido no presente trabalho. Como o SJF permaneceu sem intervenções ou monitoramento por 511 dias (1 ano, 4 meses e 22 dias), o objetivo da retomada do monitoramento foi avaliar se ele ainda provocava alterações na qualidade do esgoto, mesmo sem manutenção, bem como comparar os resultados com os dados obtidos por Rocha (2022).

Os pontos de coleta foram os mesmos utilizados no SI: entrada da lagoa anaeróbia (P1), antes dos SJF (P2), saída da lagoa anaeróbia (P3) e saída da lagoa facultativa (P4). As amostras foram coletadas quinzenalmente a uma profundidade de aproximadamente 30 cm, sempre no lado esquerdo da lagoa. Essa escolha se deve à influência do vento, que tende a concentrar espuma nessa margem, configurando uma condição mais desfavorável para as plantas. Essa abordagem, adotada também por Rocha (2022), garante maior consistência nos dados para comparação.

As coletas foram realizadas sempre entre 8h e 10h da manhã na ETE do Glória. As amostras foram acondicionadas e transportadas ao Laboratório de Saneamento da Unidade Acadêmica de Engenharia Civil da UFCG, e ao LARTECA- Laboratório Referência em Tecnologias de Águas, localizado na Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), onde foram analisadas em triplicata, exceto a temperatura, que foi medida em campo. Os parâmetros físico-

químicos e biológicos monitorados estão listados no Quadro 6, juntamente com seus respectivos métodos de análise, todos seguindo as metodologias propostas pela APHA (2012)

Quadro 6 - Parâmetros analisados no monitoramento do Sistema sem Manutenção

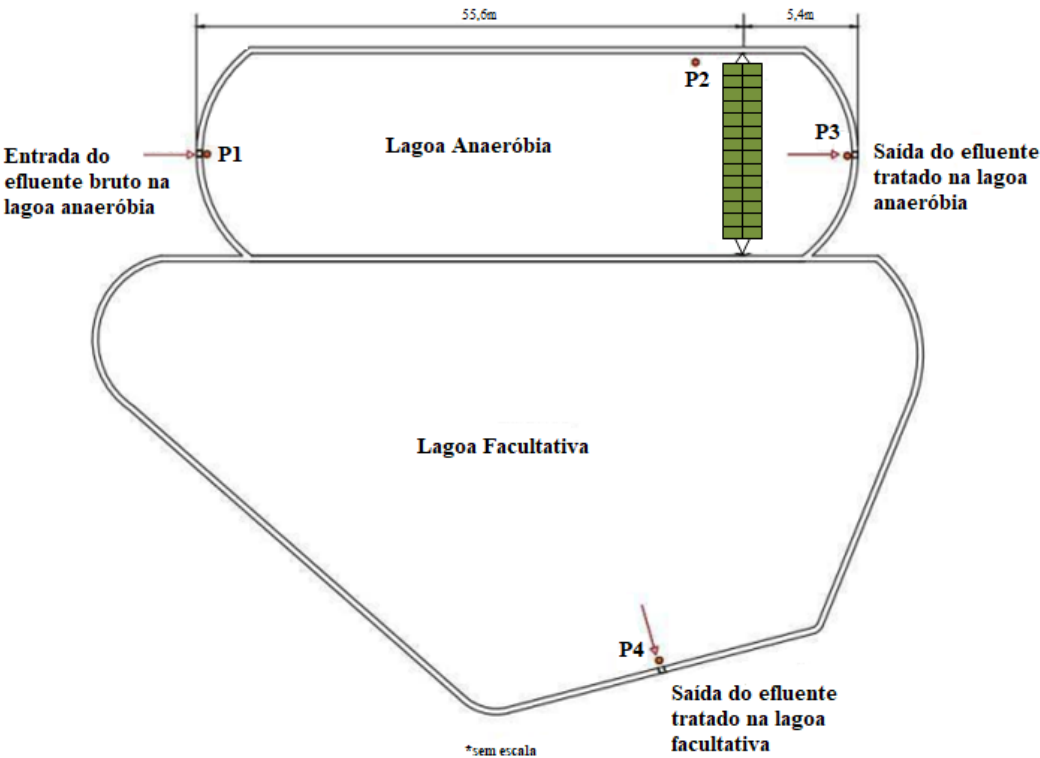
| Natureza  | Parâmetro                         | Metodologia                                                |
|-----------|-----------------------------------|------------------------------------------------------------|
| Física    | Temperatura                       | Método instrumental - Termômetro                           |
|           | Turbidez                          | Método instrumental - Turbidímetro                         |
|           | Condutividade Elétrica            | Método instrumental - Condutivímetro                       |
| Química   | pH                                | Método instrumental - pHmetro                              |
|           | Oxigênio Dissolvido (OD)          | Método Iodométrico (Metódo de Winkler) - Modificação Azida |
|           | Demanda Química de Oxigênio (DQO) | Método da Refluxação Fechada                               |
|           | Nitrogênio Amoniacal              | Método Titulométrico                                       |
| Biológico | Clorofila-a                       | Espectofométrico após extração com etanol a 90%            |

Fonte: adaptado de APHA (2012)

- *Monitoramento do novo SJF (Sistema Novo – SN)*

Para avaliar o efeito do Sistema Novo (SN) na qualidade do efluente da lagoa anaeróbica, foram utilizados os mesmos quatro pontos de coleta definidos por Rocha (2022) no SI e no SM (Figura 18), garantindo consistência e comparabilidade dos dados ao longo dos diferentes períodos de estudo.

Figura 18 - Localização dos pontos de coleta de efluente na ETE do Glória



Fonte: autoral, 2025

O primeiro ponto (P1), na entrada da lagoa anaeróbica, serviu como referência para a carga de entrada do esgoto bruto da ETE. O segundo ponto (P2), posicionado antes do sistema de jardins flutuantes, permitiu avaliar a qualidade do efluente sem a influência direta da fitorremediação. O terceiro ponto (P3), localizado após o sistema e na saída da lagoa anaeróbica, representou o tratamento realizado nessa unidade. Por fim, o quarto ponto (P4), na saída da lagoa facultativa, avaliou a eficiência global do tratamento e a possível influência do SN no processo

As coletas foram realizadas quinzenalmente entre 5 de julho de 2023 e 8 de março de 2024, seguindo os mesmos procedimentos experimentais adotados no SM. Os parâmetros analisados estão listados no Quadro 7.

Quadro 7 - Parâmetros analisados no monitoramento do Sistema Novo

| Natureza  | Parâmetro                         | Metodologia                                                |
|-----------|-----------------------------------|------------------------------------------------------------|
| Física    | Temperatura                       | Método instrumental - Termômetro                           |
|           | Turbidez                          | Método instrumental - Turbidímetro                         |
|           | Condutividade Elétrica            | Método instrumental - Condutivímetro                       |
| Química   | pH                                | Método instrumental - pHmetro                              |
|           | Oxigênio Dissolvido (OD)          | Método Iodométrico (Método de Winkler) - Modificação Azida |
|           | Demanda Química de Oxigênio (DQO) | Método da Refluxação Fechada                               |
|           | Fósforo Total                     | Método do Ácido Ascórbico após digestão com Persulfato     |
|           | Ortofosfato Solúvel               | Método do Ácido Ascórbico                                  |
|           | Nitrogênio Amoniacal              | Método Titulométrico                                       |
| Biológica | Clorofila-a                       | Espectofotométrico após extração com etanol a 90%          |
|           | Coliformes Totais                 | Teste de substratos cromogenicos                           |

Fonte: adaptado de APHA (2012)

- *Determinação da eficiência dos SJF*

Após a fase experimental, foram realizadas análises estatísticas dos dados de qualidade do efluente, iniciando com a estatística descritiva para avaliar a distribuição e a consistência dos dados de monitoramento. Para cada indicador, foram calculados valores essenciais de dispersão e centralidade, incluindo a média, que representa o valor médio observado; a mediana, que indica o ponto central dos dados; os valores mínimo e máximo, que mostram a amplitude da variação; e o desvio padrão, que reflete o grau de dispersão em torno da média. Esses parâmetros fornecem uma compreensão detalhada da estabilidade e variabilidade dos dados ao longo do tempo e entre os pontos de análise.

Em seguida, a eficiência média de remoção dos parâmetros avaliados, expressa em porcentagem, foi calculada utilizando a Equação 4 (Qin *et al.*, 2021; Wojciechowska *et al.*, 2023):

$$Eficiência = \left( \frac{C_{inicial} - C_{final}}{C_{inicial}} \right) \times 100 \dots\dots\dots(4)$$

Onde:

$C_{inicial}$  = concentração média do efluente bruto;

$C_{final}$  = concentração média na saída do sistema de tratamento.

Essa equação foi aplicada para calcular a eficiência de remoção nos três períodos analisados: Sistema Inicial (SI), Sistema sem Manutenção (SC) e Sistema Novo (SN). Essa abordagem permitiu comparar diretamente o desempenho dos sistemas ao longo do tempo e avaliar a influência das condições operacionais e ambientais na eficiência do tratamento.

A representação gráfica dos indicadores monitorado foi realizada por meio de boxplots, os mesmos são uma ferramenta de visualização importante para resumir a distribuição de um conjunto de dados. Eles oferecem uma visão geral concisa dos dados exibindo estatísticas importantes, como mediana, quartis e potenciais outliers (Mazarei *et al.*, 2024).

Em seguida, para avaliar a normalidade univariada dos dados, foi utilizado o teste de Shapiro-Wilk com um nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ). Esse teste é aplicável a amostras com tamanho entre 4 e 2000 elementos e as hipóteses formuladas são:  $H_0$ , a amostra provém de uma população com distribuição normal, e  $H_1$ , a amostra não provém de uma população com distribuição normal (Fávero; Belfiore, 2017).

Para identificar o grau de relação entre os parâmetros foi feita a correlação de Spearman, expressa graficamente pelo correlograma, o coeficiente de Spearman avalia a intensidade e o sentido da relação monótona entre duas variáveis que estejam no mínimo numa escala ordinal, tem em consideração as ordens atribuídas às observações, em vez dos valores originais, e pode ser aplicado tanto no caso de dados lineares como no caso de dados não lineares (Sousa, 2019). A correlação é importante para verificar o quanto uma variável interfere no valor da outra (Falco, 2008).

Por fim, foi utilizado o método de Análise em Componentes Principais (ACP). A análise de componentes principais é associada à ideia de redução de massa de dados, com menor perda possível da informação. Procura-se redistribuir a variação observada nos eixos originais de forma a se obter um conjunto de eixos ortogonais não correlacionados (Matos; Rodrigues, 2019).

### 3.5 Identificação da melhor configuração do Sistema de Jardins Flutuantes

A partir do conjunto de dados de monitoramento do SI, SM e SN, foi avaliada a normalidade univariada dos dados, por meio do teste de Shapiro-Wilk com um nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ ).

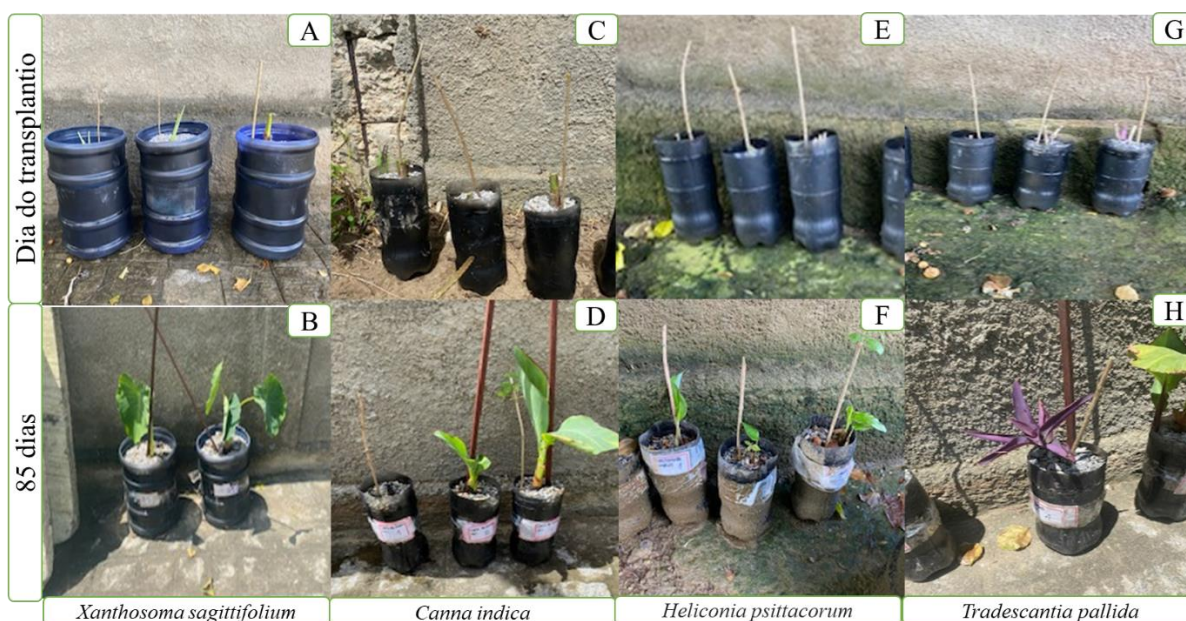
O teste de Kruskal-Wallis foi utilizado para comparar as três séries de dados. Esse teste não paramétrico é adequado para avaliar se há diferenças significativas nas medianas de grupos independentes, sem pressupor normalidade ou homogeneidade de variâncias. Assim, ele permite verificar se pelo menos um dos grupos apresenta uma distribuição distinta dos demais, fornecendo uma análise robusta para dados assimétricos ou com outliers (Ostertagová, Ostertag, Kováč, 2014)

## 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.1 Bioensaio de adaptação de espécies de plantas

As espécies herbáceas estudadas foram avaliadas por meio de medições regulares ao longo de 85 dias, com o objetivo de monitorar seu desenvolvimento e adaptação às condições da lagoa. Na Figura 19, são ilustradas as plantas que ficaram expostas ao sol, destacando seu crescimento e estado geral ao final do experimento.

Figura 19 - Espécies herbáceas expostas ao sol no dia do transplântio e após 85 dias de experimento.



A Tabela 4 apresenta uma Análise de Variância (ANOVA) para avaliar o efeito de Espécies (E), Exposição (EX) e sua Interação (E × EX) em diferentes variáveis de resposta.

Tabela 4 - Resumo da análise de variância

| Variáveis          | GL | Quadrados médios  |                    |         |                     |                   |                    |                    |                     |                     |
|--------------------|----|-------------------|--------------------|---------|---------------------|-------------------|--------------------|--------------------|---------------------|---------------------|
|                    |    | FSR <sup>-1</sup> | FSC                | FSF     | FSPA                | FST <sup>-1</sup> | R/PA <sup>-1</sup> | AP <sup>-1</sup>   | TCR <sup>-1</sup>   | TCA <sup>-1</sup>   |
| Espécies (E)       | 3  | 324.93**          | 59.50**            | 83.58** | 281.04**            | 328.66**          | 18.04**            | 42.41**            | 0.011*              | 0.50**              |
| Exposição (EX)     | 1  | 82.31*            | 7.68 <sup>ns</sup> | 23.84*  | 58.59 <sup>ns</sup> | 81.59**           | 4.78**             | 2.95 <sup>ns</sup> | 0.010*              | 0.035 <sup>ns</sup> |
| Interação (E × EX) | 3  | 112.80**          | 38.24**            | 71.59** | 213.46**            | 126.34**          | 5.72**             | 27.88**            | 0.014 <sup>ns</sup> | 0.33**              |
| Repetições         | 2  | 14.89             | 1.38               | 1.64    | 5.69                | 14.43             | 0.47               | 1.67               | 0.004               | 0.020               |
| Residual           | 14 | 6.62              | 4.68               | 5.10    | 19.30               | 7.62              | 0.28               | 1.06               | 0.003               | 0.012               |
| CV (%)             |    | 39.92             | 57.20              | 49.50   | 52.65               | 40.19             | 34.68              | 30.71              | 60.22               | 30.59               |

Onde: GL – Grau de liberdade, FSR - fitomassa seca da raiz, FSC – fitomassa seca do caule, FSF – fitomassa seca das folhas, FSPA – fitomassa seca da parte aérea, FST – fitomassa seca total, R/PA – razão entre raiz e parte aérea, AP – altura da planta, TCR – taxa de crescimento relativo, TCA – taxa de crescimento absoluto, -1 - Dados transformados em  $\sqrt{x}$ , ‘ns’ - não significativo, ‘\*\*’ significativo para  $p \leq 0,01$  e ‘\*’ significativo para  $p \leq 0,05$ .

Fonte: autoral, 2025

O fator Espécie (E), com três graus de liberdade, apresentou efeitos significativos em todas as variáveis analisadas, indicando que as médias das espécies diferem significativamente entre si. O fator Exposição (EX), com um grau de liberdade, influenciou significativamente as variáveis FSR, FSF, FST, R/PA e TCR, mas não afetou FSC, FSPA, AP e TCA, sugerindo que a exposição não impactou esses parâmetros. A Interação (E × EX) mostrou-se significativa em quase todas as variáveis, exceto para TCR, indicando que o efeito da exposição varia conforme a espécie. As Repetições não apresentaram significância, o que sugere consistência nos dados experimentais.

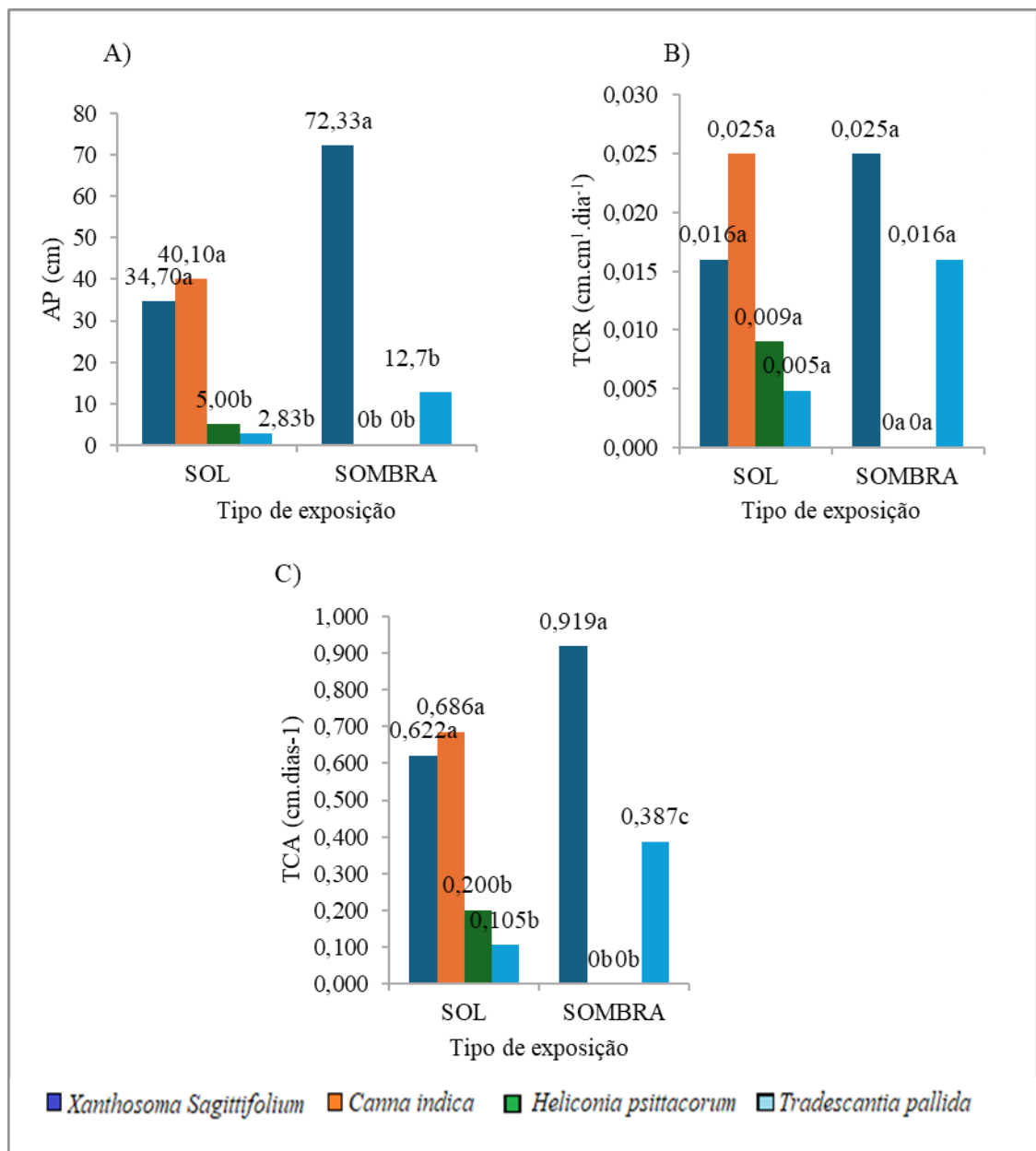
Além disso, o Coeficiente de Variação (CV%), que indica a variabilidade relativa dos dados em relação à média, apresentou valores médios e altos, conforme a classificação de Warrick e Nielsen (1980). O menor CV foi observado para a variável altura de planta (30,71%), enquanto o maior foi para a taxa de crescimento relativo (TCR) (60,22%).

Os coeficientes de variação (CV%) observados refletem a variabilidade dentro de cada grupo experimental, considerando as repetições realizadas para cada combinação de espécie e condição de exposição. Essa variabilidade pode ser explicada pela divergência morfológica e pela adaptação diferencial das espécies às condições experimentais, visto que algumas não sobreviveram, enquanto outras apresentaram bom desenvolvimento. Dessa forma, os valores

mais elevados de CV% indicam uma maior dispersão dos dados devido às diferenças individuais na resposta ao ambiente experimental.

As características biométricas das espécies de plantas, medidas ao longo do período de monitoramento, são apresentadas na Figura 20. Observa-se uma notável diferença entre as espécies avaliadas.

Figura 20 - Altura de planta (AP), taxa de crescimento relativo (TCR), e taxa de crescimento absoluto (TCA), das espécies estudadas em função do tipo de exposição, aos 85 dias do transplantio.



Letras diferentes dentro do mesmo parâmetro indicam diferenças estatisticamente significativas entre as espécies.

Fonte: autoral, 2025

A espécie *Xanthosoma sagittifolium* apresentou aumento contínuo da altura da planta a partir do primeiro dia após o transplante, atingindo os maiores valores médios até os 85 dias de acompanhamento, tanto sob exposição ao sol quanto à sombra, com alturas de 34,70 cm e 72,33 cm, respectivamente. Após esse período, houve uma diminuição progressiva da altura da parte aérea até o período de colheita, com senescência da planta (Figura 20A).

A espécie *Canna indica*, quando exposta ao sol, apresentou comportamento semelhante ao da espécie anterior, atingindo 40,10 cm aos 85 dias. No entanto, quando exposta à sombra, obteve crescimento apenas até os 14 dias, não sobrevivendo após esse período. De modo similar, a *Heliconia psittacorum* sobreviveu sob exposição ao sol, atingindo uma altura média de 5,0 cm, mas não sobreviveu à sombra (Figura 20A).

Leung, Cai e Tam (2016), ao analisarem a saúde de algumas espécies de plantas utilizadas em *wetlands* de fluxo subsuperficial para o tratamento de efluentes industriais, observaram que a *Canna indica* teve um incremento de 14% em sua altura em um período de 60 dias, passando de 87,1 cm para 99,2 cm, com 100% de sobrevivência. Barco e Borin (2020) reportaram valores médios de altura de planta para *Canna indica* de  $103 \pm 4,2$  cm em sistemas de jardins flutuantes, superiores aos encontrados no presente estudo.

Para a espécie *Tradescantia pallida*, observou-se uma maior média de altura de planta quando exposta à sombra (12,7 cm). Sinha *et al.* (2017), ao avaliarem o uso dessa espécie na fitorremediação, encontraram valores médios de altura de planta de  $33 \pm 3$  cm aos 50 dias de experimento. Rajalakshmi e Gunasekaran (2023) reportaram alturas médias de 28,5 cm. Dessa forma, as plantas utilizadas no presente estudo apresentaram crescimento inferior ao observado nos trabalhos citados.

Ao analisar o desempenho de *wetlands* construídos como pós-tratamento de decanto-digestor seguido de filtro anaeróbio, Reis *et al.* (2019) constataram que a *Heliconia psittacorum* apresentou evolução mais lenta em comparação com outras espécies estudadas (*Typha domingensis*, *Pontederia parviflora*), além de pouca adaptação produtiva. No período de 120 dias de experimento, o incremento na altura da planta foi de 31,84 cm, valor superior ao encontrado no presente estudo.

Quando avaliada a taxa de crescimento relativo (Figura 20B), para as amostras expostas à sombra, destacou-se a espécie *Xanthosoma sagittifolium* com a maior taxa ( $0,025 \text{ cm} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ). Por outro lado, as espécies *Canna indica* e *Heliconia psittacorum* tiveram suas taxas zeradas. Já para as amostras expostas ao sol, o maior valor foi observado para a *Canna indica* ( $0,025 \text{ cm} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ), enquanto o menor valor foi registrado para a *Tradescantia pallida*.

( $0,005 \text{ cm} \cdot \text{cm}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ). A taxa de crescimento absoluto apresentou desempenho análogo (Figura 20C).

Jampeetong e Janyasupab (2022), ao examinarem o uso da *Canna indica* em sistemas de jardins flutuantes para o tratamento de águas residuais com diferentes tipos de substratos (cascalho, pedra-pomes e biochar), encontraram valores médios para a taxa de crescimento relativo de 0,039/dia, superiores aos observados neste estudo. Calheiros, Rangel e Castro (2007) relataram a não sobrevivência dessa espécie quando utilizada no tratamento de efluentes ricos em matéria orgânica.

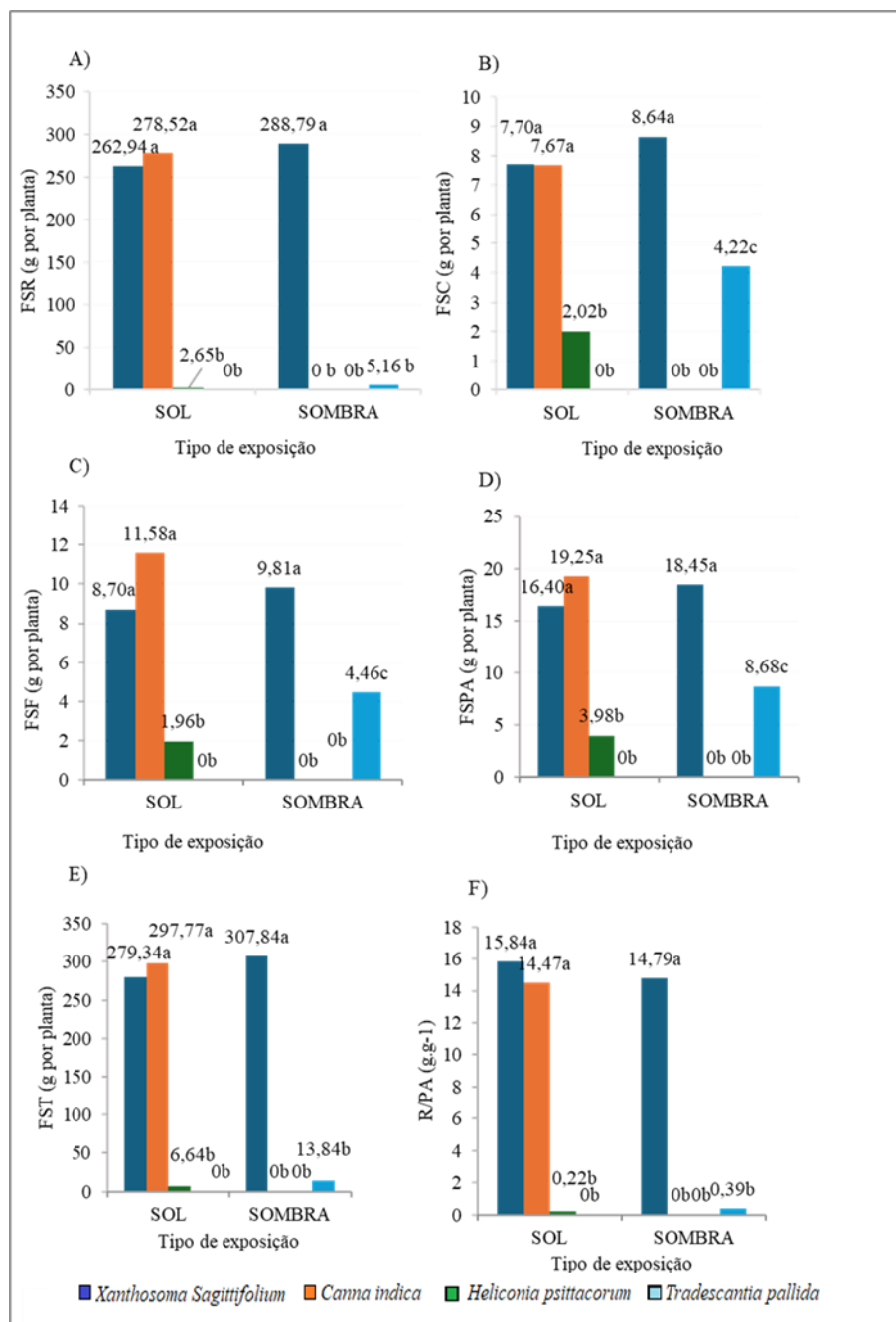
Foram avaliadas a fitomassa seca da raiz (FSR), do caule (FSC), das folhas (FSF), da parte aérea (FSPA) e a fitomassa seca total (FST), que corresponde à soma das frações, além da razão raiz/parte aérea (R/PA) (Figura 21). Observaram-se diferenças significativas entre as quatro espécies avaliadas (ANOVA,  $p \leq 0,01$ ), com a formação de dois grupos distintos para todas as variáveis quando expostas ao sol. Para as amostras expostas à sombra, foram identificados dois grupos para os indicadores FSR, FST e R/PA, e três grupos para FSC, FSF e FSPA.

Para a fitomassa seca da raiz (FSR) (Figura 21A), a *Xanthosoma sagittifolium* apresentou bom desempenho quando submetida ao efluente doméstico bruto, tanto sob exposição ao sol (262,94 g) quanto à sombra (288,79 g). Por outro lado, a *Canna indica* não sobreviveu à sombra, mas, sob exposição ao sol, atingiu 278,52 g de FSR. A *Heliconia psittacorum* apresentou sobrevivência semelhante, porém com desenvolvimento limitado, com apenas uma amostra sobrevivente e FSR de 2,65 g. Já a *Tradescantia pallida* sobreviveu apenas à sombra, com FSR de 5,16 g, não resistindo à exposição ao sol.

Em relação à fitomassa seca da parte aérea (FSPA) (Figura 21D), A *X. sagittifolium* apresentou FSPA de 16,40 g ao sol e 18,45 g à sombra. A *C. indica* produziu 19,25 g sob exposição ao sol, mas não se desenvolveu à sombra. A *H. psittacorum* apresentou FSPA de 3,98 g ao sol, enquanto a *T. pallida* não se desenvolveu ao sol, mas produziu 8,68 g à sombra.

As demais variáveis analisadas tiveram desempenhos semelhantes. Sob exposição ao sol, as espécies que se destacaram foram *X. sagittifolium* e *C. indica*, com os maiores valores de fitomassa seca da raiz, caule, folhas, parte aérea e total, além da razão raiz/parte aérea. Em contraste, *H. psittacorum* e *T. pallida* não apresentaram bom desempenho sob as mesmas condições. Quando expostas à sombra, *X. sagittifolium* e *T. pallida* se destacaram, com a primeira apresentando valores superiores, possivelmente devido às diferenças morfológicas entre as espécies.

Figura 21 - Fitomassa seca da raiz (FSR), caule (FSC), folhas (FSF), parte aérea (FSPA), total (FST) e razão raiz/parte aérea das espécies avaliadas por tipo de exposição, aos 150 dias.



Letras diferentes dentro do mesmo parâmetro indicam diferenças estatisticamente significativas entre as espécies.

Fonte: autoral, 2025

Os bons resultados obtidos para *X. sagittifolium* neste estudo contrastam com os de Colares *et al.* (2021), nos quais essas plantas não sobreviveram e foram substituídas durante o experimento. Kannan *et al.* (2019), ao utilizarem *X. sagittifolium* e *C. indica* para o tratamento de efluentes, observaram que *C. indica* apresentou maior aumento na fitomassa (25,23 g) e

altura (7 cm), enquanto *X. sagittifolium* teve o menor desenvolvimento, com incremento de apenas 0,9 cm na altura e 1,06 g na fitomassa. Zamora-Castro *et al.* (2019), ao avaliarem o uso de *C. indica* em *wetlands* para o tratamento de efluentes domésticos, encontraram valores médios de FSR de  $50 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  e FSPA de  $90 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$  após 11 meses de monitoramento.

No presente estudo, *H. psittacorum* não apresentou resultados favoráveis, divergindo de estudos como os de Moktar, Mazlan e Tajuddin (2018), que relataram bom desempenho dessa espécie na fitorremediação de águas residuais. Orejuela *et al.* (2018) também destacaram a capacidade de *H. psittacorum* em acumular metais pesados em sua fitomassa, enquanto Susanti *et al.* (2023) observaram sua eficiência na remoção de poluentes de efluentes têxteis.

Konnerup, Koottatep e Brix (2009), ao investigarem o uso de *C. indica* e *H. psittacorum* no tratamento de esgoto doméstico em climas tropicais, constataram que ambas as espécies se desenvolveram bem, com produção anual de fitomassa seca das folhas de  $1542 \pm 184 \text{ g}$  (*C. indica*) e  $341 \pm 50 \text{ g}$  (*H. psittacorum*), e do caule de  $1586 \pm 301 \text{ g}$  (*C. indica*) e  $204 \pm 46 \text{ g}$  (*H. psittacorum*).

## 4.2 Avaliação da vida útil do Sistema de Jardins Flutuantes

### 4.2.1 Durabilidade das estruturas de EPS

Durante o monitoramento do Sistema Inicial (SI), Rocha (2022) relatou que as estruturas de EPS mantiveram-se estáveis, com boa fluabilidade e suporte adequado para o desenvolvimento das plantas, resultados consistentes com os estudos de Ijaz *et al.* (2015) e Shahid *et al.* (2019). No entanto, ao longo do tempo, o material começou a apresentar sinais de degradação, influenciados por fatores como altas temperaturas, exposição prolongada à luz solar e umidade.

Na retomada do monitoramento, para avaliar a estabilidade das estruturas no Sistema sem Manutenção (SM), foi realizada uma limpeza inicial, que incluiu a poda das plantas, remoção do excesso de vegetação e separação módulo por módulo para uma avaliação detalhada (Figura 22). Durante esse processo, observou-se um alto grau de degradação tanto das estruturas de EPS quanto dos fragmentos utilizados como substrato. Resíduos de pequeno tamanho foram identificados dispersos na lagoa anaeróbia e na lagoa facultativa. Esses fragmentos podem contribuir para a contaminação do sistema de tratamento e do Riacho Cardoso, corpo hídrico receptor, tornando necessária a remoção das estruturas e dos substratos degradados, conforme destacado por Yeh, Yeh e Chang (2015). Durante o processo de remoção, diversos módulos se romperam, conforme ilustrado na Figura 23

Figura 22 - Módulos instalados por Rocha (2022) após a retirada da vegetação em 12/05/2023.



Fonte: autoral, 2025

Figura 23 - Exemplo de módulos que romperam após a retirada da lagoa



Fonte: autoral, 2025

Esse desgaste pode ter sido causado pela falta de manutenção pelo período de 511 dias, que resultou no acúmulo excessivo de biomassa sobre as estruturas flutuantes, aumentando a carga e acelerando a deterioração do material. Além disso, foram observadas pequenas escavações de formigas no EPS, o que pode ter contribuído para a fragilização das placas.

Após a remoção do Sistema Inicial (SI), foi implementado o Sistema Novo (SN). Durante o monitoramento, realizado entre julho de 2023 e março de 2024, observou-se que os jardins flutuantes se mantiveram estáveis, com boa flutuabilidade e sem quebras ou solturas dos

módulos. As cordas de polietileno e o cabo de aço que fixavam o sistema à lagoa permaneceram intactos, demonstrando a eficácia do arranjo e da fixação (Figura 24).

Figura 24 - Sistema Novo de jardins flutuantes implantado na lagoa anaeróbia.



Fonte: autoral, 2025

#### 4.2.2 Desenvolvimento e adaptação das espécies herbáceas

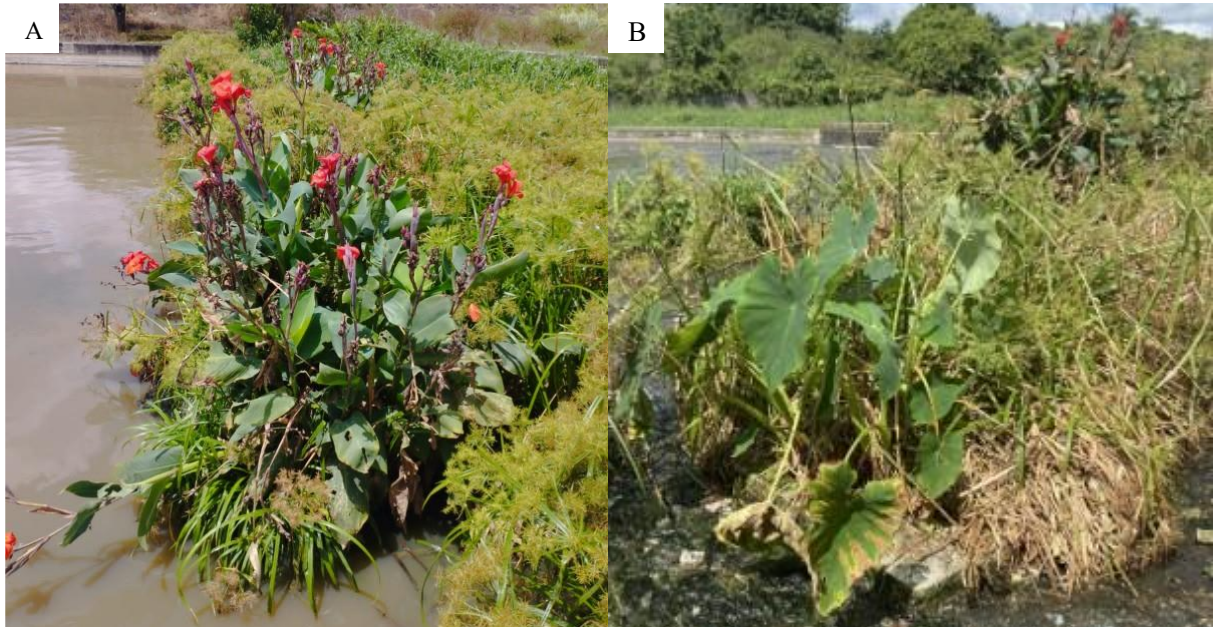
O Sistema Inicial (SI) é o sistema montado por Rocha (2022) após a reconfiguração, conforme detalhado no item 2.5. Esse sistema foi composto pelas espécies que sobreviveram à primeira fase do experimento realizado pela autora, a saber: algumas unidades de *Canna indica*, uma única unidade de *Xanthosoma sagittifolium* e todas as unidades de *Cyperus papyrus*. Além disso, foram mantidas as espécies espontâneas *Acrostichum aureum*, *Physalis pubescens*, *Sesuvium portulacastrum*, *Ammannia baccifera* L. e *Solanum nigrum* L., que surgiram no SJF ao longo do tempo, demonstrando a capacidade de adaptação de plantas nativas às condições da lagoa (Rocha, 2022).

A autora também destacou que, comparado à configuração anterior, o SI em formato de barreira proporcionou melhor suporte para o desenvolvimento das plantas. Embora a *C. indica* tenha apresentado uma baixa taxa de sobrevivência, as unidades remanescentes tiveram bom desenvolvimento, com multiplicação de mudas e floração. Esse resultado contrasta com os estudos de Ge *et al.* (2016) e Ibrahim (2018), que relataram altas taxas de sobrevivência para essa espécie.

Ao avaliar o mesmo SJF na fase sem manutenção (SM), observou-se que as unidades de *C. indica* continuaram se desenvolvendo bem, assim como o *C. papyrus* continuou a se expandir por todo o sistema, e a unidade de *X. sagittifolium* também apresentou bom crescimento (Figura 25). Houve continuidade no desenvolvimento das espécies espontâneas, mas, no período sem intervenções, o sistema foi colonizado por uma espécie de capim (não identificada) que teve crescimento descontrolado, competindo com as plantas fitorremediadoras (Oliveira *et al.*,

2021). Esse capim cresceu além dos limites das estruturas de EPS, criando uma esteira flutuante ao redor do SJF (Figura 26).

Figura 25 - Arranjo das espécies sobreviventes (*C. indica*, *C. papyrus* e *X. sagittifolium*) e espontâneas do sistema de Rocha (2022) no SM.



Fonte: autoral, 2025

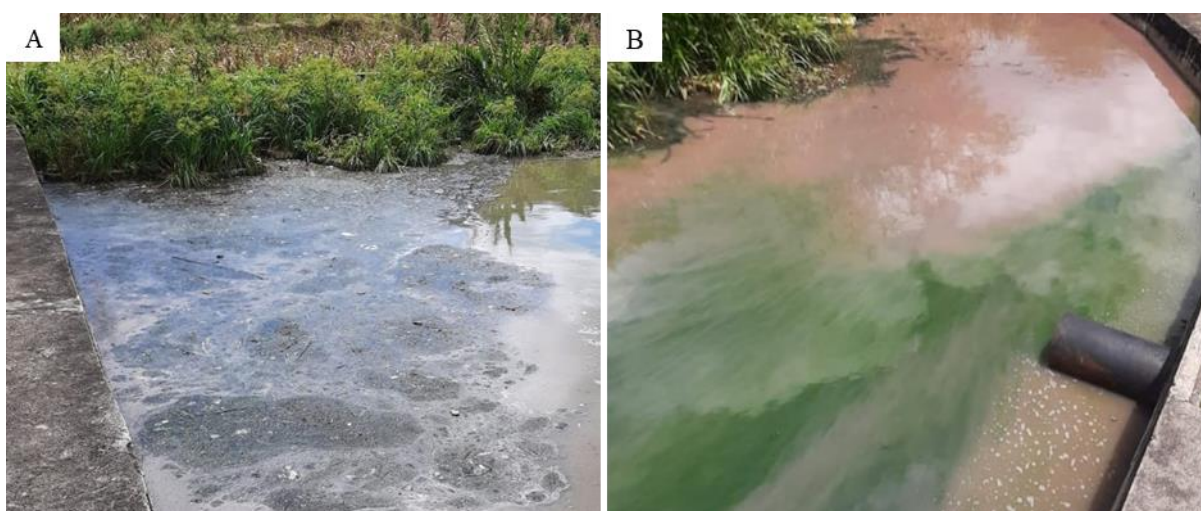
Figura 26- Crescimento de uma espécie de capim de forma descontrolada além dos limites do SJF



Fonte: autoral, 2025

Observou-se a retenção de resíduos antes do sistema de jardins flutuantes (Figura 27A), enquanto após o sistema foi identificada uma coloração esverdeada na água (Figura 27B). Esses fenômenos também foram relatados no Sistema Inicial (SI), monitorado por Rocha (2022). Segundo a autora, o aumento da concentração de clorofila-a entre o SJF e a saída da lagoa anaeróbia pode ser explicado pela presença do sistema, que criou condições favoráveis para o crescimento de algas. Entre esses fatores, destacam-se a redução da matéria orgânica e da turbidez, além do aumento da concentração de ortofosfato solúvel, um nutriente imediatamente disponível para o consumo pelas algas.

Figura 27 – A) Retenção de resíduos antes do SJF, B) Identificação de clorofila após no SJF



Fonte: autoral, 2025.

Com implantação do SN, observou-se o pleno desempenho da *C. indica* e da *X. sagittifolium*, e o desenvolvimento parcial da *T. pallida* e *H. psittacorum*. O novo design feito nas estruturas de EPS, garantiu um maior espaço para o crescimento das espécies herbáceas, maior contato com o substrato, além de uma maior resistência dos módulos, não sendo observada quebra de nenhuma das novas estruturas usadas.

Diferente de Rocha (2022), que fez uma junção de substrato orgânico e inorgânico, optou-se pelo uso apenas do inorgânico a fim de evitar problemas de degradação, liberação de nutrientes, compactação e manutenção constante que podem reduzir a eficiência a longo prazo. A escolha do uso de apenas substrato inorgânico teve bom desempenho, uma vez que não foi necessário substituição, pois não houve degradação. Além disso, optou-se por não incluir o *C. papyrus* nas espécies usadas no SN, pois ele teve se expandiu no SI dificultando a avaliação de outras espécies.

As espécies *Canna indica* e *Xanthosoma sagittifolium* se desenvolveram em todos os módulos nos quais foram plantadas, sendo 8 e 12 módulos, respectivamente. Por outro lado, *Tradescantia pallida* se desenvolveu em apenas três dos quatro módulos em que foi plantada, e *Heliconia psittacorum* se desenvolveu em apenas um dos quatro módulos. No trabalho de Rocha (2022) a *C. indica* utilizada foi nomeada como parcialmente tolerante, pois apresentou uma baixa taxa de sobrevivência, no Sistema Novo essa espécie teve uma melhor resposta ao *design*, apresentando 100% de taxa de sobrevivência.

Após 75 dias da implantação do SN foi observada o crescimento de espécies espontâneas, assim como no trabalho de Rocha (2022). Elas apareceram nas estruturas onde as unidades de *T. pallida* e *H. psitacorum* não se desenvolveram (Figura 28).

Figura 28- Espécies espontâneas no SJF.



Fonte: autoral, 2025

A poda das espécies escolhidas para os jardins foi realizada para controlar e estimular o crescimento das plantas, evitando que se espalhassem excessivamente e comprometessem a estrutura do sistema flutuante. Além disso, conforme foi detectado o aparecimento de ervas daninhas, foi feita sua retirada, uma vez que monitorar e remover essas plantas indesejadas da estrutura flutuante com frequência é essencial para verificar a saúde e o desenvolvimento das espécies selecionadas, garantir sua predominância e, consequentemente, assegurar a eficiência do sistema (Borne *et al.*, 2015; Lishawa *et al.*, 2019).

No presente estudo, não houve reaproveitamento da biomassa colhida. Observou-se que, em pesquisas semelhantes, o potencial de reutilização da biomassa produzida raramente é avaliado, sendo mencionado apenas em casos específicos, como para a produção de flores ornamentais, composto orgânico ou uso artesanal (Rodriguez-Dominguez *et al.*, 2022).

Além desses aspectos de manejo, foi verificado um aumento na biodiversidade na área dos jardins, com o aparecimento de ninhos de pássaros, rãs e insetos, como abelhas, gafanhotos e borboletas. Também foram detectados minhocas, formigas e mosquitos, Vo *et al.* (2024) também observaram esse aumento.

#### 4.2.3 Eficiência do tratamento realizado pelo Sistemas de Jardins Flutuantes

- *Monitoramento do SJF de Rocha (2022)*

O sistema de jardins implementado por Rocha (2022) foi mantido na lagoa anaeróbia sem alterações até o início desta pesquisa, foram realizadas um total de sete coletas, seguindo as diretrizes propostas na metodologia do presente estudo, para avaliar a qualidade do efluente e a eficiência do SM. A Tabela 5 apresenta a estatística descritiva dos dados de monitoramento do SM, abrangendo diferentes parâmetros de qualidade.

Tabela 5 - Estatística descritiva dos dados de monitoramento do SM na ETE.

| Indicador                       | Ponto de análise | Média | Mediana | Mínimo | Máximo | Desvio Padrão | CV    |
|---------------------------------|------------------|-------|---------|--------|--------|---------------|-------|
| Temperatura (°C)                | P1               | 31,0  | 32,0    | 26,0   | 32,0   | 2,24          | 7,21  |
|                                 | P2               | 31,1  | 32,0    | 26,0   | 32,0   | 2,27          | 7,28  |
|                                 | P3               | 31,5  | 32,0    | 26,0   | 35,0   | 2,70          | 8,55  |
|                                 | P4               | 31,1  | 32,0    | 26,0   | 32,0   | 2,27          | 7,28  |
| Turbidez (UTN)                  | P1               | 499,0 | 539,0   | 261,0  | 773,0  | 184,58        | 36,99 |
|                                 | P2               | 453,1 | 478,0   | 316,0  | 544,0  | 81,49         | 17,98 |
|                                 | P3               | 427,7 | 485,0   | 249,0  | 537,0  | 107,53        | 25,14 |
|                                 | P4               | 139,5 | 139,0   | 77,0   | 240,0  | 60,87         | 43,61 |
| Condutividade elétrica (µs/cm ) | P1               | 15,7  | 17,0    | 10,0   | 19,80  | 3,37          | 21,41 |
|                                 | P2               | 12,1  | 12,4    | 8,4    | 14,3   | 2,27          | 18,74 |
|                                 | P3               | 11,9  | 12,4    | 8,3    | 14,3   | 2,37          | 19,79 |
|                                 | P4               | 10,6  | 11,5    | 7,4    | 12,4   | 2,13          | 19,93 |
| pH                              | P1               | 6,9   | 6,8     | 6,3    | 7,5    | 0,43          | 6,17  |
|                                 | P2               | 7,2   | 7,2     | 6,9    | 7,5    | 0,17          | 2,42  |
|                                 | P3               | 7,2   | 7,3     | 6,9    | 7,5    | 0,17          | 2,30  |
|                                 | P4               | 7,2   | 7,2     | 6,9    | 7,5    | 0,16          | 2,28  |
| OD (mg/L)                       | P1               | 0     | 0       | 0      | 0      | 0,00          | 0,00  |
|                                 | P2               | 0     | 0       | 0      | 0      | 0,00          | 0,00  |
|                                 | P3               | 0     | 0       | 0      | 0      | 0,00          | 0,00  |
|                                 | P4               | 8     | 8       | 6      | 11     | 1,73          | 20,33 |
| DQO (mg/L)                      | P1               | 1180  | 1281    | 579    | 1582   | 438,08        | 37,10 |
|                                 | P2               | 403   | 358     | 301    | 594    | 130,43        | 32,36 |
|                                 | P3               | 328   | 319     | 286    | 389    | 49,65         | 15,12 |
|                                 | P4               | 221   | 233     | 176    | 243,39 | 31,20         | 14,10 |
|                                 | P1               | 58,9  | 47,4    | 28,0   | 110,9  | 29,71         | 50,42 |

|                                    |    |       |       |       |        |        |       |
|------------------------------------|----|-------|-------|-------|--------|--------|-------|
| <b>Nitrogênio Amoniacal (mg/L)</b> | P2 | 45,9  | 42,9  | 32,8  | 66,8   | 11,49  | 25,05 |
|                                    | P3 | 45,0  | 45,5  | 33,6  | 56,0   | 7,54   | 16,74 |
|                                    | P4 | 23,6  | 22,4  | 22,4  | 26,9   | 2,02   | 8,55  |
| <b>Clorofila a (µg/L)</b>          | P1 | 60,4  | 32,3  | 19,2  | 148,4  | 48,33  | 79,97 |
|                                    | P2 | 640,7 | 482,0 | 123,5 | 1751,8 | 587,18 | 91,65 |
|                                    | P3 | 680,3 | 450,8 | 257,8 | 1895,7 | 575,27 | 84,55 |
|                                    | P4 | 480,1 | 347,7 | 213,4 | 1015,6 | 290,62 | 60,53 |

Fonte: autoral, 2025

Para avaliar a eficácia do processo de tratamento, foram analisadas as eficiências médias de remoção nos sistemas SI (dados de Rocha, 2022) e SM. A Tabela 6 apresenta esses valores, permitindo comparar o desempenho de cada sistema na remoção dos poluentes analisados. Esses dados são essenciais para compreender a efetividade do tratamento empregado e identificar possíveis diferenças de eficiência entre os dois sistemas.

Tabela 6 - Valores médios de eficiência de remoção, no SI e SM

|                        | SI           | SM           |
|------------------------|--------------|--------------|
| <b>Indicadores</b>     | % de remoção | % de remoção |
| Temperatura            | NA*          | NA*          |
| Turbidez               | 62,65        | 72,03        |
| Condutividade elétrica | 9,92         | 32,32        |
| pH                     | NA*          | NA*          |
| OD                     | NA*          | NA*          |
| DQO                    | 49,59        | 81,26        |
| Nitrogênio Amoniacal   | 24,66        | 60,00        |
| Clorofila a            | -71,35**     | -694,31**    |

\*NA- não se aplica; \*\*valores negativos indicam aumento da concentração ao final do processo de tratamento.

Fonte: adaptado de Rocha (2022)

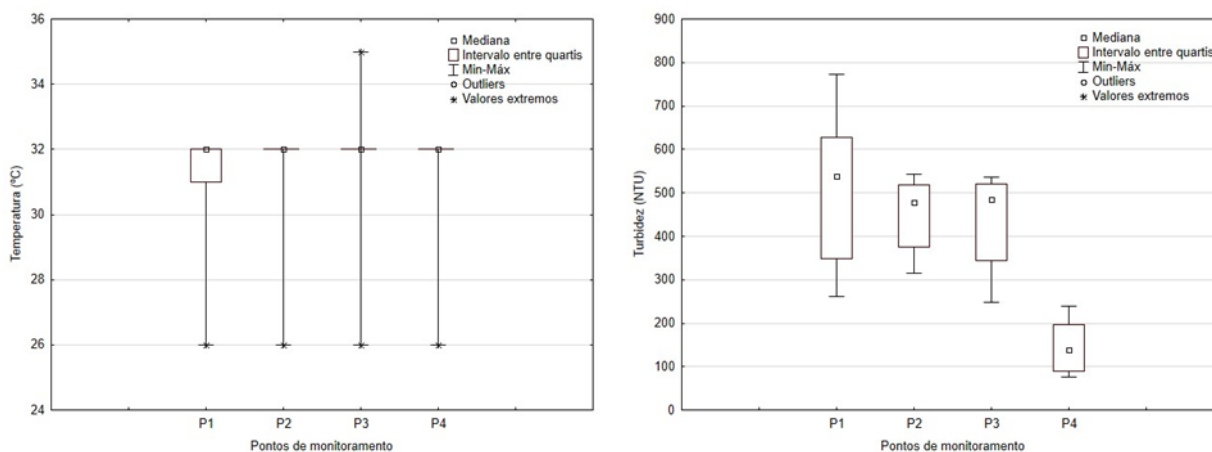
Dessa forma, observa-se que o SJF, mesmo sem manutenção (SM), manteve sua capacidade fitorremediadora, contribuindo significativamente para a otimização do sistema completo de tratamento (Lagoa anaeróbia + SJF + Lagoa facultativa). Além disso, as taxas médias de remoção de turbidez, condutividade elétrica, DQO e nitrogênio amoniacal no SM foram superiores às do SI. Esse fato pode ser atribuído ao aumento da biomassa, que resultou em uma maior área de cobertura, já que o capim que se alastrou não necessitava de uma superfície flutuante. Além disso, o aumento da biomassa pode melhorar a absorção de partículas suspensas, uma vez que as raízes das plantas flutuantes atuam como filtros naturais, e também contribuir para a absorção de nutrientes, como apontado por Iqbal *et al.* (2020) e Zhang *et al.* (2020).

Entretanto, o aumento excessivo da biomassa nos jardins flutuantes pode gerar uma série de problemas operacionais, como a redução da circulação da água, sombreamento excessivo, acúmulo de matéria orgânica e risco de instabilidade do sistema. Logo, esses resultados são indicativos que, mesmo com o tempo e a ausência de manutenção, o SJF continua a desempenhar um papel importante na melhoria da qualidade do efluente tratado.

A Figura 29 mostra as representações gráficas, por meio do boxplot, do comportamento dos indicadores temperatura e turbidez do Sistema sem Manutenção. Pode-se observar que a temperatura variou entre 26°C (P1, P2, P3 e P4) até 35°C (P3) ao longo do período de monitoramento, os valores médios não tiveram variação considerável. Nota-se que o intervalo entre quartis (IQR) não foi bem definido, uma vez que não houve variabilidade na série de dados.

A turbidez teve o maior valor médio encontrado no P1 (esgoto bruto), 539 UNT, e o menor no P4 (saída final do tratamento), 139 UNT. Os valores medidos nos pontos ao longo do tratamento (P2 e P3) foram próximos, 478 e 485 UNT, respectivamente. A maior variação dos dados foi encontrada no P1, sendo encontrado o maior IQR.

Figura 29 - Comportamento da temperatura e turbidez do SM



Fonte: autoral, 2025

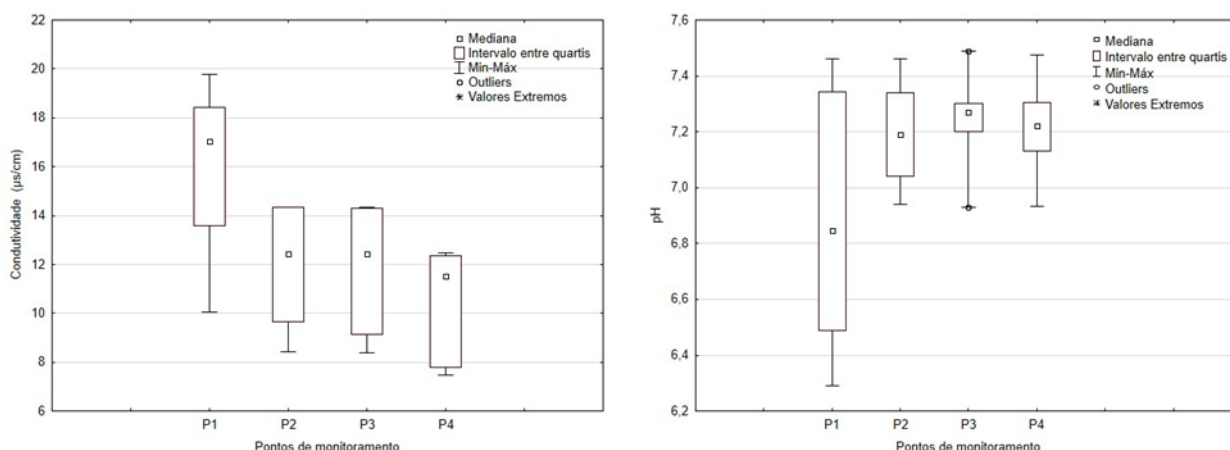
A temperatura é um indicador físico de grande importância para o estudo de esgotos domésticos. Ela é ligeiramente superior à da água utilizada para abastecimento e influencia diretamente a dinâmica da microbiota, a viscosidade da massa líquida e a solubilidade de gases (Von Sperling, 1996). Durante todo o período de monitoramento, foram registradas temperaturas elevadas (>20°C).

A turbidez da água resulta da presença de materiais gasosos, líquidos ou sólidos, dissolvidos ou suspensos, de natureza orgânica ou inorgânica (ASTM Internacional, 2017). Ao

longo do tratamento, a taxa média de remoção de turbidez no SM foi de 72,03%, valor superior ao observado no SI, que foi de 62,65%, considerando todas as unidades (lagoa anaeróbia + SJF + lagoa facultativa). Valores semelhantes foram encontrados por Stefanatou *et al.* (2024), que obtiveram 78% de remoção ao utilizar *Canna sp.* e *Iris sp.* em jardins flutuantes para o tratamento de águas cinzas urbanas. Já Arivukkarasu e Sathyanathan (2023a), ao empregarem *Chrysopogon zizanioides* em jardins flutuantes para tratar esgotos domésticos com diferentes espécies, alcançaram 90% de remoção de turbidez.

A Figura 30 apresenta o desempenho dos indicadores condutividade elétrica e pH. Observa-se que os valores de condutividade variaram entre 7,48  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (P4) e 19,80  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (P1) durante o período de monitoramento. Em todos os pontos analisados, houve oscilações, com os maiores valores registrados no início do tratamento e uma discreta redução ao longo do processo. Os valores de pH variaram entre 6,29 (P1) e 7,48 (P4), com a maior variabilidade de dados observada no P1, onde se verifica o maior intervalo interquartil (IQR).

Figura 30 - Comportamento da Condutividade e pH no SM



Fonte: autoral, 2025

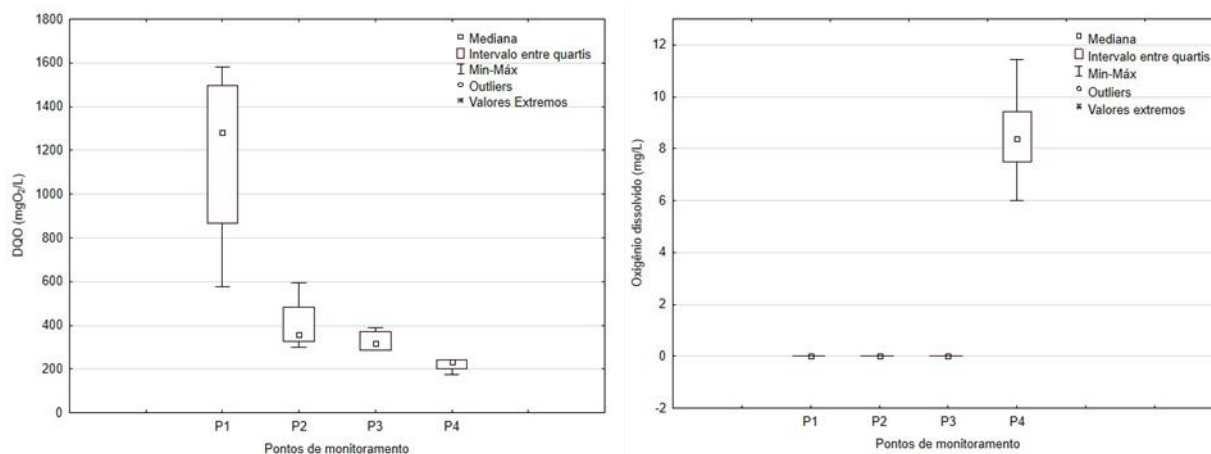
A condutividade elétrica está relacionada à concentração de íons presentes na massa líquida do efluente (Sekhar, 2023). A eficiência média de remoção determinada para a condutividade elétrica no SM foi de 32,32%, valor superior ao encontrado por Rocha (2022) no SI, que foi de 9,92%. Bauer *et al.* (2021) observaram uma taxa de remoção de 29,26%, enquanto Davamani *et al.* (2021), ao avaliarem o potencial de fitorremediação da *Chrysopogon zizanioides* no SJF aplicado a efluentes brutos da indústria de papel, obtiveram uma taxa de remoção de 39,39%.

De acordo com a Resolução CONAMA 430/2011, os valores de pH adequados para o lançamento de efluentes devem estar na faixa de 6 a 9. Dessa forma, os valores encontrados

neste estudo estão dentro dos limites estabelecidos pela legislação. Observou-se que os menores valores de pH foram registrados no ponto P1, com um aumento gradual desse parâmetro ao longo do processo de tratamento. Esse aumento pode ser atribuído à presença dos jardins flutuantes, que impedem a penetração da luz solar na coluna de água, limitando o crescimento de algas que consomem CO<sub>2</sub> e, consequentemente, resultando em um aumento do pH (Liu *et al.*, 2016). Valores de pH semelhantes aos deste estudo foram reportados por Colares *et al.* (2023), ao avaliarem a influência de diferentes taxas de carga e condições operacionais em unidades híbridas de *wetlands* construídos para o tratamento simultâneo de águas residuais urbanas.

O comportamento dos indicadores Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) é apresentado na Figura 31. Nos pontos P1, P2 e P3, as concentrações de OD foram iguais a zero ao longo de todo o período de análise, enquanto no ponto P4 os valores variaram entre 6,00 e 11,45 mg/L. Para a DQO, observou-se uma maior oscilação no ponto P1, com valores variando de aproximadamente 578 a 1580 mg/L. Houve uma redução tanto nos valores absolutos quanto na amplitude de variação nos demais pontos avaliados neste estudo.

Figura 31 - Comportamento do OD e da DQO no SM



Fonte: autoral, 2025

A presença de matéria orgânica, o tipo de água residual e os jardins flutuantes influenciam significativamente a concentração de OD (Yadav *et al.*, 2023). Observou-se que, ao longo do processo de tratamento, nos pontos de entrada do efluente (P1), imediatamente antes (P2) e após (P3) os jardins flutuantes, não foi detectada a presença de oxigênio. Isso ocorreu por se tratar de uma lagoa anaeróbia, bem como devido ao fato SJF limitar a difusão do oxigênio atmosférico (O<sub>2</sub>) para a coluna de água, atuando como uma barreira física (Samal *et al.*, 2021). Estudos realizados por Yang *et al.* (2008) também relataram o declínio da concentração de OD

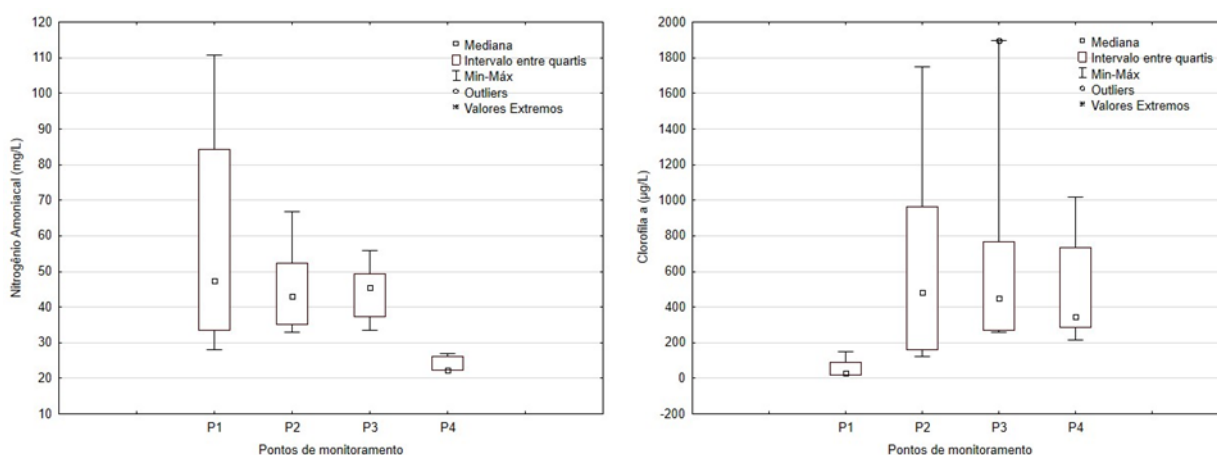
para zero em sistemas com jardins flutuantes. A diminuição do OD também é provocada por atividades microbiológicas, especialmente nitrificação e decomposição de compostos orgânicos (Kadlec, Wallace, 2009).

Houve um incremento na concentração de oxigênio após a passagem do efluente pela lagoa facultativa durante todo o período de monitoramento. Esses níveis de OD na lagoa refletem a intensa atividade fotossintética das algas (Awad; Ibrahim; Al-Aboodi, 2023).

A taxa de remoção de DQO no SM foi de 81,26%, valor superior ao observado no SI, que apresentou uma eficiência de 49,59%. Younas *et al.* (2022), ao analisarem o tratamento de águas residuais de curtumes com jardins flutuantes utilizando *Eichhornia crassipes*, obtiveram uma eficiência de remoção de 95% de DQO, superior aos resultados deste estudo. No entanto, ao substituir a espécie por *Pistia stratiotes*, a eficiência caiu para 27%. Kadam *et al.* (2022), ao investigarem o uso de jardins flutuantes no tratamento de águas residuais têxteis, encontraram uma eficiência de 87% na remoção de DQO, valor próximo ao obtido no SM.

A Figura 32 apresenta os valores de Nitrogênio Amoniacal e Clorofila-a obtidos nesta etapa da pesquisa. Observa-se que os maiores valores de nitrogênio, assim como a maior variabilidade dos dados, foram encontrados no P1 (28,0 a 110 mg/L). Ao longo do tratamento, os valores foram reduzindo, e os menores valores e menor IQR foram registrados no P4 (22,8 a 26,8 mg/L). Em relação à clorofila-a, verificou-se um aumento considerável do P1 (valor médio de aproximadamente 60 mg/L) para o P2 (640 mg/L). Esse valor manteve-se elevado no P3, com uma diminuição no P4 (480 mg/L). Esse incremento também foi observado por Rocha (2022).

Figura 32 - Comportamento do Nitrogênio Amoniacal e Clorofila-a no SM



Fonte: autoral, 2025

A taxa de remoção de nitrogênio amoniacal no SM foi de 60%, valor superior ao observado no SI, que apresentou uma eficiência de 24,66%. Islam *et al.* (2020), ao avaliarem um SJF em grande escala com a combinação de duas macrófitas (*Phragmites australis* e *Canna indica*), encontraram resultados superiores para a remoção de nitrogênio, alcançando uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 96%. Shukla *et al.* (2021), ao analisarem diferentes configurações de SJF com duas espécies (*Commelina benghalensis* e *Typha latifolia*) para o tratamento de águas residuárias domésticas, obtiveram uma remoção de 79% de nitrogênio. De acordo com a Resolução CONAMA 357/2005, o valor padrão para o lançamento de nitrogênio amoniacal é de 20 mg/L. Dessa forma, os valores encontrados no ponto de saída da Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) (P4) estão acima do limite estabelecido pela norma.

A clorofila-a pode ser definida como o pigmento fotossintético encontrado em plantas e algas, sendo um indicador direto do conteúdo de algas em corpos d'água (Chaffee *et al.*, 2023). Houve um incremento nos valores desse parâmetro no SM de 694,31%. Esse aumento também foi observado por Rocha (2022) no SI, porém em menor magnitude (71,35%). Tal incremento pode estar associado à presença dos jardins flutuantes, que favorecem o crescimento de algas na lagoa. Comportamento semelhante foi registrado por Boonbangkeng *et al.* (2024) ao avaliarem a possível interferência do SJF na remoção de nitrogênio em lagoas.

- *Monitoramento do novo SJF (Sistema Novo – SN)*

A Tabela 7 apresenta a estatística descritiva dos dados de monitoramento do SN, abrangendo diferentes parâmetros de qualidade.

Tabela 7 - Estatística descritiva dos dados de monitoramento do SN na ETE.

| Indicador        | Ponto de análise | Média  | Mediana | Mínimo | Máximo | Desvio Padrão | CV    |
|------------------|------------------|--------|---------|--------|--------|---------------|-------|
| Temperatura (°C) | P1               | 28,1   | 28,5    | 26,0   | 31,0   | 1,83          | 6,52  |
|                  | P2               | 28,2   | 29,0    | 25,0   | 31,0   | 1,89          | 6,69  |
|                  | P3               | 28,7   | 29,5    | 26,00  | 31,00  | 1,82          | 6,32  |
|                  | P4               | 27,9   | 28,0    | 25,00  | 30,00  | 1,56          | 5,61  |
| Turbidez (UTN)   | P1               | 406,1  | 389,5   | 191,0  | 727,0  | 138,31        | 34,06 |
|                  | P2               | 425,0  | 428,5   | 248,0  | 610,0  | 109,85        | 25,85 |
|                  | P3               | 440,9  | 473,0   | 218,0  | 621,0  | 123,89        | 28,10 |
|                  | P4               | 108,4  | 110,0   | 32,0   | 191,0  | 43,15         | 39,80 |
|                  | P1               | 1351,9 | 1328,5  | 1026,0 | 1640,0 | 189,06        | 13,98 |
|                  | P2               | 1069,9 | 1105,5  | 743,0  | 1238,0 | 144,87        | 13,54 |

|                                                                            |    |          |          |          |          |          |          |
|----------------------------------------------------------------------------|----|----------|----------|----------|----------|----------|----------|
| <b>Condutividade elétrica (<math>\mu\text{S}/\text{cm}</math>)<br/>ess</b> | P3 | 1088,3   | 1105,0   | 817,0    | 1281,0   | 142,77   | 13,12    |
|                                                                            | P4 | 965,6    | 1023,0   | 686,0    | 1226,0   | 181,18   | 18,76    |
| <b>pH</b>                                                                  | P1 | 6,8      | 6,8      | 6,2      | 7,5      | 0,36     | 5,22     |
|                                                                            | P2 | 7,2      | 7,2      | 6,7      | 7,7      | 0,26     | 3,63     |
|                                                                            | P3 | 7,3      | 7,3      | 6,9      | 7,9      | 0,26     | 3,58     |
|                                                                            | P4 | 7,6      | 7,5      | 7,1      | 8,4      | 0,42     | 5,44     |
| <b>OD (mg/L)</b>                                                           | P1 | 0        | 0        | 0        | 0        | 0,00     | 0,00     |
|                                                                            | P2 | 0        | 0        | 0        | 0        | 0,00     | 0,00     |
|                                                                            | P3 | 0        | 0        | 0        | 0        | 0,00     | 0,00     |
|                                                                            | P4 | 7        | 7        | 3        | 12       | 2,58     | 37,24    |
| <b>DQO (mg/L)</b>                                                          | P1 | 1099     | 1014     | 798      | 1824     | 317,51   | 28,88    |
|                                                                            | P2 | 345      | 357      | 214      | 440      | 66,30    | 19,24    |
|                                                                            | P3 | 338      | 319      | 185      | 507      | 98,39    | 29,11    |
|                                                                            | P4 | 222      | 229      | 113      | 320      | 60,00    | 27,08    |
| <b>Fósforo (mg/L)</b>                                                      | P1 | 11,9     | 11,2     | 7,6      | 17,8     | 3,12     | 26,31    |
|                                                                            | P2 | 7,4      | 7,7      | 3,9      | 9,7      | 1,83     | 24,77    |
|                                                                            | P3 | 6,6      | 7,2      | 0,5      | 9,3      | 2,54     | 38,47    |
|                                                                            | P4 | 6,3      | 6,6      | 1,9      | 10,1     | 2,47     | 39,19    |
| <b>Ortofosfato (mg/L)</b>                                                  | P1 | 5,6      | 5,1      | 1,4      | 10,3     | 2,54     | 45,17    |
|                                                                            | P2 | 3,4      | 2,8      | 1,2      | 7,0      | 1,54     | 45,39    |
|                                                                            | P3 | 3,0      | 2,7      | 0,4      | 7,9      | 1,95     | 64,23    |
|                                                                            | P4 | 4,0      | 3,6      | 0,9      | 7,9      | 2,19     | 54,82    |
| <b>Nitrogênio Amoniacal (mg/L)</b>                                         | P1 | 66,5     | 66,1     | 48,5     | 97,1     | 14,60    | 21,94    |
|                                                                            | P2 | 50,4     | 51,9     | 23,9     | 62,0     | 10,52    | 20,88    |
|                                                                            | P3 | 49,0     | 50,4     | 24,6     | 64,6     | 10,21    | 20,83    |
|                                                                            | P4 | 34,1     | 35,2     | 12,0     | 48,2     | 10,43    | 30,58    |
| <b>Clorofila a (<math>\mu\text{g}/\text{L}</math>)</b>                     | P1 | 34,8     | 4,6      | 0,0      | 220,3    | 60,78    | 174,79   |
|                                                                            | P2 | 686,6    | 644,4    | 165,5    | 1328,0   | 379,59   | 55,29    |
|                                                                            | P3 | 895,4    | 669,3    | 177,5    | 1788,1   | 588,14   | 65,68    |
|                                                                            | P4 | 296,1    | 293,8    | 146,3    | 509,6    | 118,33   | 39,97    |
| <b><i>E. coli</i> (NMP)</b>                                                | P1 | 3,14E+07 | 1,20E+07 | 2,38E+06 | 1,99E+08 | 5,54E+07 | 1,77E+02 |
|                                                                            | P2 | 1,44E+06 | 1,19E+06 | 3,09E+05 | 3,87E+06 | 1,03E+06 | 7,15E+01 |
|                                                                            | P3 | 1,54E+06 | 1,24E+06 | 2,81E+05 | 4,10E+06 | 1,10E+06 | 7,10E+01 |
|                                                                            | P4 | 8,02E+04 | 3,44E+04 | 6,30E+03 | 2,42E+05 | 8,58E+04 | 1,07E+02 |

Fonte: autoral, 2025

A fim de avaliar o desempenho do Sistema Novo ao final do processo de monitoramento, foram calculados os valores médios de eficiência de remoção dos poluentes no SN, e comparados com os dados do Sistema Inicial (SI) de Rocha (2022). A Tabela 8 apresenta esses resultados, permitindo verificar a efetividade dessa nova configuração na melhoria da qualidade do efluente tratado.

Tabela 8 - Valores médios de eficiência de remoção, no SI e SN

|             | SI | SN           |              |
|-------------|----|--------------|--------------|
| Indicadores |    | % de remoção | % de remoção |

|                        |        |         |
|------------------------|--------|---------|
| Temperatura            | NA*    | NA*     |
| Turbidez               | 62,65  | 73,30   |
| Condutividade elétrica | 9,92   | 28,58   |
| pH                     | NA*    | NA*     |
| OD                     | NA*    | NA*     |
| DQO                    | 49,59  | 79,84   |
| Fósforo                | 13,72  | 46,84   |
| Ortofosfato            | 33,1   | 29,00   |
| Nitrogênio Amoniacal   | 24,66  | 48,76   |
| Clorofila a            | -71,35 | -751,54 |
| Coliformes             | ***    | 99,74%  |

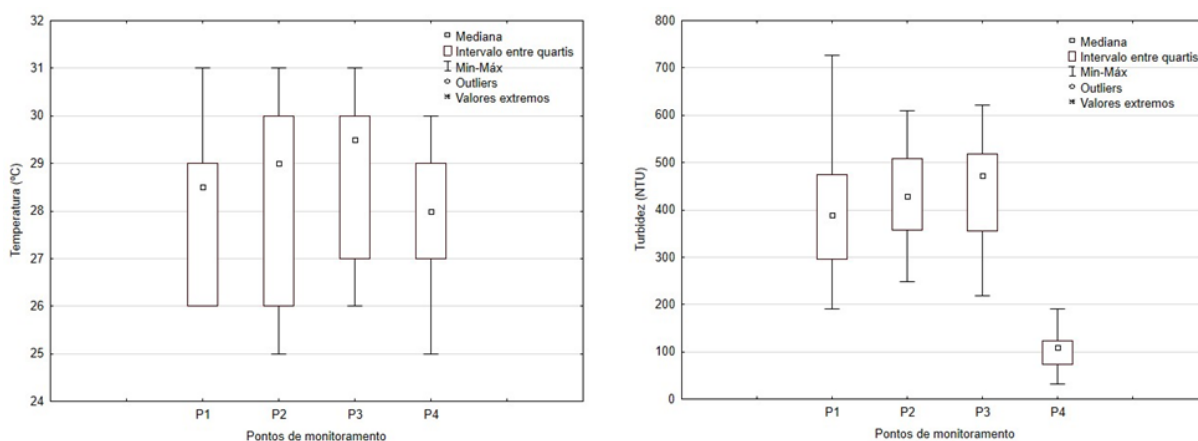
\*NA- não se aplica; \*\*valores negativos indicam aumento da concentração ao final do processo de tratamento,  
\*\*\* não foi realizado.

Fonte: autoral, 2025

Observa-se que ao calcular as taxas médias de remoção do sistema completo (Lagoa anaeróbia + SJF + Lagoa facultativa), e comparar os dois sistemas (SI e SN), os valores médios da eficiência de remoção foram superiores para turbidez, condutividade elétrica, DQO, fósforo e nitrogênio amoniacal. Tais resultados indicam que as alterações realizadas, tanto no *design* quanto na seleção e disposição das plantas trouxeram impacto positivo para o sistema.

O comportamento da temperatura e da turbidez é apresentado na Figura 37. A temperatura variou entre 25°C (P2 e P4) e 31°C (P1, P2 e P3). Observa-se que, durante todo o período de monitoramento do SN, as temperaturas mantiveram-se elevadas ( $T > 20^{\circ}\text{C}$ ). Quanto a turbidez, a maior variabilidade dos dados foi registrada no P1, com valores variando de 171 a 727 UTN. Os maiores valores médios de turbidez foram encontrados nos pontos P2 e P3, enquanto houve uma diminuição ao final do tratamento (P4).

Figura 33 - Comportamento da temperatura e turbidez no SN



Fonte: autoral, 2025

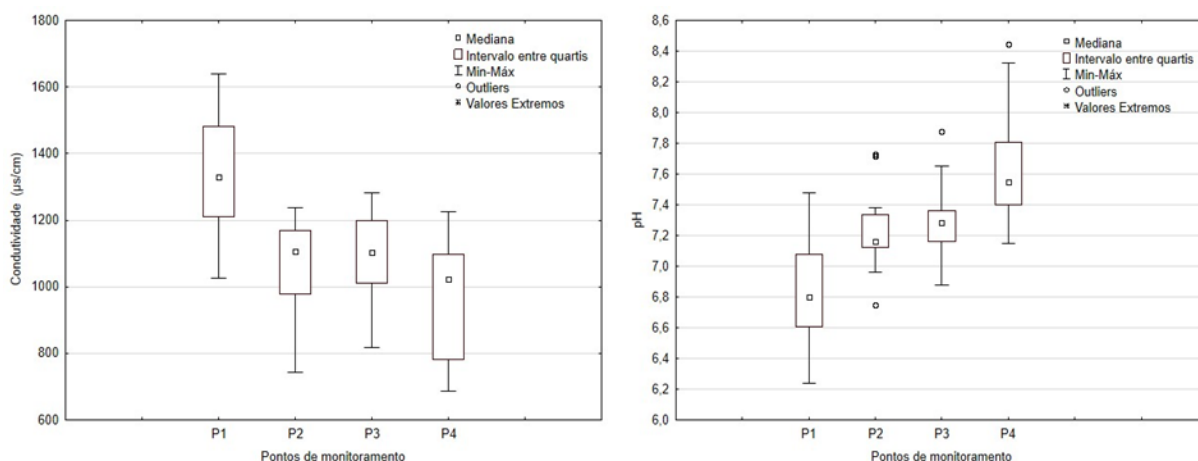
Muitos dos mecanismos que ocorrem em SJF, como o crescimento de plantas, a atividade de organismos microbianos e as reações mediadas por microrganismos, são influenciados pela temperatura. As condições ótimas para esses processos estão na faixa de 19 a 34°C (Kadlec, Wallace, 2009). O valor médio de temperatura em todos os pontos monitorados foi de aproximadamente 28°C. Burlakoti *et al.* (2024) verificaram que, ao aumentar a temperatura no sistema de jardins flutuantes de 23°C para cerca de 29°C, houve um incremento no crescimento das duas espécies avaliadas.

Observou-se uma eficiência de remoção de turbidez no SN de 73,30%, enquanto no Sistema Inicial (SI) a eficiência foi de 62,65%, valor inferior ao obtido no SN. Valores semelhantes foram reportados por Bauer *et al.* (2021), que utilizaram *Typha domingensis* para o tratamento de águas residuais urbanas de um *campus* universitário, alcançando uma remoção de 73,60%. De modo análogo, Hernández-Vásquez *et al.* (2024), ao avaliarem o potencial de macrófitas aquáticas no tratamento de águas residuais urbanas, obtiveram uma remoção de turbidez de 69,70%.

O comportamento da condutividade elétrica e do pH é apresentado na Figura 34. Os maiores valores de condutividade elétrica foram registrados no P1, atingindo até 1640  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Nos demais pontos, os valores médios foram semelhantes, com 1069  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (P2), 1088  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (P3) e 965  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (P4). Rashid *et al.* (2022), ao avaliarem o uso de *Echinochloa polystachya* em um SJF para o tratamento de águas residuais municipais, encontraram valores de condutividade elétrica similares aos deste estudo.

A taxa de remoção da condutividade elétrica no SN foi de 28,58%. Em comparação, Rocha (2022) verificou no SI uma taxa de remoção de 9,92%. Bauer *et al.* (2021) obtiveram uma taxa de remoção de 23,29%, enquanto Colares *et al.* (2021), ao desenvolverem um sistema combinado composto por biofiltro anaeróbico (AF) e sistema de jardins flutuantes para o tratamento de águas residuárias, alcançaram uma remoção de 7,68% de condutividade, valor inferior ao encontrado no presente estudo.

Figura 34 - Comportamento da condutividade elétrica e pH no SN.

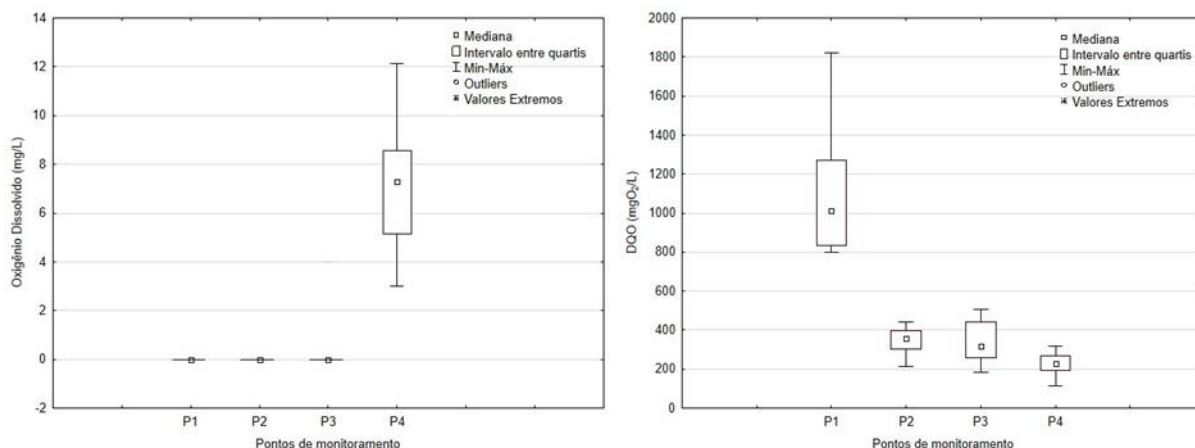


Fonte: autoral, 2025.

Em relação ao pH, ao analisar a série de dados, foram identificados alguns *outliers* nos pontos P2, P3 e P4. *Outliers* são observações que se desviam significativamente da maioria dos pontos de dados, podendo indicar variações atípicas no sistema (Alves *et al.*, 2024). Observa-se que as maiores variabilidades dos dados de pH ocorreram nos pontos P1 e P4, enquanto nos pontos P2 e P3 os valores foram mais consistentes e próximos entre si. Também foi observado um comportamento crescente ao longo do tratamento, com os valores máximos registrados no P4. Um pH alcalino é favorável ao tratamento de águas residuais por plantas aquáticas, uma vez que essa condição é ideal para a absorção de nutrientes e para as reações bioquímicas dos organismos vivos (Mendoza; Pérez; Galindo, 2018).

Na Figura 35, são apresentados os comportamentos do Oxigênio Dissolvido (OD) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO) para o SN. Observa-se que os valores de OD foram iguais a zero durante todo o período de monitoramento nos pontos P1, P2 e P3. No entanto, houve um incremento significativo no P4, com valores variando entre 3,00 e 12,15 mg/L. Resultados semelhantes foram encontrados por Vo *et al.* (2024) em um experimento que avaliou um SJF em escala de laboratório, utilizando seis espécies de macrófitas. Os autores verificaram concentrações de OD abaixo de 1,0 mg/L em todos os tanques monitorados.

Figura 35 - Comportamento do OD e DQO no SN



Fonte: autoral, 2025

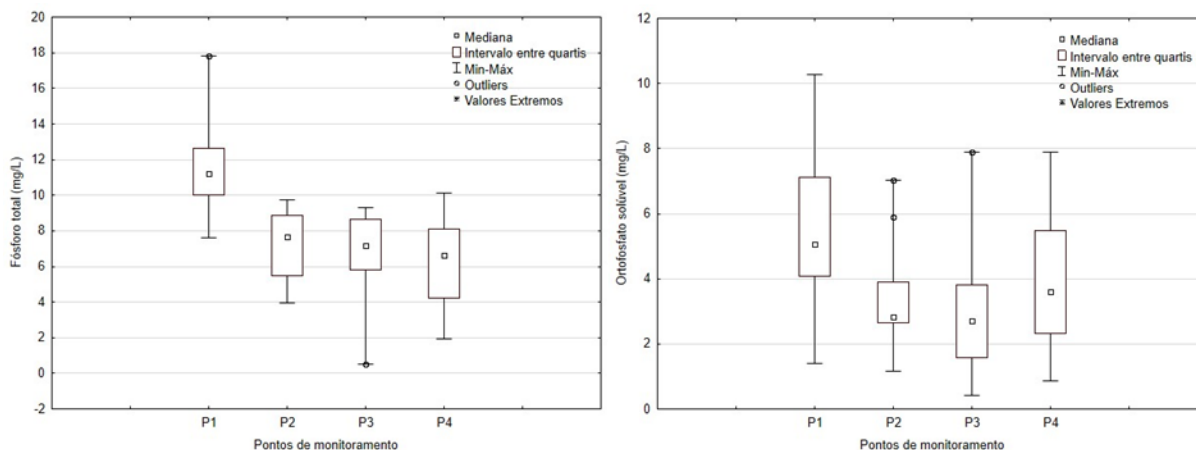
Em relação à DQO, verifica-se um comportamento decrescente ao longo do tratamento. A maior variabilidade, assim como os valores mais elevados desse indicador, foram registrados no P1, variando aproximadamente de 800 a 1800 mg/L, enquanto os menores valores foram registrados no P4 (113 a 320 mg/L). A taxa de remoção de DQO foi de 79,84% no SN, enquanto Rocha (2022) detectou uma remoção de 49,59% no SI. Valores semelhantes ao SN foram reportados por Haydar, Anis, Afaq (2020), ao avaliarem o potencial de fitorremediação de *Pistia stratiotes* no tratamento de águas residuais municipais, com uma taxa de remoção de 80%. Por outro lado, Cárdenas *et al.* (2023), ao estudarem a capacidade fitorremediadora de *Pistia stratiotes* no tratamento de águas residuais com um tempo de retenção hidráulica de nove dias, determinaram uma taxa de remoção de 40,8%.

O comportamento do fósforo e do ortofosfato é apresentado na Figura 36. Observa-se que os maiores valores de fósforo foram registrados no P1, atingindo até 17,83 mg/L (valor médio de 11,87 mg/L). A maior redução ocorreu entre os pontos P1 e P2, com os valores médios nos pontos P2, P3 e P4 permanecendo próximos: 7,40 mg/L, 6,60 mg/L e 6,31 mg/L, respectivamente.

Os principais mecanismos de remoção de fósforo em SJF incluem: precipitação, absorção pelas plantas e adsorção nas raízes e biofilmes associados (Vo *et al.*, 2023). A taxa de remoção de fósforo no Sistema Novo foi de 46,84%, enquanto no SI a remoção foi de apenas 13,72%. Resultados próximos foram encontrados por Benvenuti *et al.* (2018), ao avaliarem o uso de *Typha domingensis* para o tratamento de águas residuárias brutas com 100% de cobertura do SJF, obtendo uma remoção de 37%. De modo semelhante, Gaballah *et al.* (2021), ao avaliarem o potencial de fitorremediação da espécie *Eichhornia crassipes* em jardins flutuantes, determinaram uma remoção de fósforo total de 49,3% com 70% de taxa de cobertura. De acordo

com Vymazal (2007), a menos que sejam utilizados materiais especiais, a remoção de fósforo em SJF geralmente é inferior a 50%.

Figura 36 - Comportamento do fósforo total e ortofosfato solúvel no SN



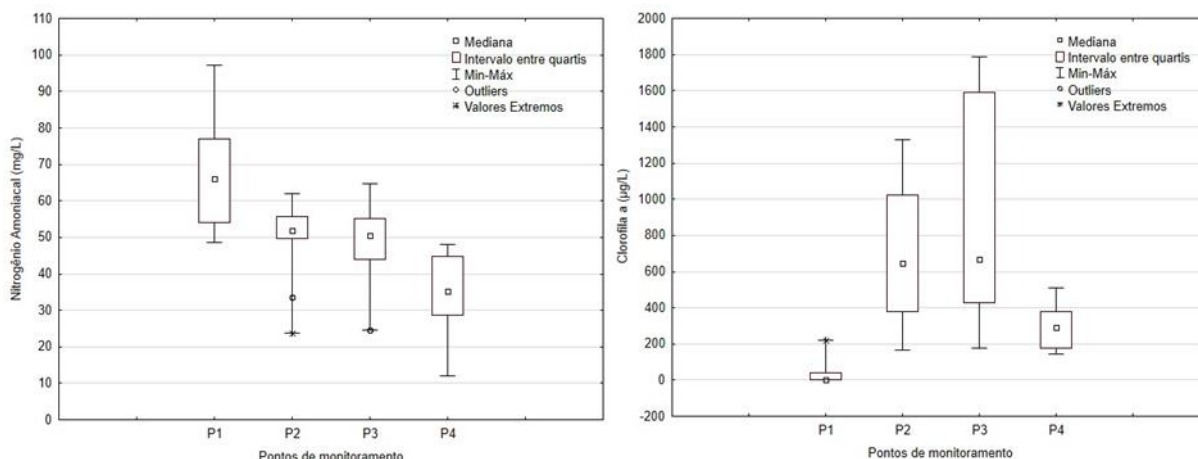
Fonte: autoral, 2025

Em relação ao ortofosfato, verifica-se uma variabilidade nos dados em todos os pontos analisados. O maior valor médio foi encontrado no P1 (5,62 mg/L), com uma redução nos pontos P2 (3,39 mg/L) e P3 (3,04 mg/L). Entretanto, no P4, observou-se um aumento para 3,99 mg/L. A taxa de remoção de ortofosfato solúvel no SN foi de 29%, enquanto no SI foi de 33,1%. Valores superiores foram reportados por Trung *et al.* (2021), que alcançaram uma remoção de 73% ao utilizar *Brachiaria mutica* para o tratamento de águas residuais de aquicultura. Por outro lado, Yadav *et al.* (2023), ao avaliarem o desempenho de SJF com *Phragmites australis* e uma taxa de cobertura de 50% para o tratamento de águas residuais municipais, obtiveram uma remoção de apenas 14%.

O incremento de ortofosfato entre os pontos P3 e P4 provavelmente ocorre devido à ressuspensão de sedimentos que contêm ortofosfato, os quais são transferidos de volta para a coluna de água durante o tempo de retenção hidráulica, resultando em um aumento nos níveis desse parâmetro (Abed; Almuktar; Scholz, 2017).

Na Figura 37, é apresentado o comportamento do nitrogênio amoniacal e da clorofila-a para o Sistema Novo. Observa-se uma tendência decrescente nos valores médios de nitrogênio amoniacal, com grande variabilidade dos dados em todos os pontos analisados. Além disso, foram identificados outliers nos pontos P2 e P3. Em relação à clorofila-a, os menores valores foram registrados no P1, seguidos por um aumento significativo no P2 e P3, e uma diminuição no P4.

Figura 37 - Comportamento do Nitrogênio Amoniacal e Clorofila-a no SN



Fonte: autoral, 2025

Foi observada uma redução de 48,76% de nitrogênio amoniacal no SN, enquanto Rocha (2022) obteve uma remoção de 24,66% no Sistema Inicial. Valores semelhantes foram encontrados por Qiu *et al.* (2023), ao utilizarem jardins flutuantes com uma combinação de três espécies herbáceas (*Scirpus validus*, *Canna* e *Iris*) em diferentes estações do ano para o tratamento de águas de rio poluídas, alcançando uma remoção de 47,74%. Já Benvenuti *et al.* (2018) reportaram uma remoção de 38%.

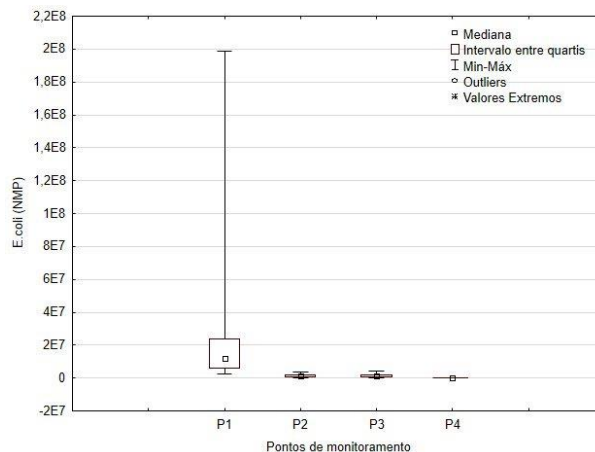
O desempenho apresentado pelo sistema (lagoa anaeróbia + SJF + lagoa facultativa) na remoção de nitrogênio amoniacal pode estar associado à baixa taxa de oxigênio, uma vez que condições anaeróbicas podem interferir negativamente no processo de nitrificação, já que o oxigênio é essencial para essa reação química (Vymazal, 2010). Os valores encontrados permanecem acima do limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005.

Quanto à clorofila-a, houve um incremento significativo na sua concentração ao longo do processo de tratamento, tanto no SN quanto no SI. Esse aumento provavelmente está relacionado às altas concentrações de fósforo, que é um fator impulsionador do crescimento da clorofila (Killigrew, 2023). Um estudo realizado por Hartshorn *et al.* (2016) demonstrou fortes correlações entre as concentrações de fósforo e nitrogênio com a clorofila-a em SJF.

Na Figura 38, é apresentado o comportamento de *Escherichia coli* observando-se uma tendência decrescente ao longo do tratamento. A remoção de coliformes totais e termotolerantes é influenciada por diversos fatores biológicos, incluindo a ação de organismos predadores (como protozoários, nematoides e bacteriófagos), atividade bacteriana, toxicidade de outros microrganismos, absorção bacteriana, reações de oxidação, absorção de nutrientes pelas

plantas, falta de nutrientes essenciais e exposição à luz solar (Karimi; Ehrampoush; Jabary, 2014).

Figura 38 - Comportamento da *Escherichia coli* (*E. coli*) no SN



Fonte: autoral, 2025.

No Sistema Novo, a remoção de patógenos foi de 99,74% (redução de  $10^7$  para  $10^4$  NMP/100 mL). Park, Sukias e Tanner (2019) encontraram uma redução de 3 log (99,9%) ao avaliarem a combinação de SJF com aeração no tratamento de águas residuárias. Por outro lado, Shukla *et al.* (2021) obtiveram uma redução de 52% ao utilizarem *wetlands* de fluxo horizontal com duas espécies de macrófitas (*Typha latifolia* e *Commelina benghalensis*) no tratamento de esgoto. Rocha (2022) não avaliou esse parâmetro no SI. Embora a redução de patógenos tenha sido significativa, os valores finais ainda estão muito acima do limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, que estabelece um máximo de 200 NMP/100 mL.

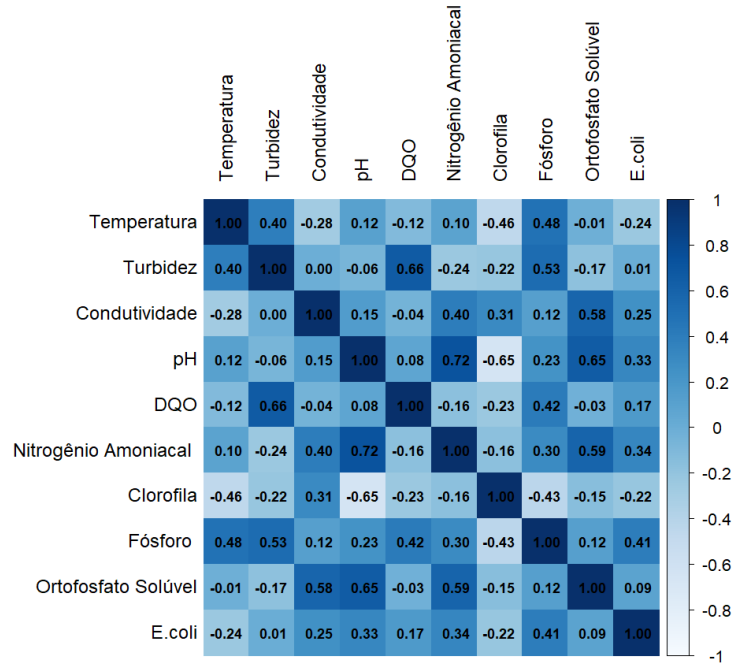
- *Análise da interação das variáveis físico-químicas e microbiológicas*

Com o intuito de compreender as interações entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas monitoradas neste estudo, bem como identificar padrões de correlação que permitam prever o comportamento de uma variável com base em outra para garantir a eficiência do tratamento, foram calculados os coeficientes de Correlação de Spearman com os dados coletados no Sistema sem Manutenção (SM) e no Sistema Novo (SN). Além disso, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP) ao longo do sistema de tratamento (SM e SN), método que permite uma visualização mais clara dos dados (Jolliffe, 2002).

Na Figura 39, é apresentado o correlograma referente ao ponto 1 (P1) de monitoramento (esgoto bruto). Observa-se que, entre os parâmetros analisados, o pH apresentou uma forte correlação positiva com o nitrogênio amoniacal (0,72). O pH influencia diretamente o

comportamento e a remoção do nitrogênio amoniacal no esgoto. O ajuste do pH pode ser utilizado para otimizar o processo de remoção de nitrogênio e minimizar as emissões gasosas (Afonso *et al.*, 2016; Xu *et al.*, 2020).

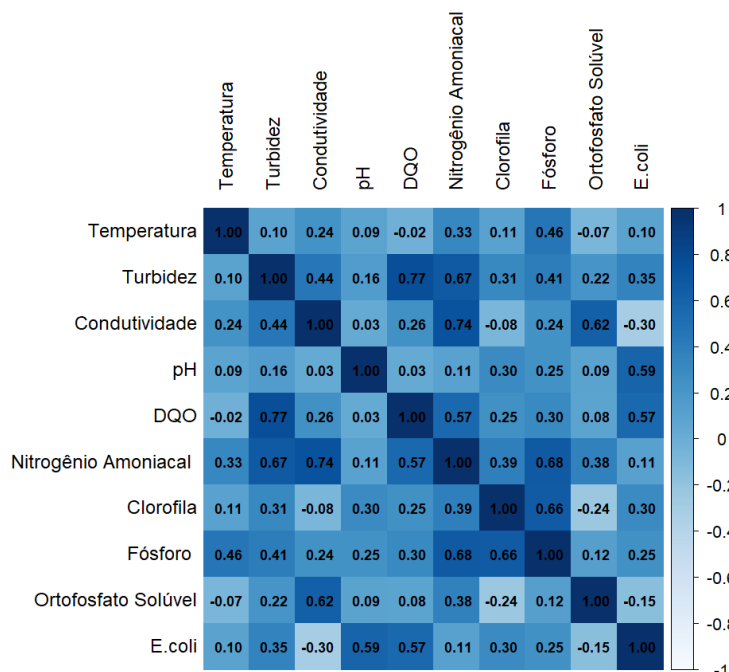
Figura 39 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P1.



Fonte: autoral, 2025

Na Figura 40, é exibido o correlograma dos parâmetros no ponto 2 de monitoramento. Verifica-se que a turbidez apresentou uma correlação positiva forte com a DQO (0,77), enquanto a condutividade correlacionou-se fortemente com o nitrogênio amoniacal (0,74). A turbidez do esgoto doméstico é geralmente causada por partículas orgânicas e inorgânicas suspensas no efluente, enquanto a DQO mede a quantidade de matéria orgânica que pode ser oxidada. Durante o tratamento do esgoto, esses dois parâmetros tendem a se correlacionar, uma vez que as partículas orgânicas presentes na água contribuem tanto para a turbidez quanto para a DQO. Assim, quanto maior a turbidez, maior a DQO (Crittenden *et al.*, 2012)

Figura 40 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P2.



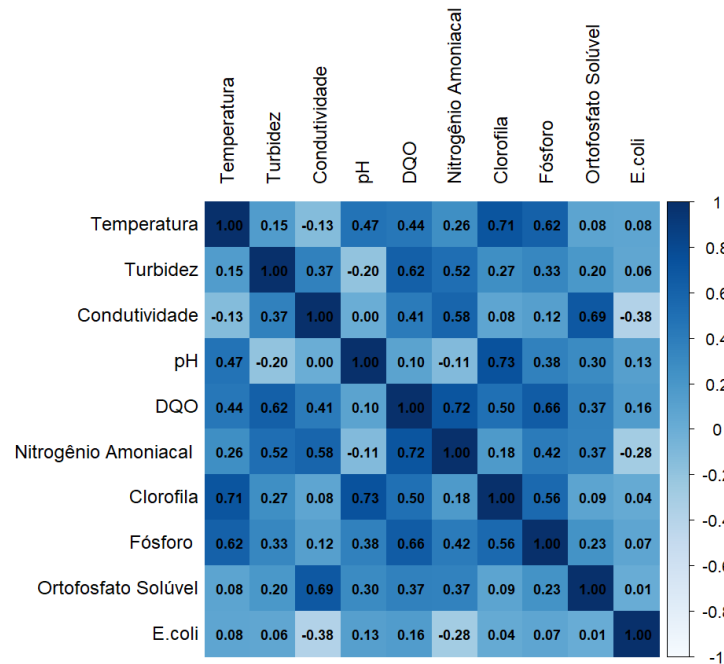
Fonte: autoral, 2025

O nitrogênio amoniacal, por sua vez, ocorre principalmente na forma de íons amônio ( $\text{NH}_4^+$ ) ou, em condições mais alcalinas, como amônia ( $\text{NH}_3$ ) livre. Como a condutividade elétrica depende da concentração de íons na solução, o aumento de compostos iônicos, como o amônio, pode elevar a condutividade elétrica, uma vez que esses íons contribuem diretamente para a carga iônica da água (Yu *et al.*, 2019; Wang *et al.*, 2019; Li *et al.*, 2020).

Na Figura 41, é apresentado o correlograma dos parâmetros no ponto 3 de monitoramento. Constatou-se que a temperatura apresentou uma forte correlação com a clorofila (0,71), o pH também se correlacionou fortemente com a clorofila (0,73), e a DQO mostrou uma correlação forte com o nitrogênio amoniacal (0,72).

A clorofila-a é um indicador da biomassa de algas e outros organismos fotossintetizantes, e seu crescimento é diretamente influenciado pela temperatura, que regula a atividade biológica em função da luz e da disponibilidade de nutrientes. Temperaturas mais altas geralmente aceleram os processos biológicos, incluindo o crescimento das algas, o que explica a forte correlação observada entre esses indicadores no presente estudo (Ahmad *et al.*, 2020). Além disso, o pH desempenha um papel crucial no crescimento e nas funções fisiológicas das plantas aquáticas em SJF, afetando diretamente a produção de clorofila (Rani *et al.*, 2020; Aparicio *et al.*, 2022).

Figura 41 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P3.

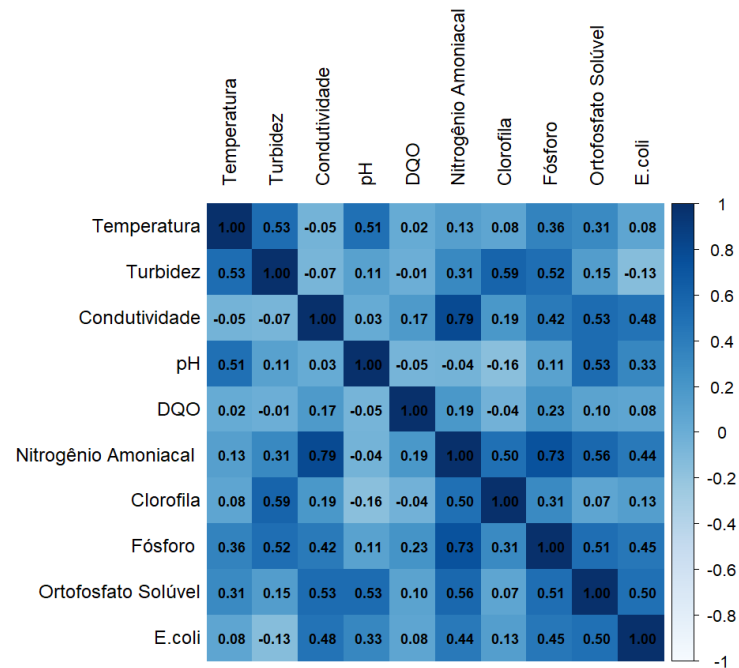


Fonte: autoral, 2025

A interação entre fatores ambientais e parâmetros de qualidade do efluente também influencia a DQO. Embora a DQO não meça exclusivamente o consumo de oxigênio pelo nitrogênio amoniacal, há uma correlação indireta entre esses dois parâmetros. Quanto maior a carga de nitrogênio amoniacal no esgoto, maior o consumo de oxigênio devido ao processo de nitrificação, o que eleva a DQO (CETESB, 2018; Barroso Júnior *et al.*, 2022).

O correlograma dos parâmetros avaliadas no ponto 4 é apresentado na Figura 42. Observou-se que a condutividade elétrica apresentou uma forte correlação com o nitrogênio amoniacal (0,79), e o nitrogênio amoniacal mostrou uma forte correlação com o fósforo (0,73). O nitrogênio e o fósforo são nutrientes que, em excesso, podem causar eutrofização. Portanto, a correlação entre esses dois parâmetros está associada tanto aos processos de eutrofização quanto à remoção simultânea em estações de tratamento de esgoto (Zhou *et al.*, 2022).

Figura 42 - Correlograma dos parâmetros de qualidade para o P4.



Fonte: autoral, 2025

Após a análise das correlações entre as variáveis físico-químicas e microbiológicas por meio do correlograma, foi realizada uma Análise de Componentes Principais (ACP). Essa técnica permite reduzir a dimensionalidade dos dados, identificando padrões e agrupamentos relevantes.

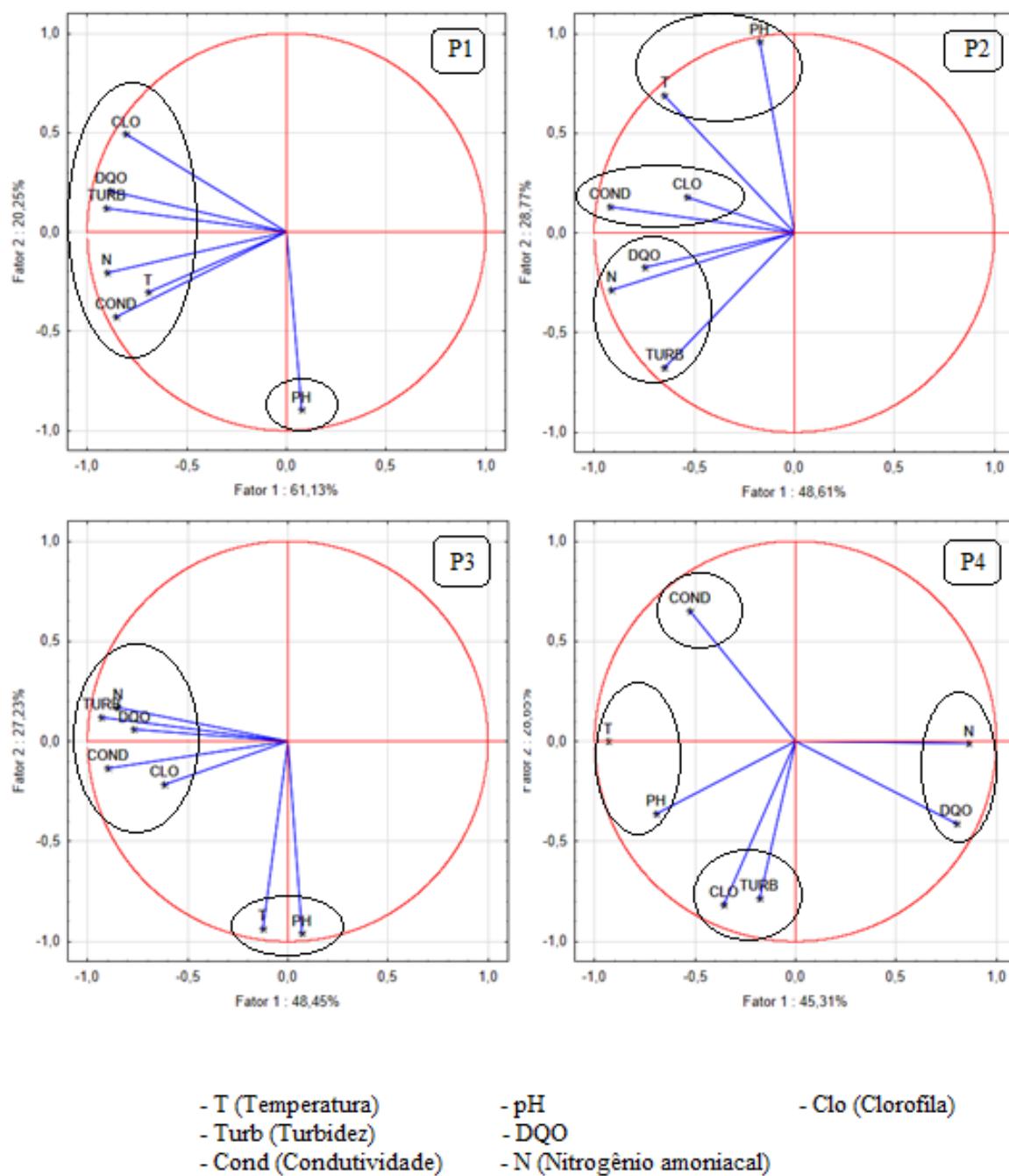
Na Figura 43, são apresentadas as ACP, utilizadas para identificar o agrupamento das variáveis físico-químicas em cada ponto do Sistema sem Manutenção (SM). No P1, a ACP explicou cerca de 81% da variabilidade dos dados, com a formação de dois grupos distintos. O primeiro grupo foi composto pelas variáveis clorofila-a, DQO, turbidez, nitrogênio, temperatura e condutividade, sendo a temperatura o indicador que menos contribuiu para a Primeira Componente (PC1). O segundo grupo foi formado apenas pelo pH, que contribuiu para a Segunda Componente (PC2).

No P2, a ACP explicou aproximadamente 77% da variabilidade, com a formação de três grupos distintos. O primeiro grupo incluiu temperatura e pH, o segundo condutividade e clorofila, e o terceiro DQO, nitrogênio e turbidez. No P3, a variabilidade explicada foi de cerca de 75%, com a formação de dois grupos. O primeiro grupo foi composto por nitrogênio, turbidez, DQO, condutividade e clorofila, enquanto o segundo grupo incluiu temperatura e pH.

Já no P4, a variabilidade explicada foi de aproximadamente 74%, com as variáveis distribuídas em quatro grupos. O primeiro grupo foi formado pela condutividade (que teve

maior contribuição para a PC2), o segundo por temperatura e pH, o terceiro por clorofila e turbidez, e o quarto por nitrogênio e DQO.

Figura 43 - ACP do Sistema sem Manutenção (SM) dos pontos P1, P2, P3 e P4.

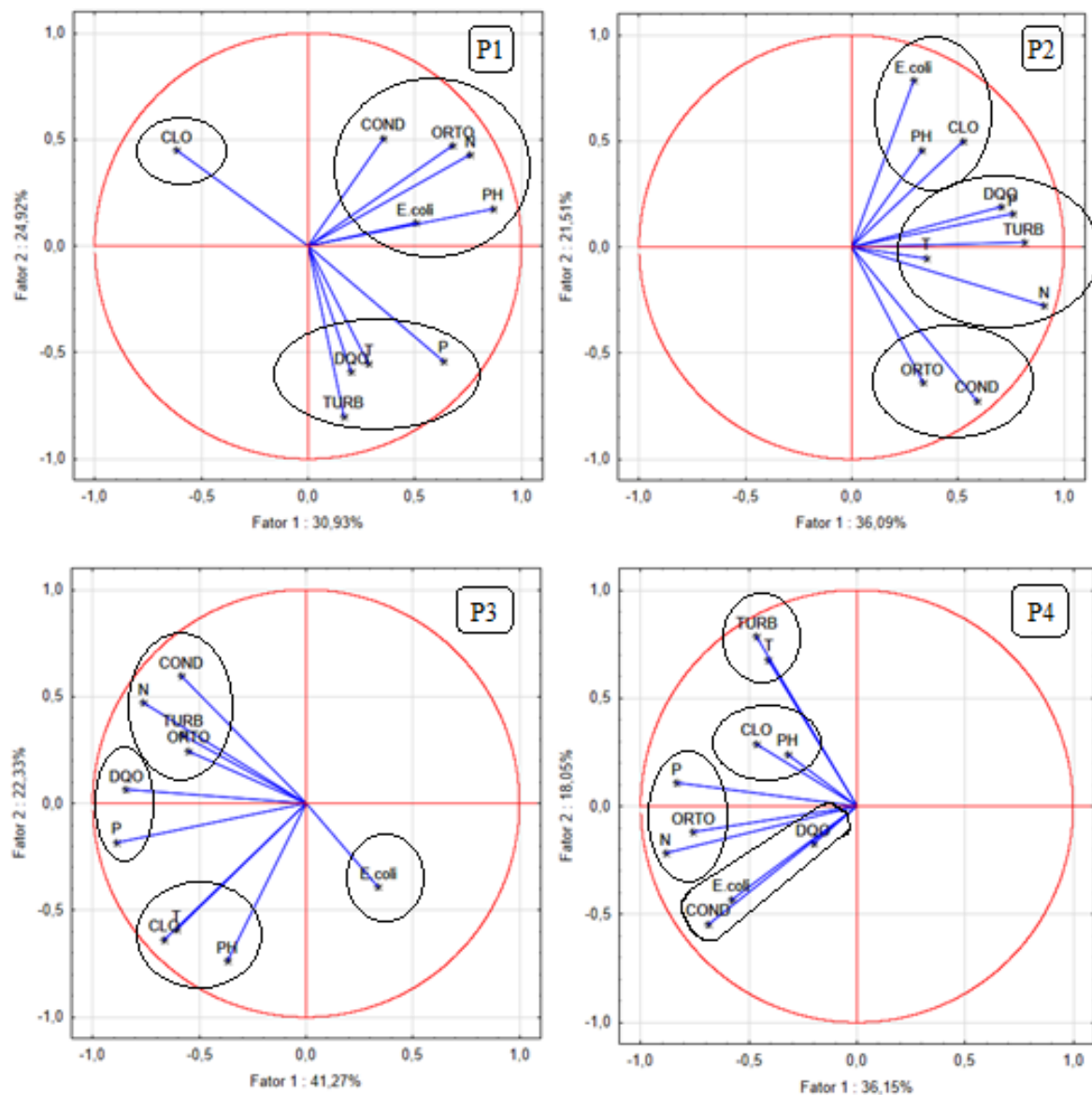


Fonte: autoral, 2025

Na Figura 44, são mostradas as ACP realizadas para o Sistema Novo (SN). No P1, a ACP explicou cerca de 56% da variabilidade dos dados, com a formação de três grupos distintos. O

primeiro grupo foi composto pela clorofila-a, o segundo por condutividade, ortofosfato, nitrogênio, *E. coli* e pH, e o terceiro por fósforo, temperatura, DQO e turbidez.

Figura 44- ACP do Sistema Novo (SN) dos pontos P1, P2, P3 e P4.



- T (Temperatura)
- Turb (Turbidez)
- Cond (Condutividade)
- pH
- DQO
- N (Nitrogênio amoniacal)
- Clo (Clorofila)
- P (Fósforo)
- ORTO (Ortofosfato)

Fonte: autoral, 2025.

No P2, a variabilidade explicada foi de aproximadamente 57%, com a formação de três grupos. O primeiro grupo incluiu *E. coli*, pH e clorofila-a, o segundo DQO, fósforo, turbidez,

temperatura e nitrogênio, e o terceiro condutividade e ortofosfato. No P3, a variabilidade explicada foi de cerca de 64%, com as variáveis divididas em quatro grupos. O primeiro grupo foi composto por condutividade, nitrogênio, turbidez e ortofosfato, o segundo por DQO e fósforo, o terceiro por temperatura, clorofila e pH, e o quarto por *E. coli*.

Já no P4, a variabilidade explicada foi de aproximadamente 54%, com as variáveis distribuídas em quatro grupos. O primeiro grupo foi formado por turbidez e temperatura, o segundo por pH e clorofila-a, o terceiro por fósforo, ortofosfato e nitrogênio, e o quarto por DQO, *E. coli* e condutividade.

Desse modo, ao avaliar as ACP de ambos os sistemas de tratamento (SM e SN), observa-se que, ao longo do processo, os indicadores físico-químicos e microbiológicos apresentam correlações distintas entre si. Isso ocorre porque cada tipo de indicador responde de forma diferente aos processos de tratamento, além de apresentar comportamentos específicos em relação ao tipo de poluição que está sendo removida ou modificada (Rout *et al.*, 2021).

#### 4.3 Identificação da melhor configuração dos Sistemas de Jardins Flutuantes

Foi realizada uma comparação entre os três sistemas (SI, SM e SN) utilizando a ferramenta estatística Kruskal-Wallis, cujos resultados são apresentados na Tabela 9. Observou-se que a temperatura e a condutividade elétrica do efluente apresentaram diferenças significativas entre os três sistemas ( $p < 0,05$ ). A variação de temperatura pode ser atribuída às flutuações nas condições climáticas ao longo do período de monitoramento, as quais podem interferir na atividade microbiana, no crescimento e na saúde das plantas nos SJF, bem como na remoção de nutrientes do efluente (Kumwimba; Batool; Li., 2021; Zhang; Liu; Cao, 2022).

Já a condutividade elétrica pode ser influenciada por diferentes características do sistema, como o tipo de substrato utilizado nos FTW, que afeta a troca iônica e a dissolução de sais. O SN era composto exclusivamente de substrato inorgânico, diferentemente dos outros sistemas, o que pode ter resultado em alterações nesse parâmetro (Fu *et al.*, 2020).

Ao avaliar a turbidez, o pH e a clorofila, verificou-se que houve diferença significativa entre o SN e o SI ( $p < 0,05$ ). O SN foi configurado com a espécie *Canna indica* no centro, a qual apresentou desempenho satisfatório, resultando em jardins com plantas mais densas. Isso pode ter contribuído para alterações no pH, na capacidade de remoção de sólidos e na produção de algas (Vymazal, 2013).

Tabela 9- Comparação dos SJF por meio do método estatístico Kruskal-Wallis.

| Indicador | Comparação entre os sistemas (kruskal-Wallis) |
|-----------|-----------------------------------------------|
|-----------|-----------------------------------------------|

|                        |                               |                    |                    |                    |
|------------------------|-------------------------------|--------------------|--------------------|--------------------|
| Temperatura            | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | <b>0,000012</b>    | 0                  |
|                        | SN                            | <b>0,000012</b>    |                    | <b>0,00401</b>     |
|                        | SI                            | 0                  | <b>0,00401</b>     |                    |
| Turbidez               | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | 1                  | 0,294044           |
|                        | SN                            | 1                  |                    | <b>0,007987</b>    |
|                        | SI                            | 0,294044           | <b>0,007987</b>    |                    |
| Condutividade elétrica | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | <b>&lt;0,00001</b> | <b>&lt;0,00001</b> |
|                        | SN                            | <b>&lt;0,00001</b> |                    | <b>0,023176</b>    |
|                        | SI                            | <b>&lt;0,00001</b> | <b>0,023176</b>    |                    |
| OD                     | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | 1                  | 0,569095           |
|                        | SN                            | 1                  |                    | 0,558469           |
|                        | SI                            | 0,569095           | 0,558469           |                    |
| pH                     | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | 1                  | 0,361301           |
|                        | SN                            | 1                  |                    | <b>0,025988</b>    |
|                        | SI                            | 0,361301           | <b>0,025988</b>    |                    |
| DQO                    | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | 1                  | 1                  |
|                        | SN                            | 1                  |                    | 1                  |
|                        | SI                            | 1                  | 1                  |                    |
| Nitrogênio amoniacal   | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | 0,281694           | <b>&lt;0,00001</b> |
|                        | SN                            | 0,281694           |                    | <b>&lt;0,00001</b> |
|                        | SI                            | <b>&lt;0,00001</b> | <b>&lt;0,00001</b> |                    |
| Clorofila              | p value (comparação múltipla) |                    |                    | 0,00001            |
|                        | Sistemas                      | SM                 | SN                 | SI                 |
|                        | SM                            |                    | 1                  | 0,144783           |
|                        | SN                            | 1                  |                    | <b>0,047976</b>    |
|                        | SI                            | 0,144783           | <b>0,047976</b>    |                    |

- Valor de P relacionado à estatística do teste. Os valores em negrito apresentam diferenças estatisticamente significativas ( $p < 0.05$ ).

Fonte: autoral, 2025

Os indicadores Oxigênio Dissolvido (OD) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) não apresentaram variação significativa ( $p > 0,05$ ) em nenhum dos três sistemas estudados. Já para o nitrogênio amoniacal, o SI apresentou diferença significativa em relação ao SM e ao SN. Vale ressaltar que o design do SM é o mesmo do SI, porém sem manutenção, o que pode levar à

reintrodução de nutrientes no sistema e alterar os resultados do tratamento (Sahreem; Mukhtar, 2024).

Dessa forma, a comparação estatística realizada pelo teste de Kruskal-Wallis revelou diferenças significativas entre os três sistemas avaliados para algumas variáveis físico-químicas, enquanto outras não apresentaram variação relevante. Entretanto, ao comparar os valores de eficiência de remoção observados nos três sistemas (SI, SM e SN), nota-se que o SN apresentou valores superiores em relação aos demais para a remoção de turbidez, condutividade, DQO, nitrogênio e fósforo.

O *design* do SN proporcionou uma melhor distribuição das plantas, aumentando o contato entre o efluente e as raízes, o que favoreceu a remoção de poluentes. Além disso, a seleção de espécies com maior capacidade de absorção de nutrientes e maior densidade radicular potencializou a eficácia do sistema na remoção de fósforo, nitrogênio e outros compostos, contribuindo para o desempenho superior em relação ao SI. Portanto, considerando a eficiência de remoção, a área de cobertura necessária e a sobrevivência das espécies herbáceas, o SN mostrou-se um melhor sistema.

## 5. CONCLUSÕES

A pesquisa demonstrou que a configuração do Sistema de Jardins Flutuantes (SJF), incluindo a escolha adequada da cobertura vegetal e a disposição dos berços, tem um impacto significativo na remoção de poluentes, como turbidez, condutividade elétrica, DQO e nitrogênio amoniacal, melhorando a eficiência do tratamento. Além disso, evidenciou-se a importância da manutenção, pois a falta de cuidados pode comprometer sua estrutura e eficácia. Assim, a combinação de um *design* otimizado e manutenção adequada potencializa a eficiência do SJF, tornando-o uma solução sustentável e viável.

No bioensaio após 85 dias de exposição ao sol, as espécies *Canna indica*, *Xanthosoma sagittifolium*, *Tradescantia pallida* e *Heliconia psittacorum* apresentaram taxas de sobrevivência de 66,67%, 100%, 33,33% e 33,33%, respectivamente. Quando expostas à sombra, as taxas de sobrevivência foram de 0% para *C. indica*, 100% para *X. sagittifolium*, 66,67% para *T. pallida* e 0% para *H. psittacorum*.

A falta de manutenção no SI desencadeou o crescimento desenfreado da biomassa, e provocou desgaste na estrutura em EPS, entretanto o SM teve as taxas médias de remoção de turbidez, condutividade elétrica, DQO e nitrogênio amoniacal no SM superiores às do SI, sendo indicativo que o SJF continuou otimizando tratamento.

Com a implantação do SN, observou-se uma boa adaptação das espécies *C. indica* e *X. sagittifolium*, com taxa de 100% de sobrevivência. As taxas médias de remoção foram observadas para a turbidez (73,30%), condutividade elétrica (28,58%), DQO (79,84%), fósforo (46,84%), ortofosfato (29,00%), nitrogênio amoniacal (48,76%) e coliformes (99,74%). Desse modo, o *design* do SN, que envolveu a estrutura flutuante, a disposição dos berços, o substrato e a seleção das plantas, foi bem-sucedido.

Quando se compara o SI e o SN, nota-se que as taxas de remoção de turbidez, condutividade elétrica, DQO, fósforo e nitrogênio amoniacal foram superiores no SN, mesmo tendo havido a redução da taxa de cobertura do sistema, de 4,00% para 2,67%, as alterações realizadas trouxeram impacto positivo. Logo, o SN configura-se como o melhor sistema de tratamento, quando comparado ao SI.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

\_\_\_\_\_. *Relatório Técnico do Plano Municipal de Saneamento Básico de Campina Grande (PMSB)*. 2015

ABBASI, H.N., *et al.* Nutrient removal in hybrid constructed wetlands: spatial-seasonal variation and the effect of vegetation. *Water Sci. Technol.* v. 79, n. 10, p. 1985-1994, 2019. <https://doi.org/10.2166/wst.2019.196>.

ABDULLAH, S. R. S., *et al.* Plant-assisted remediation of hydrocarbons in water and soil: applications, mechanisms, challenges and opportunities, *Chemosphere*, v. 247, p. 125932, 2020.

ABED, S.N.; ALMUKTAR, S.A.; SCHOLZ, M. Remediation of synthetic greywater in mesocosm—Scale floating treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v. 102, p. 303-319, 2017.

AFONSO, M. D. *et al.* Effect of pH on the removal of ammonia nitrogen from wastewater by different biological processes. *Journal of Environmental Management*, v. 184, p. 90–97, 2016.

AFONSO, T.F., DEMARCO, C.F., PIENIZ, S. *et al.* Potential of *Solanum viarum* Dunal in use for phytoremediation of heavy metals to mining areas, southern Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 26, p. 24132-24142, 2019.

AFZAL, M., *et al.* Floating treatment wetlands as a suitable option for large-scale wastewater treatment. *Nature Sustainability*, v. 2, n. 9, p. 863–871, 2019.

AHMAD, J., *et al.* Screening of tropical native aquatic plants for polishing pulp and paper mill final effluent. *Malaysian J Anal Sci* v. 21, n. 1, p. 105-112, 2017.

AHMAD, S., *et al.* Temperature dependent morphological changes on algal growth and cell surface with dairy industry wastewater: an experimental investigation. *3 Biotech* v. 10, n. 1, p. 24, 2020. <https://doi.org/10.1007/s13205-019-2008-x>

ALI, H.; KHAN, E.; SAJAD M. A. Phytoremediation of heavy metals—Concepts and applications, *Chemosphere*, v. 91, n. 7, 2013, p. 869-881, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere>

ALI, S.A.; LENS, P.; BRUGGEN, H.V. Purifying municipal wastewater using floating treatment wetlands: free-floating and emergent macrophytes. *Adv. Recycl. Waste Manag.*, v. 2, n. 30, p. 138, 2017. DOI: 10.4172/2475-7675.1000138

ALI, S. *et al.* Application of Floating Aquatic Plants in Phytoremediation of Heavy Metals Polluted Water: A Review. *Sustainability* v. 12, n. 5, p. 1927, 2020.

AL-KHAFAJI, M.S., AL-ANI, F.H., IBRAHIM, A.F. Removal of some heavy metals from industrial wastewater by *lemna minor*. *KSCE Journal of Civil Engineering*, v. 22, n. 4, p. 1077-1082, 2018. DOI 10.1007/s12205-017-1112-x

ALMASOUDI, S., JAMOSSI, B. Desalination technologies and their environmental impacts: a review. *Sustainable Chemistry One World*, v. 1, p. 1-10, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scowo.2024.100002>.

ALMEIDA, S. A. B. *Contribuição à aplicação de coeficientes de consumo em projetos de abastecimento de água e esgotamento sanitário em comunidades urbanas de baixa renda do Nordeste do Brasil – estudo de caso*. 70f. (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande (Paraíba), 2007.

ALVES, F., *et al.* Data processing to remove outliers and inliers: A systematic literature study. *Revista Brasileira De Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 28, n. 9, p. e278672, 2024. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v28n9e278672>

ANAOKAR, G., *et al.* Low cost municipal wastewater treatment using *water hyacinth*. *J. Water Resour. Pollut. Stud.* v. 3, n. 2, 2018.

APARICIO, S. *et al.*, Assessing and modeling nitrite inhibition in microalgae-bacteria consortia for wastewater treatment by means of photo-respirometric and chlorophyll fluorescence techniques, *Science of The Total Environment*, v. 808, p. 152128, 2022. ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152128>.

APHA - American Public Health Association. *Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater*. 22 ed. Springfield: Byrd Prepress, 2012.

ARIVUKKARASU, D., SATHYANATHAN, R. Phytoremediation of domestic sewage using a floating wetland and assessing the pollutant removal effectiveness of four terrestrial plant species. *H2Open J*, v. 6, n. 2, p. 173-187, 2023. doi: <https://doi.org/10.2166/h2oj.2023.032a>

ARIVUKKARASU, D., SATHYANATHAN, R. Floating wetland treatment an ecological approach for the treatment of water and wastewater – A review. *Materials Today: Proceedings*, v. 77, n. 1 p. 176-181, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.matpr.2022.11.191b>.

ARAÚJO, R. E. da C. L. *Estudo do desempenho de um sistema de lagoas de estabilização no tratamento de águas residuárias de bairros populares (Glória I, Glória II, Jardim América e Belo Monte) da cidade de Campina Grande, Paraíba*. 2007. 96 f. (Mestrado – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande (Paraíba), 2007.

ASENSIO, V. *et al.* (2018). Screening of native tropical trees for phytoremediation in copper-polluted soils, *International Journal of Phytoremediation*, v. 20, n. 14, p. 1456-1463, 2018.

ASHRAF, S. *et al.* Phytoremediation: Environmentally sustainable way for reclamation of heavy metal polluted soils, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 174, p. 714-727, 2019. ISSN 0147-6513, <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.02.068>.

ASTM INTERNATIONAL. *Standard Test Method for Determination of Turbidity Above 1 Turbidity Unit (TU) in Static Mode*. West Conshohocken: ASTM International, 2017. DOI: 10.1520/D7315-17.

AWA, S.H., HADIBARATA, T. Removal of Heavy Metals in Contaminated Soil by

Phytoremediation Mechanism: a Review. *Water Air Soil Pollut.* v. 231, n. 2, p. 47, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11270-020-4426-0>

AWAD, Ameera Mohamad, HUSHAM, T. Ibrahim, and ALI H. Al-Aboodi. "Improvement of wastewater treatment using lagoons technology." *Differences*, v. 1, p. 13, 2023.

BARCO, A. BORIN, M. Treatment performance and macrophytes growth in a restored hybrid constructed wetland for municipal wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 107, p. 160-171, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.07.004>

BARCO, A., BORIN, M. Ornamental plants for floating treatment wetlands: preliminary results. *Italian Journal of Agronomy*, v. 15, n. 2, p. 109-120, 2020. <https://doi.org/10.4081/ija.2020.1602>.

BARROSO, G. M. *et al.* *Mabea fistulifera* and *Zeyheria tuberculosa* can be indicated for phytoremediation programs of soils contaminated with hormonal herbicides. *International Journal of Phytoremediation*, v. 24, n. 9, p. 987-994, 2022.

BARROSO JÚNIOR, J. C. A. *et al.*, Evaluation of UASB effluent post-treatment in pilot-scale by microalgae HRP and macrophytes pond for nutrient recovery, *Journal of Cleaner Production*, v. 357, p. 131951, 2022., ISSN 0959-6526, <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131951>.

BASHARAT, Zarrin; NOVO, Luís AB; YASMIN, Azra. Genome editing weds CRISPR: what is in it for phytoremediation?. *Plants*, v. 7, n. 3, p. 51, 2018.

BAUER, L.H., *et al.* Floating treatment wetland for nutrient removal and acute ecotoxicity improvement of untreated urban wastewater. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 18, n. 12, p. 3697-3710, 2021. <https://doi.org/10.1007/s13762-020-03124-x>

BENICASA, M. M. P. *Análise de Crescimento de Plantas (noções básicas)*. Jaboticabal: FUNEP, 2004.

BENVENUTI, T., *et al.* Constructed floating wetland for the treatment of domestic sewage: A real-scale study. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 6, n. 5, p. 5706–5711, 2018.

BHAT, S. A. *et al.* Phytoremediation of heavy metals in soil and water: an eco-friendly, sustainable and multidisciplinary approach. *Chemosphere*, v. 303, p. 135212, 2022.

BI, C. *et al.* Giving waterbodies the treatment they need: A critical review of the application of constructed floating wetlands. *Journal of Environmental Management*, v. 238, p. 484-498, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.02.064>.

BOONBANGKENG, D. *et al.* Remediation of algal cells, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, and NO<sub>3</sub><sup>-</sup> from eutrophic wastewater using *Echinodorus cordifolius* in zigzag-horizontal subsurface constructed wetlands. *Journal of Environmental Management*, v. 300, p. 113720, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113720>.

BOONBANGKENG, D. *et al.* Can floating treatment wetlands improve existing lagoons nitrogen removal through intensifying biofilm activity? *Ecological Engineering*, v. 207, p.

107321, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2024.107321>.

BORNE, E. *et al.* Implementation and maintenance of floating treatment wetlands for urban stormwater management. *Journal of Environmental Engineering*, v. 141, n. 11, 2015. DOI: [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-7870.0000959](https://doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000959).

BRASIL. *Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020 - Marco Legal do Saneamento Básico*. Diário Oficial da União, 2020.

BRASIL. *Ministério do Desenvolvimento Regional*. Análise das populações atendidas e não atendidas com os serviços de água e esgotos no Brasil – com base nas informações contidas no Plansab 2017 e no SNIS 2017 a 2020. Brasília: MDR, 2021.

BRASIL. *Ministério do Desenvolvimento Regional*. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: 25º Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2022. Brasília: SNS/MDR, 2023. 108 p.

BRASIL. *Ministério do Desenvolvimento Regional*. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS). Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2023. Brasília: MDR, 2023. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis>. Acesso em: 09 fev. 2025.

BRASIL. *Ministério do Meio Ambiente*. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Publicada no Diário Oficial nº 92 em 16 de maio de 2011.

BUDEIZ, V.; AGUIAR, A. Monitoramento e relacionamento dos parâmetros DQO e DBO5 em afluente e esgoto tratado das cidades de Itajubá e Pedralva, MG. *Periódico Tchê Químico*, Porto Alegre, v. 17, n. 34, p. 80-92, 2020.

BURLAKOTI, S. *et al.* Nitrogen uptake potential of two wetland plants under varied water temperatures and nitrogen concentrations when grown as floating treatment wetland. PREPRINT (Version 1), *Research Square*, 02 jul. 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-4124953/v1>.

BUSSAB, W. O.; MORETTIN, P. *Estatística Básica*. 10. ed. São Paulo: Saraiva, 2023.

CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. *Relatório do sistema de esgotamento de Campina Grande*. João Pessoa, PB, 2014.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. S. S.; CASTRO, P. M. L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. *Water Research*, v. 41, n. 8, p. 1790-1798, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.01.012>.

CAMESALLE, C.; GOUVEIA, S. Phytoremediation of mixed contaminated soil enhanced with electric current. *Journal of Hazardous Materials*, v. 361, p. 95–102, 2019.

CÁRDENAS, E., *et al.* Estudio de la capacidad depuradora de *Pistia stratiotes* L. en el tratamiento de aguas residuales generados en el Laboratorio de Efluentes de FACEN-UNA. *Reportes Científicos de la FACEN*, v. 14, n. 1, p. 70-77, 2023.

CARDWELL, A.; HAWKER, D.; GREENWAY, M. Metal accumulation in aquatic macrophytes from southeast Queensland, Australia. *Chemosphere*, v. 48, p. 653–663, 2002.

CARRILLO, V., *et al.* Environmental performance of constructed wetland planted with monocultures and polycultures for wastewater treatment. *Ecological Engineering*, v. 193, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107015>.

CARVALHO, P. N.; ARIAS, C. A.; BRIX, H. Constructed Wetlands for Water Treatment: New Developments. *Water*, v. 9, p. 397, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w9060397>.

CETESB - COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. Fundamentos do Controle de Poluição das Águas. São Paulo: CETESB, 2018.

CHAFFEE, M. *et al.* Monitoring temporal chlorophyll-a using Sentinel-2 imagery in urban retention ponds receiving a biological-chemical treatment. *Ecological Engineering*, v. 197, p. 107123, 2023.

CHAN, S. Y., *et al.* Domestic wastewater treatment using batch-fed constructed wetland and predictive model development for NH<sub>3</sub>-N removal. *Process Biochemistry*, v. 43, p. 297–305, 2008.

CHANDANSHIVE, V. V., *et al.* Co-plantation of aquatic macrophytes *Typha angustifolia* and *Paspalum scrobiculatum* for effective treatment of textile industry effluent. *Journal of Hazardous Materials*, v. 338, p. 47–56, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2017.05.021>.

CHAVAN, B. L.; DHULAP, V. P. Treatment of sewage through phytotechnological studies with constructed wetland using *Eichhornia crassipes*. *Journal of Environmental Research and Development*, v. 7, n. 2, p. 660-667, 2012.

CHEN, Z., *et al.* Hydroponic root mats for wastewater treatment - a review. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 23, n. 16, p. 15911–15928, 2016.

COHEN-SHACHAM, E., *et al.* Nature-based solutions to address global societal challenges. *IUCN: Gland, Switzerland*, v. 97, p. 2016-2036, 2016. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/2016-036.pdf>.

COLARES, G. S., *et al.* Combined system for the treatment and reuse of urban wastewater: the efficiency of anaerobic reactors + hybrid constructed wetlands + ozonation. *Water Science and Technology*, v. 80, n. 2, p. 254-264, 2019.

COLARES, G. S., *et al.* Floating treatment wetlands: A review and bibliometric analysis. *Science of the Total Environment*, v. 174, 2020.

COLARES, G. S., *et al.* Floating treatment wetlands integrated with microbial fuel cell for the treatment of urban wastewaters and bioenergy generation. *Science of The Total Environment*, v. 766, p. 1-13, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142474>.

COLARES, G. S., *et al.* Influence of loading rates and feeding conditions on hybrid constructed wetlands integrated with microbial fuel cells. *Ecological Engineering*, v. 194, 107014, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.107014>.

COUTINHO, P., *et al.* Alternativas de remediação e descontaminação de solos: biorremediação e fitorremediação. *Nucleus (Online)*, Ituverava, v. 12, n. 1, p. 59-68, 2015.

CRISTALDI, A., *et al.* Phytoremediation of contaminated soils by heavy metals and PAHs: a brief review. *Environmental Technology & Innovation*, v. 8, p. 309–326, 2017.

CRITTENDEN, J. C., *et al.* *MWH's Water Treatment: Principles and Design*. 3. ed. Hoboken: Wiley, 2012.

CROSS, K., *et al.* *Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment*. IWA Publishing, 2021. DOI: 10.2166/9781789062267.

DAUD, M. K., *et al.* Potential of duckweed (*Lemna minor*) for the phytoremediation of landfill leachate. *Journal of Chemistry*, v. 15, p. 540, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1155/2018/3951540>.

DAVAMANI, V., *et al.* Hydroponic phytoremediation of paperboard mill wastewater by using vetiver (*Chrysopogon zizanioides*). *Journal of Environmental Chemical Engineering*, v. 9, n. 4, 105528, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105528>.

DEC, J.; BOLLAG, J. M. Use of plant material for the decontamination of water polluted with phenols. *Biotechnology and Bioengineering*, v. 44, p. 1132–1139, 1994.

DEL-GUERCIO, A. M. F.; CHRISTOFOLETTI, C. A.; FONTANETTI, C. S. Avaliação da eficiência do tratamento de esgoto doméstico pelo teste do micronúcleo em *Oreochromis niloticus* (Cichlidae). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, p. 1121-1128, 2017.

DEMARCO, C. F., *et al.* Phytoremediation of heavy metals and nutrients by the *Sagittaria montevidensis* into an anthropogenic contaminated site at Southern Brazil. *International Journal of Phytoremediation*, v. 21, n. 11, p. 1145-1152, 2019.

DICKINSON, N. Phytoremediation. *Encyclopedia of Applied Plant Sciences*, v. 3, p. 327–331, 2017.

DI LUCA, G. A., *et al.* Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment wetland. *Science of the Total Environment*, v. 650, p. 233-240, 2019.

DI LUCA, G. A., *et al.* Cr(III) and Cr(VI) removal in floating treatment wetlands (FTWs) using *Typha domingensis*. *International Journal of Phytoremediation*, v. 25, n. 13, p. 1819–1829, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/15226514.2023.2199877>.

DINH, T. T. U., *et al.* Nutrient removal by duckweed from anaerobically treated swine wastewater in lab-scale stabilization ponds in Vietnam. *Science of The Total Environment*, v. 722, p. 137854, 2020. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2020.137854.

EGGERMONT, E., *et al.* Nature-based solutions: new influence for environmental management and research in Europe. *GAIA - Ecological Perspectives for Science and Society*, v. 24, p. 243-248, 2015.

EL-DIN, S. B.; ABDEL-AZIZ, R. A. A. Potential uses of aquatic plants for wastewater treatment. *Journal of Microbiology and Biotechnology Reports*, v. 2, p. 47-48, 2018.

EUROPEAN COMMISSION. Nature-based solutions. Disponível em: [https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions\\_en](https://research-and-innovation.ec.europa.eu/research-area/environment/nature-based-solutions_en).

FALCO, J. G. *Estatística aplicada*. Cuiabá: Ed. UFMT; Curitiba: UFPR, 2008. 92 p. ISBN 9788561819286.

FARRAJI, M., *et al.* Advantages and disadvantages of phytoremediation: a concise review. *International Journal of Environmental Technology and Science*, v. 2, p. 69–75, 2016.

FAVAS, P. J. C. Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora. In: HERNANDEZ SORIANO, M. C., ed. *Environmental Risk Assessment of Soil Contamination*. InTech, 2014. p. 485-517.

FÁVERO, L. P. L.; BELFIORE, P. P. *Manual de análise de dados: estatística e modelagem multivariada com Excel, SPSS e Stata*. Rio de Janeiro: Elsevier, 2017.

FAULWETTER, J. L., *et al.* Floating treatment wetlands for domestic wastewater treatment. *Water Science and Technology*, v. 64, n. 10, p. 2089–2095, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.2011.576>.

FERREIRA, D. F. SISVAR: a computer analysis system to fixed effects split plot type designs. *Revista Brasileira de Biometria*, v. 37, n. 4, p. 529-535, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.28951/rbb.v37i4.450>.

FLETCHER, J., *et al.* Engineering aquatic plant community composition on floating treatment wetlands can increase ecosystem multifunctionality. *Environmental Research*, v. 243, p. 1-10, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117818>.

FRAGA, R. G. *Soluções baseadas na Natureza: elementos para a tradução do conceito às políticas públicas brasileiras*. Tese (Doutorado em Desenvolvimento Sustentável) – Universidade de Brasília, Brasília, 2020.

FU, G., *et al.* Effects of substrate type on denitrification efficiency and microbial community structure in constructed wetlands. *Bioresource Technology*, v. 307, p. 123222, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123222>.

FUJIOKA, A. M. A., *et al.* Avaliação da eficiência da remoção de nitrogênio e fósforo em lagoas de estabilização no tratamento de lixiviado e esgoto sanitário. *Brazilian Journal of Development*, Curitiba, v. 6, n. 3, p. 12049-12058, 2020.

FUNASA – Fundação Nacional da Saúde. Manual de Saneamento. Ministério da Saúde. Brasília, 2015. Disponível em: [http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files\\_mf/eng\\_saneam2.pdf](http://www.funasa.gov.br/site/wp-content/files_mf/eng_saneam2.pdf). Acesso em: nov. 2021.

GABALLAH, M. S., *et al.* Effect of design and operational parameters on nutrients and heavy metal removal in pilot floating treatment wetlands with *Eichhornia crassipes* treating polluted lake water. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 28, p. 25664–25678, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-12442-7>.

GANJALI, S., *et al.* *Phragmites australis* as a heavy metal bioindicator in the Anzali wetland of Iran. *Toxicology and Environmental Chemistry*, v. 96, p. 1428–1434, 2014.

GE, Z., *et al.* Seasonal applicability of three vegetation constructed floating treatment wetlands for nutrient removal and harvesting strategy in urban stormwater retention ponds. *International Biodeterioration and Biodegradation*, v. 112, p. 80-87, 2016.

GHOSH, P., *et al.* Phytoremediation technology: a review. *International Journal of Agriculture and Plant Science*, v. 400, p. 5-00, 2023.

GOMES NETO, J., *et al.* Soluções baseadas na Natureza aplicadas à conservação e à gestão integrada das águas – um estudo prospectivo à luz da Agenda 2030 da ONU. *Revista Principia*, v. 1, n. 51, p. 30–43, 2020. DOI: 10.18265/1517-0306a2020v1n51p30-43. Disponível em: <https://periodicos.ifpb.edu.br/index.php/principia/article/view/3695>. Acesso em: 10 fev. 2025.

GREKSA, A.; LJUBOJEVIĆ, M.; BLAGOJEVIĆ, B. The value of vegetation in nature-based solutions: roles, challenges, and utilization in managing different environmental and climate-related problems. *Sustainability*, v. 16, p. 3273, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su16083273>.

HA, N. T. H.; ANH, B. T. K. The removal of heavy metals by iron mine drainage sludge and *Phragmites australis*. In: *Proceedings of the IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Bandung, Indonesia, 20–22 setembro 2016; IOP Publishing: Bristol, UK, 2017. p. 012022.

HANKS, N. A.; CARUSO, J. A.; ZHANG, P. Assessing *Pistia stratiotes* for phytoremediation of silver nanoparticles and Ag (I) contaminated waters. *Journal of Environmental Management*, v. 164, p. 41-45, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.026>.

HARTSHORN, N., *et al.* Complex interactions among nutrients, chlorophyll-a, and microcystins in three stormwater wet detention basins with floating treatment wetlands. *Chemosphere*, v. 144, p. 408-419, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.023>.

HAYDAR, S.; ANIS, M.; AFAQ, M. Performance evaluation of hybrid constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater in developing countries. *Chinese Journal of Chemical Engineering*, v. 28, n. 6, p. 1717-1724, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.cjche.2020.02.017>.

HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. *Floating treatment wetlands: an innovative option for stormwater quality applications*. Indore, 2008.

HEADLEY, T.; TANNER, C. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: an innovative stormwater treatment technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 42, p. 2261-2310, 2012.

HEJNA, M., *et al.* Bioaccumulation of heavy metals from wastewater through a *Typha latifolia* and *Thelypteris palustris* phytoremediation system. *Chemosphere*, v. 241, 2020.

HERNÁNDEZ-VÁSQUEZ, L. A., *et al.* Artificial floating islands for the removal of nutrients and improvement of the quality of urban wastewater. *Water*, v. 16, p. 1443, 2024. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/w16101443>.

HERZOG, C. P.; ANTUÑA-ROZADO, C. The EU - Brazil Sector Dialogue on nature-based solutions: contribution to a Brazilian roadmap on nature-based solutions for resilient cities. In: FREITAS, T.; WIEDMAN, G.; ENFEDAQUE, J. (eds.). *Nature-based solutions for resilient cities: from research to innovation and implementation*, p. 136, 2019. Disponível em: <https://oppla.eu/sites/default/files/docs/EU-Brazil-NBS-dialogue-2409-light.pdf>.

HU, C., *et al.* Physiological responses induced by copper bioaccumulation in *Eichhornia crassipes* (Mart.). *Hydrobiologia*, v. 579, p. 211–218, 2007.

IBRAHIM, H. E. N. D. *Wastewater treatment and plant performance in surface flow constructed wetlands*. 2018.

IJAZ, A., *et al.* Enhanced remediation of sewage effluent by endophyte-assisted floating treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v. 84, p. 58–66, 2015.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE. Nature-based solutions. Disponível em: <https://www.iucn.org/our-work/nature-based-solutions>.

IQBAL, M. A., *et al.* The role of floating aquatic plants in the treatment of wastewater. *Journal of Environmental Management*, v. 259, p. 109878, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109878>.

ISLAM, M. T., *et al.* Nitrogen removal by floating constructed wetland: decontamination of the Buriganga River. *Environmental Health Engineering and Management Journal*, v. 7, n. 3, p. 203–208, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34172/EHEM.2020.23>.

IWA PUBLISHING. *Nature-Based Solution for Wastewater Treatment: a series of factsheets and case studies*. London, 2021.

JABEEN, R.; AHMAD, A.; IQBAL, M. Phytoremediation of heavy metals: physiological and molecular mechanisms. *Botanical Review*, v. 75, p. 339–364, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1007/s12229-009-9036-x>.

JACOBS, A.; DROUET, T.; NORET, N. Field evaluation of cultural cycles for improved cadmium and zinc phytoextraction with *Noccaea caerulescens*. *Plant and Soil*, v. 430, p. 381–394, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3734-2>.

JAMPEETONG, A.; JANYASUPAB, P. Effects of substrate types on nitrogen removal efficacy and growth of *Canna indica* L. *Applied Environmental Research*, v. 44, n. 1, p. 42–53, 2022. DOI: <https://doi.org/10.35762/AER.2021.44.1.4>.

JASROTIA, S.; KANSAL, A.; MEHRA, A. Performance of aquatic plant for phytoremediation of arsenic-contaminated water. *Applied Water Science*, v. 7, p. 889–896, 2017.

JASPER, J. T.; *et al.* Unit process wetlands for removal of trace organic contaminants and pathogens from municipal wastewater effluents. *Environmental Engineering Science*, v. 30, p. 421–436, 2013.

JASWAL, A.; *et al.* Optimized phytoremediation process for the sustainable management of radionuclides in the food chain. *Journal of Food Chemistry and Nanotechnology*, v. 9, n. S1, p. S291-S299, 2023.

JEEVANANTHAM, S.; *et al.* Removal of toxic pollutants from water environment by phytoremediation: A survey on application and future prospects. *Environmental Technology & Innovation*, v. 13, p. 264-276, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.12.007>.

JOLLIFFE, I. T. *Principal component analysis*. 2. ed. New York: Springer, 2002. Springer Series in Statistics.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. *Tratamento de esgotos domésticos*. 8. ed. Rio de Janeiro: [s.n.], 2017. 916 p.

KADAM, S. K.; *et al.* Construction and implementation of floating wetpark as effective constructed wetland for industrial textile wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, v. 424, 127710, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.127710>.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. *Treatment Wetlands*. 2. ed. Boca Raton, FL: CRC Press, 2009.

KAFLE, A.; *et al.* Phytoremediation: Mechanisms, plant selection and enhancement by natural and synthetic agents. *Environmental Advances*, v. 8, 100203, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2022.100203>.

KANNAN, T. G.; *et al.* 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*, v. 7, n. 4, p. 1077-1083, 2019.

KARIMI, B.; EHRAPOUSH, M. H.; JABARY, H. Indicator pathogens, organic matter and LAS detergent removal from wastewater by constructed subsurface wetlands. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, v. 12, p. 52, 2014. DOI: <http://www.ijehse.com/content/12/1/52>.

KEIZER-VLEK, H. E.; *et al.* The contribution of plant uptake to nutrient removal by floating treatment wetlands. *Ecological Engineering*, v. 73, p. 684-690, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.081>.

KHAN, S.; *et al.* Phytoremediation prospects for restoration of contamination in the natural ecosystems. *Water*, v. 15, p. 1498, 2023. DOI: <https://doi.org/10.3390/w15081498>.

KHARE, P.; JAIN, N. K. Phytoremediation of wastewater by constructed wetland system in government new law college, Indore. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, v. 8, n. 2, p. 1192-1195, 2019.

KILLIGREW, K. A. Assessing floating treatment wetland effects on water quality at two scales and their potential to restore meadow marsh habitats. *Masters Thesis*, SUNY Brockport, Department of Environmental Science and Ecology, 2023.

KODITUWAKKU, K. A. R. K.; YATAWARA, M. Phytoremediation of industrial sewage sludge with *Eichhornia crassipes*, *Salvinia molesta*, and *Pistia stratiotes* in batch-fed free water flow constructed wetlands. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 20, p. 805, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00128-020-02805-0>.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with *Canna* and *Heliconia*. *Ecological Engineering*, v. 35, n. 2, p. 248-257, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.04.018>.

KREBS, V.; OLIVEIRA, R. F.; SCHRÖDER, N. T. Avaliação da eficiência de ilhas flutuantes com plantas para a melhoria da qualidade hídrica de ecossistemas aquáticos. *Aletheia*, v. 54, n. 1, p. 16-27, 2021.

KRISTANTI, R. A.; HADIBARATA, T. Phytoremediation of contaminated water using aquatic plants, its mechanism and enhancement. *Current Opinion in Environmental Science & Health*, v. 32, p. 100451, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.coesh.2023.100451>.

KRISHNAN, R. Y.; *et al.* Recent approaches and advanced wastewater treatment technologies for mitigating emerging microplastics contamination – A critical review. *Science of the Total Environment*, v. 858, p. 159681, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159681>.

KUMWIMBA, M. N.; BATOOL, A.; LI, X. How to enhance the purification performance of traditional floating treatment wetlands (FTWs) at low temperatures: Strengthening strategies. *Science of the Total Environment*, v. 766, p. 142608, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142608>.

KUTTY, A. A.; AL-MAHAQERI, S. A. An investigation of the levels and distribution of selected heavy metals in sediments and plant species within the vicinity of ex-iron mine in Bukit Besi. *Journal of Chemistry*, v. 2016, n. 1, p. 2096147, 2016.

LEGUIZAMO, M. A. O.; GÓMEZ, W. D. F.; SARMIENTO, M. C. G. Native herbaceous plant species with potential use in phytoremediation of heavy metals, spotlight on wetlands – A review. *Chemosphere*, v. 168, p. 1230-1247, 2017.

LEITE, M.; *et al.* Fitorremediação de solo contaminado por metais pesados. *Cadernos de Prospecção*, v. 12, n. 2, p. 327-335, 2019.

LEUNG, J. Y. S.; CAI, Q.; TAM, N. F. Y. Comparing subsurface flow constructed wetlands with mangrove plants and freshwater wetland plants for removing nutrients and toxic pollutants. *Ecological Engineering*, v. 95, p. 129-137, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.016>.

LI, D.; *et al.* Detection methods of ammonia nitrogen in water: A review. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, v. 127, p. 115890, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115890>.

LI, Y.; *et al.* Phytoremediation potential of native plant species in mine soils. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 30, n. 15, p. 4578-4592, 2023. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC10058974/>.

LIU, N.; *et al.* Importance of controlling pH-dependent dissolved inorganic carbon to prevent algal bloom outbreaks. *Bioresource Technology*, v. 220, p. 246–252, 2016.

LISHAWA, S. C.; *et al.* Invasive species removal increases species and phylogenetic diversity of wetland plant communities. *Ecology and Evolution*, v. 9, p. 6231–6244, 2019.

LUCKE, T.; WALKER, C.; BEECHAM, S. Experimental designs of field-based constructed floating wetland studies: A review. *Science of the Total Environment*, v. 660, p. 199–208, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.018>.

MAINE, M. A.; SUÑÉ, N. L.; LAGGER, S. C. Chromium bioaccumulation: Comparison of the capacity of two floating aquatic macrophytes. *Water Research*, v. 38, p. 1494–1501, 2004.

MARQUES, A. P.; RANGEL, A. O.; CASTRO, P. M. Remediation of heavy metal contaminated soils: Phytoremediation as a potentially promising clean-up technology. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 39, n. 8, p. 622-654, 2009.

MARQUES, T. H. N.; *et al.* Soluções baseadas na natureza: Conceituação, aplicabilidade e complexidade no contexto latino-americano, casos do Brasil e Peru. *Revista LABVERDE*, v. 11, n. 1, p. 12-49, 2021. DOI: <https://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.labverde.2021.189419>.

MATOS, D.; RODRIGUES, E. C. *Análise fatorial*. Brasília: Enap, 2019. 74 p.

MAURYA, A.; *et al.* Microbially-assisted phytoremediation toward air pollutants: Current trends and future directions. *Environmental Technology & Innovation*, v. 31, p. 103140, 2023. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103140>.

MAZAREI, A.; *et al.* Online boxplot derived outlier detection. *International Journal of Data Science and Analytics*, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1007/s41060-024-00559-0>.

MENDES, M. E. R.; PINA, S. M. G. Phytoremediation: an urban landscape strategy for sustainable and healthy cities. In: *SIMPÓSIO BRASILEIRO DE DESIGN SUSTENTÁVEL E INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON SUSTAINABLE DESIGN*, 2017, São Paulo. *Anais...* São Paulo: Blucher, 2017. p. 184-190.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. *Sistemas Sustentáveis de Esgoto*. 2ª. ed. São Paulo: Blucher, 2017.

MENDOZA, Y.I.; PÉREZ, I.J.; GALINDO, A.A. *Evaluation of the Contribution of the Aquatic Plants Pistia stratiotes and Eichhornia crassipes in the Municipal Wastewater Treatment*. *Technol. Inf.* v. 29, p. 205–212, 2018.

METCALF; EDDY. *Tratamento de efluentes e recuperação de recursos*. 5 Ed. Porto Alegre: AMGH, 2016, 1980 p.

MIRETZKY, P.; SARALEGUI, A.; CIRELLI, A.F. Aquatic macrophytes potential for the simultaneous removal of heavy metals (Buenos Aires, Argentina). *Chemosphere*, v. 57, p. 997–1005, 2004.

MISHRA, B. CHANDRA, M. Evaluation of phytoremediation potential of aromatic plants: A systematic review, *Journal of Applied Research on Medicinal and Aromatic Plants*, Volume v. 31, p. 100405, 2022. ISSN 2214-7861, <https://doi.org/10.1016/j.jarmap.2022.100405>.

MOKTAR, K. A., MAZLAN, W. S., TAJUDDIN, R. M. Wastewater treatment using phytoremediation by *Imperata cylindrica* and *Heliconia psittacorum*. *Journal of Built Environment, Technology and Engineering*, v. 5, p. 34-39, 2018.

MUSTAFA, H. M. HAYDER, G. Recent studies on applications of aquatic weed plants in phytoremediation of wastewater: A review article, *Ain Shams Engineering Journal*, v. 12, n. 1, p. 355-365, 2021. ISSN 2090-4479, <https://doi.org/10.1016/j.asej.2020.05.009>.

MOLISANI, M.M. *et al.* Mercury contents in aquatic macrophytes from two reservoirs in the Paraíba do Sul: Guandu river system, SE Brazil. *Braz. J. Biol.* v. 66, p. 101–107, 2006.

MUSHTAQ, N., *et al.* Freshwater Contamination: Sources and Hazards to Aquatic Biota. *Fresh Water Pollution Dynamics and Remediation*. p. 27-50, 2020. [https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2\\_3](https://doi.org/10.1007/978-981-13-8277-2_3).

MUTHUSARAVANAN, S. *et al.* Phytoremediation of heavy metals: mechanisms, methods and enhancements. *Environmental Chemistry Letters*, v. 16, p. 1339-1359, 2018, <https://doi.org/10.1007/s10311-018-0762-3>.

NEJAD, Z.D., JUNG, M.C., KIM, K.H. Remediation of soils contaminated with heavy metals with an emphasis on immobilization technology. *Environ. Geochem. Health* v. 40, p. 927–953, 2018.

NEMA, A., YADAV, K., CHRISTIAN, R. 2020. A small-scale study of plant orientation in treatment performance of vertical flow constructed wetland in a continuous flow. *International Journal of Phytoremediation*. v. 11, p. 201. <https://doi.org/10.1080/15226514.2020.1715918>

OBJEGBA, V. J.; FASIDI, I, I, O. Phytoremediation of heavy metals by *Eichhornia carassipes*. *The Environmentalist*, v. 27, p. 349-355, 2007.

OLGUÍN, E.; HERNÁNDEZ, E.; RAMOS, I. The effect of both different light conditions and the pH value on the capacity of *Salvinia minima* Baker for removing cadmium, lead and chromium. *Acta Biotechnol.* v. 22, p. 121–131, 2002.

OLIVEIRA, G. A., *et al.* Floating treatment wetlands in domestic wastewater treatment as a decentralized sanitation alternative, *Science of The Total Environment*, v. 773, p. 145609, 2021. ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145609>.

OREJUELA, J., *et al.* Evaluation of the efficacy of *Heliconia psittacorum* (heliconiaceae) cultivated hydroponically for phytoremediation of water with chromium (VI) presence. *AIP Conference Proceedings*, v. 2003, n. 1, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1063/1.5050361>.

OSTERTAGOVÁ, E., OSTERTAG, O., & KOVÁČ, J. Methodology and application of the Kruskal-Wallis test. *Mathematical Methods in the Applied Sciences*, v. 43, n. 9, p. 5129-5142, 2020. <https://doi.org/10.1002/mma.6649>

PANDAY, V., BABU K, A. The Potential of Phytoremediation to Treat Different Types of Wastewater - A Review. *Nature Environment and Pollution Technology An International Quarterly Scientific Journal*, v. 22, n. 2, p. 969-975, 2023. <https://doi.org/10.46488/NEPT.2023.v22i02.041>

PARK, J. B. K.; SUKIAS, J. P. S.; TANNER, C. C. Floating treatment wetlands supplemented with aeration and biofilm attachment surfaces for efficient domestic wastewater treatment, *Ecological Engineering*, v. 139, p. 105582, 2019. ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105582>.

PASCUAL, U. *et al. Biodiversity and the challenge of pluralism: implications for the implementation of nature-based solutions.* 2021. Disponível em: <https://www.naturebasedsolutionsinitiative.org/news/biodiversity-and-the-challenge-of-pluralism>.

PAVLINERI, N., SKOULIKIDIS, N.T., TSIHRINTZIS, V.A. Constructed floating wetlands: a review of research, design, operation and management aspects, and data metaanalysis. *Chem. Eng. J.* v. 308, p. 1120–1132, 2017. <https://doi.org/10.1016/J.CEJ.2016.09.140>.

PEREIRA, A. R., *Espécies de plantas nativas brasileiras com potencial de fitorremediação de metais [recurso eletrônico]: Uma revisão de literatura*, 2022.

PHENRAT, T., *et al.* Vetiver plantlets in aerated system degrade phenol in illegally dumped industrial wastewater by phytochemical and rhizomicrobial degradation. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 24, n. 15, p. 13235–13246, 2017.

PRAJAPATI, M., *et al.* Assessing the effectiveness of pollutant removal by macrophytes in a floating wetland for wastewater treatment. *Appl. Water Sci.*, v. 101, p. 4801-4809, 2017. <https://doi.org/10.1007/s13201-017-0625-2>

PUNYAPWAR, S., MUTNURI, S. Enhanced nutrient (N&P) removal by partially saturated and hybrid vertical flow constructed wetland from single household greywater. Preprint (Version 1) available at Research Square, 2023. <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-3144748/v1>.

QIAN, J.H., *et al.* Phytoaccumulation of trace elements by wetland plants: III. Uptake and accumulation of ten trace elements by twelve plant species. *J. Environ. Qual.* 1999, v. 28, p. 1448–1455, 1999.

QIN, S., *et al.* Improvement of nitrogen removal with iron scraps in floating treatment wetlands. *Environ Sci Pollut Res.* v. 28, 17878–17890 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-12177-x>

QIU, L. *et al.* Study on seasonal floating treatment wetland combination water purification based on numerical simulation. *Journal of Water Process Engineering*, v. 56, p. 104305, 2023.

QUEGE, E. Q.; ALMEIDA, R. A.; UCKER, F.E. Utilização de Plantas de Bambu no Tratamento De Esgoto Sanitário pelo Sistema de Alagados Construídos. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental* (e-ISSN: 2236-1170) v.10, n. 10, p. 2069-2080, 2013.

RAHIMI, S., MODIN, O., MIJAKOVIC, I. Technologies for biological removal and recovery of nitrogen from wastewater. *Biotechnol. Adv.* 43, 107570, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.biotechadv.2020.107570>

RAHMAN, S. *et al.* Nutrients removal from Municipal Wastewater Treatment Plant Effluent Using *Eichhornia Crassipes*, p. 1115–1123, 2009

RAI, P.K. Heavy metals / metalloids remediation from wastewater using free floating macrophytes of a natural wetland. *Environ Technol Innovation*. v. 15, p. 2019. Doi: <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100393>

RAJALAKSHMI, M., GUNASEKARAN, K. Effective nutrient removal from aquaculture wastewater utilizing an indoor nutrient film technique hydroponic system. *Environmental Quality Management*, p. 1–14, 2024. <https://doi.org/10.1002/tqem.22262>.

RANI, S., *et al.* Review of challenges for algae-based wastewater treatment: strain selection, wastewater characteristics, abiotic, and biotic factors. *Journal of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste* v. 25, n. 2, 03120004, 2021.

REEVES, R. D., *et al.* A global database for plants that hyperaccumulate metal and metalloid trace elements. *New Phytol.* v. 218, p. 407–411, 2018.

REIS, W. D., *et al.* Constructed wetlands as posttreatment of a decanter digester followed by an anaerobic filter. *Revista Ambiente & Água*, v. 14, n. 4, p. 1-12, 2019. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2335>.

REZANIA, S., *et al.* Comprehensive review on phytotechnology: Heavy metals removal by diverse aquatic plants species from wastewater. *J. Hazard. Mater.* v. 318, p. 587–599.a., 2016.

REZANIA, S., Md., *et al.* The efficient role of an aquatic plant (water hyacinth) in treating domestic wastewater in continuous system. *Int. J. Phytoremed.*, v. 18, n. 7, p. 679-685.b, 2016 <http://dx.doi.org/10.1080/15226514.2015.1130018>

REHMAN, K., *et al.* Inoculation with bacteria in floating treatment wetlands positively modulates the phytoremediation of oil field wastewater. *J. Hazard. Mater.* v. 349, p. 242–251, 2019.

ROCHA, E. G. *Jardins flutuantes, uma tecnologia ecológica no tratamento de esgotos domésticos*. 2022. 100 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Naturais)- Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2022.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M.A., *et al.* The use of treatment wetlands plants for protein and cellulose valorization in biorefinery platform, *Science of The Total Environment*, v. 810, 2022, p. 152376, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.152376>.

ROPER, J. C., DEC, J., BOLLAG, J. M. Using minced horseradish roots for the treatment of polluted waters. *J Environ Qual.* v. 25, p. 1242–1247, 1996.

ROUT, P.R. *et al.* Nutrient removal from domestic wastewater: A comprehensive review on conventional and advanced technologies. *J. Environ. Manag.* 2021, v. 296, p. 113246.

SAHREEN, S., E MUKHTAR, H. *Floating Treatment Wetlands (FTW) for Sustainable Industrial Wastewater Treatment.*" (2024).

SAMAL, K. *et al.* Assessing the impact of vegetation coverage ratio in a floating water treatment bed of *Pistia stratiotes*. *SN Appl. Sci.* v. 3, p. 120 (2021). <https://doi.org/10.1007/s42452-020-04139-2>

SASMAZ, A.; OBEK, E.; HASAR, H. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia L.* grown in a stream carrying secondary effluent. *Ecol. Eng.* v. 33, p. 278–284, 2008.

SBANI, N. H. A. *et al.* PAH degrading rhizobacteria of *Lepironia articulata* for phytoremediation enhancement. *Journal of Water Process Engineering.* v.39, 2020.

SCHNABEL, W. E., WHITE, D. M. The effect of mycorrhizal fungi on the fate of aldrin: phytoremediation potential. *Int J Phytoremediation.* v. 3, p. 221– 241, 2001.

SCHWAMMBERGER, P.F., YULE, C.M., TINDALE, N.W. Rapid plant responses following relocation of a constructed floating wetland from a construction site into an urban stormwater retention pond. *Sci. Total Environ.* v. 699, p. 134372, 2020.

SCOTT, M. Nature-based solutions for the contemporary city. *Planning Theory & Practice*, v. 17, p. 267-300, 2016.

SEKHAR, V. S. C. *Treatment of waste water by using aquatic plants in a natural way.* Diss. IISc, 2023.

SHAHID, M. J. *et al.* Floating wetlands: a sustainable tool for wastewater treatment. *Clean–Soil, Air, Water*, v. 46, n. 10, p. 1800120, 2018.

SHAHID, M. J. Potentialities of floating wetlands for the treatment of polluted water of river Ravi, Pakistan, *Ecological Engineering*, v. 133, p. 167-176, 2019. ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.04.022>.

SHARMA, S.; SINGH, B.; MANCHANDA, V. K. Phytoremediation: role of terrestrial plants and aquatic macrophytes in the remediation of radionuclides and heavy metal contaminated soil and water. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 22, p. 946–962, 2015.

SHARMA, R., VYMAZAL, J., MALAVIYA, P. Application of floating treatment wetlands for stormwater runoff: A critical review of the recent developments with emphasis on heavy metals and nutrient removal, *Science of The Total Environment*, v. 777, p.146044, 2021. ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146044>.

SHEN, S., LI, X., LU, X. Recent developments and applications of floating treatment wetlands for treating different source waters: a review. *Environ Sci Pollut Res* v. 28, p. 62061–62084 (2021). <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16663-8>

SHMAEFSKY, B.R. Principles of Phytoremediation. In Phytoremediation, Concepts and Strategies in Plant Sciences, Shmaefsky, B., (Eds). *Springer, Cham.*, pp 1-26, 2020, [https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-030-00099-8_1).

SHUKLA, S., *et al.* Simultaneous nitrification-denitrification by phosphate accumulating microorganisms. *World J. Microbiol. Biotechnol.* V. 36, n. 10, p. 1–17, 2020. <https://doi.org/10.1007/s11274-020-02926-y>

SHUKLA, R. *et al.* Performance of horizontal flow constructed wetland for secondary treatment of domestic wastewater in a remote tribal area of Central India. *Sustain. Environ. Res.*, v. 31 (2021), p. 13, <https://doi.org/10.1186/s42834-021-00087-7>.

SIMIYU, S. *et al.* Estimating the Cost and Payment for Sanitation in the Informal Settlements of Kisumu, Kenya: A Cross Sectional Study. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. v.14, n. 1, p. 49, 2017.

SINHA, V. *et al.* Continuous removal of Cr (VI) from wastewater by phytoextraction using *Tradescantia pallida* plant based vertical subsurface flow constructed wetland system. *International Biodeterioration and Biodegradation Society*, v. 119, p. 96-103, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.003>.

SOMAN, D.A.V.; ARORA, A. Bioremediation of municipal sewage water with *Azolla microphylla*. *Int. J. Adv. Res.*, v. 6, n. 5, p. 101-108, 2018. <http://dx.doi.org/10.21474/IJAR01/7012>

SOOKNAH, H. A review of the mechanisms of pollutant removal in water hyacinth systems. *Sci. Technol. Res. J.* 2000, v. 6, p. 49–57.

SOUSA, A. *Coeficiente de correlação de Pearson e coeficiente de correlação de Spearman: o que medem e em que situações devem ser utilizados?*. *Correio dos Açores*, p. 19-19, 2019.

SPANGLER, J. T., *et al.* Floating treatment wetland aided nutrient removal from agricultural runoff using two wetland species. *Ecological Engineering*, v. 127, p. 468-479, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.017>.

STEFANATOU, A. *et al.* Use of ornamental plants in floating treatment wetlands for greywater treatment in urban areas, *Science of The Total Environment*, v. 912, 2024, p. 169448, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169448>.

SUN, J.; WU, X.; GAN, J. Uptake and metabolism of phthalate esters by edible plants. *Environ. Sci. Technol.* 2015, v. 49, p. 8471–8478

SUSANTI, E., *et al.* Evaluation of ecotechnology performance in treating textile wastewater: constructed treatment wetlands and natural adsorbents. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, v. 1260, n. 1, p. 1-9, 2023. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/1260/1/012048>.

SUKUL, U. *et al.* Insight interactions of engineered nanoparticles with aquatic higher plants for phytoaccumulation, phytotoxicity, and phytoremediation applications: A review, *Aquatic*

*Toxicology*, v. 264, 2023, p. 106713, ISSN 0166-445X, <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2023.106713>.

SUSARLA S, *et al.* Phytotrans formations of perchlorate contaminated waters. *Environ Technol.* v. 21, p. 1055–1065, 2000. DOI: 10.1080/09593332108618049.

STRAND, S. E.; NEWMAN, L.; RUSZAJ, M. *Removal of trichloroethylene from aquifers using trees*. New York: American Society of Civil Engineers, 1995.

TANNER, C. C., HEADLEY, T. R. Components of floating emergent macrophyte treatment wetlands influencing removal of stormwater pollutants, *Ecological Engineering*, v. 37, n. 3, p. 474-486, 2011. ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.012>.

TAVARES, S. R. L. *Fitorremediação em solo e água de áreas contaminadas por metais pesados provenientes da disposição de resíduos perigosos*. 2009. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro- UFRJ, Rio de Janeiro, 2009

TIWARI, J., *et al.* Eco restoration of Polluted Aquatic Ecosystems Through Rhizofiltration. *Phytomanagement of Polluted Sites*, p. 179–201, 2019.

THALLA, A.K. *et al.* Performance evaluation of horizontal and vertical flow constructed wetlands as tertiary treatment options for secondary effluents. *Appl. Water Sci.*, v.9, p. 147, 2019. <https://doi.org/10.1007/s13201-019-1014-9>

TRATA BRASIL. *Esgotos*. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/pt/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/esgoto>.

TRATA BRASIL. *Ranking do Saneamento*. 2024.

TRUNG, D. Q. *et al.* Assessment of enhanced phytoremediation of shrimp aquaculture wastewater by endophytic bacteria-inoculated floating treatment wetlands. *International Aquatic Research*, v. 13, n. 4, p. 253-260, 2021. Doi:<https://doi.org/10.22034/iar.2021.1939004.1186>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - US EPA. *Introduction to Phytoremediation*. EPA/600/R-99/107. Cincinnati, OH, 2000. 104 p.

VAN DE MOORTEL, *et al.* Effects of vegetation, season and temperature on the removal of pollutants in experimental floating treatment wetlands. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 212, n. 1-4, p. 281-297, 2010.

VASCONCELO, S. M. A. *et al.* Selection of tolerant species to imazapic for potential use in phytoremediation. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 15, n. 2, p. 1-10, 2020.

VO, T. K. Q. *et al.* Pilot and full scale applications of floating treatment wetlands for treating diffuse pollution. *Science of The Total Environment*, v. 899, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165595>.

VO, T. D.H. *et al.* Floating treatment wetlands to improve the water quality of the Hang Bang canal, Ho Chi Minh City, Vietnam: Effect of plant species, *Chemosphere*, v. 362, p. 142786, 2024. ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.142786>.

VON SPERLING, M. (1996). “*Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*”. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, v. 1, 243p

VON SPERLING, M. *Lagoas de estabilização. In: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Volume 3. 2ª Edição. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – DESA. Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2002. 196 p.

VON SPERLING, M. *Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4 Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 2014, 470 p.

VON SPERLING, M. *Urban wastewater treatment in Brazil*. IDB - InterAmerican Development Bank,[S. l.], n. August, p. 1–102, 2016.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. (2018). *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil*. *Boletim Wetlands Brasil*, Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment, *Ecological Engineering*, v. 25, n. 5, 2005, p. 478-490, ISSN 0925-8574, <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.07.010>.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands, *Science of The Total Environment*, v. 380, n. 1–3, 2007, p. 48-65, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.09.014>.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. *Water* v. 2, n. 3, p. 530–549, 2010, <https://doi.org/10.3390/w2030530>

VYMAZAL, J. The role of plants in constructed wetlands for wastewater treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, n. 1, p. 60-70, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-012-0853-2>

VYMAZAL, J. Floating treatment wetlands: A new tool for improving water quality. *Environmental Science and Pollution Research*, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-14350-4>.

WANG, J. *et al.* Bioenergy generation and rhizodegradation as affected by microbial community distribution in a coupled constructed wetland-microbial fuel cell system associated with three macrophytes. *Science of the Total Environment*, v. 607-608, p. 53–62, 2017.

WANG, J. *et al.* Assessment of eutrophication and water quality in the estuarine area of Lake Wuli, Lake Taihu, China, *Science of The Total Environment*, v. 650, Part 1, 2019, p. 1392-1402, ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.137>

WARRICK, A. W., NIELSEN, D. R. *Spatial variability of soil physical properties in the field*. In: HILLEL, D. (ed.) *Applications of soil physics*. New York, Academic Press, 1980.

WERAGODA, S. K. *et al.* Tropical application of floating treatment wetlands. *Wetlands*, v. 32, p. 955-961, 2012. DOI: 10.1007/s13157-012-0333-5.

WINKLER, M.K., STRAKA, L. New directions in biological nitrogen removal and recovery from wastewater. *Curr. Opin. Biotechnol.* v. 57, p. 50–55, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.copbio.2018.12.007>.

WOJCIECHOWSKA, E. *et al.* Electrode-based floating treatment wetlands: Insights into design operation factors influencing bioenergy generation and treatment performance, *Science of The Total Environment*, v. 949, p. 175074, 2023. ISSN 0048-9697, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.175074>.

WORAHARN, S. *et al.* Rhizofiltration of cadmium and zinc in hydroponic systems. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 232, n. 5, p. 232, 2021.

XU, W. *et al.* Ammonia removal in wastewater treatment: Effects of pH and temperature. *Water Research*, v. 170, 115378, 2020.

YADAV, S. *et al.* Evaluating Pilot-Scale Floating Wetland for Municipal Wastewater Treatment Using *Canna indica* and *Phragmites australis* as Plant Species. *Sustainability*, v. 15, p. 13601, 2023. <https://doi.org/10.3390/su151813601>

YAN, A. *et al.* Phytoremediation: A Promising Approach for reve getat ion of heavy metal-Polluted Land. *Frontiers in Plant Science*, v. 11, p. 359, 2020. doi: 10.3389/fpls.2020.00359

YAN, X., *et al.* Fast and efcient removal of mercury ions using zirconium-based metal–organic framework filter membranes, *Inorg. Chemical Communications*, v. 131, p. 108796, 2021. <https://doi.org/10.1016/J.INOCHE.2021.108796>

YANG, Z. *et al.* Purification of nitrate-rich agricultural runoff by a hydroponic system. *Bioresource Technology*, v. 99, p. 8049-8053, 2008.

YEH, N.; YEH, P.; CHANG, Y. H. Artificial floating islands for environmental improvement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 47, p. 616–622, 2015.

YOUNAS, A. *et al.* Treatment of industrial wastewater in a floating treatment wetland: a case study of Sialkot tannery. *Sustainability*, v. 14, p. 12854, 2022. DOI: 10.3390/su141912854.

YU, Q. *et al.* Electrical conductivity in rural domestic sewage: An indication for comprehensive concentrations of influent pollutants and the effectiveness of treatment facilities, *International Biodeterioration & Biodegradation*, v. 143, p. 104719, 2019, ISSN 0964-8305, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2019.104719>.

ZAMORA-CASTRO, S. A., *et al.* Effect of ornamental plants, seasonality, and filter media material in fill-and-drain constructed wetlands treating rural community wastewater. *Sustainability*, v. 11, p. 114, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11082350>.

ZHANG, Y. *et al.* Floating treatment wetlands for nitrogen and phosphorus removal from eutrophic waters: A review. *Environmental Pollution*, v. 263, p. 114366, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114366>.

ZHANG, H., LIU, H., CAO, W. Nutrient removal effect and characteristics of integrated floating beds at low temperature, *Environmental Research*, v. 204, p.112139, ISSN 0013-9351, Part B, 2022, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2021.112139>

ZHU, L.; LI, Z.; KETOLA, T. Biomass accumulations and nutrient uptake of plants cultivated on artificial floating beds in China's rural area. *Ecol. Eng.*, v. 37, n.10, pp. 1460-1466, 2011.

ZHOU, Qi. *et al.* Simultaneous biological removal of nitrogen and phosphorus from secondary effluent of wastewater treatment plants by advanced treatment: A review, *Chemosphere*, v. 296, p.134054, 2022, ISSN 0045-6535, <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.134054>.

ZIEGLER, V. L. *Exploration of the use of Treatment Wetlands as a Nutrient Management Strategy in Wisconsin*. The Nature Conservancy, 40 p. 2016.

