



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

JOICE MACIEL DOS SANTOS

**DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO OPERADO EM FLUXO DE MARÉ
COM SUBSTRATOS EMERGENTES TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA**

FORTALEZA

2025

JOICE MACIEL DOS SANTOS

DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO OPERADO EM FLUXO DE MARÉ
COM SUBSTRATOS EMERGENTES TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA

Documento de dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* Fortaleza, como requisito para obtenção do título de Mestre em Tecnologia e Gestão Ambiental. Área de Concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

Orientadora: Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva

Coorientador: Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo

FORTALEZA

2025

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

SANTOS, JOICE MACIEL DOS.

DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO OPERADO EM FLUXO DE MARÉ COM
SUBSTRATOS EMERGENTES TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA / JOICE MACIEL DOS SANTOS. -
2025.

123 f. : il. color.

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

Orientação: Prof. Dr. Glória Maria Marinho Silva .

Coorientação: Prof. Dr. RINALDO DOS SANTOS ARAÚJO.

1. Wetlands construídos. 2. Substratos emergentes. 3. Planejamento fatorial. 4. Fluxo de marés. 5.
Remoção de corante. I. Título.

CDD 628

JOICE MACIEL DOS SANTOS

DESEMPENHO DE WETLAND CONSTRUÍDO OPERADO EM FLUXO DE MARÉ COM
SUBSTRATOS EMERGENTES TRATANDO ÁGUA RESIDUÁRIA

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

Aprovado (a) em: ____/____/____.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva (Orientadora)

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – *Campus Fortaleza*

Profa. Dra. Bárbara Chaves Aguiar Barbosa

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão (IFMA)

Profa. Dra. Maria Águeda Pontes Caminha Muniz

Ambiental Ceará – AEGEA

Prof. Dr. Francisco Suetônio Bastos Mota

Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado eletronicamente por **Bastos Bastos registrado(a) civilmente como Francisco Suetônio Bastos Mota, Usuário Externo**, em 25/02/2025, às 10:50, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Barbara Chaves Aguiar Barbosa, Usuário Externo**, em 25/02/2025, às 10:50, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gloria Maria Marinho Silva, Coordenador(a) do PGTGA**, em 26/02/2025, às 11:26, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Maria Águeda Pontes Caminha Muniz, Usuário Externo**, em 05/03/2025, às 11:08, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



A autenticidade do documento pode ser conferida no site https://sei.ifce.edu.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0 informando o código verificador **7047124** e o código CRC **2EC76E4B**.

23256.002018/2025-14

7047124v2

AGRADECIMENTOS

A Deus, pelo dom da vida e por todas as oportunidades, desafios e discernimentos a mim concedidos. Pela fé que me guia e pelos livramentos vistos e os não vistos. Por revelar-me grande força para encarar todas as adversidades que precisei enfrentar durante esse período de crescimento.

Ao meu querido pai Joaci, a minha querida tia mãe Marli e a minha querida tia madrinha Francisca, por todo apoio e ensinamentos que me proporcionaram valores que me permitiram chegar até aqui.

Ao meu amado Lamartine, por sempre acreditar no meu potencial e por dedicar-se de uma forma tão bonita no cuidado e na educação do nosso filho Davi, durante todo esse período que precisei me ausentar para buscar o meu crescimento profissional e intelectual.

A minha respeitável orientadora, profa. Dra. Glória Marinho, pela paciência, companheirismo, generosidade e humildade.

Ao meu admirável coorientador, prof. Dr. Rinaldo Araújo, pelas contribuições e ensinamentos enriquecedores que abrilhantaram este documento. Obrigada pela leveza sincera.

A profa. Dra. Kelly Rodrigues, sempre solícita. Suas sugestões foram valiosas, obrigada por todo apoio e confiança em mim depositada.

A minha querida amiga Sara Maria e ao amigo Marcelo, por ter vivido comigo todos os desafios desse processo. Pelas conversas descontraídas que tornaram os meus dias mais leves. Por estar sempre dispostos a ajudar. Pelas lições sábias sobre a vida.

Ao Alex, pela genialidade pensante que possui. Suas sugestões e suporte foram de grande valia. A Victória, a Sheila, a Maria Beatriz, o Rodrigo, o Tobias, a Lorena e a Catharina pelo valioso suporte em laboratório.

Ao Clécio e ao Adriano pelo suporte no trabalho árduo das coletas das macrófitas.

À associação das marisqueiras de Acaraú-CE pelas conchas cedidas indispensáveis para a realização desta pesquisa.

Ao Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM), ao Laboratório de Processos Químicos e Ambientais (LPQA) e ao Laboratório de Tecnologia Química (LTQ) pelo apoio incondicional.

Aos órgãos de fomento, CAPES e FUNCAP pelo apoio financeiro do projeto ao qual permitiu a realização desse trabalho e a bolsa de estudo a mim concedida.

E a todos que de alguma maneira contribuíram para que essa pesquisa pudesse ser concluída.

“Pule e você descobrirá como abrir as asas
enquanto cai”.

Ray Bradbury.

RESUMO

A universalização dos serviços de saneamento busca prover 90% da população brasileira com coleta e tratamento de esgotos até 2033. No entanto, a presença de efluentes contendo poluentes pode interferir na gestão desses serviços. Dentre as tecnologias disponíveis, os *Wetlands* Construídos (WC) destacam-se pelo potencial de remover diversos compostos. Este estudo avaliou a aplicação de substratos emergentes, como conchas marinhas e fragmentos de tijolos cerâmicos, em escalas piloto de WC. Em uma proporção de 3:1:1 para tijolo, concha e areia, respectivamente, esses substratos foram aplicados para tratar uma água residuária sintética dopada com o corante alimentício AR18. A pesquisa consistiu em duas etapas. Na Etapa I, onze sistemas passaram por uma fase de adaptação de 28 dias com aumento gradual da concentração da água residuária sintética (25, 50, 75 e 100%); posteriormente foi aplicado o planejamento fatorial variando a concentração de corante (2 a 8 mg/L) e o tempo de reação (4 a 10 dias). Na Etapa II, foi construído um WC piloto de 600 L, operado em regime de fluxo de marés com ciclos de 96 h cheio e 72 h vazio. Das análises realizadas na Etapa I (DQO, amônia, nitrito, nitrato, SST, SDT, fósforo total e surfactante) notou-se significância ($p < 0,05$) nas remoções de amônia, surfactante e SST. Na Etapa II, o WC de maior escala apresentou eficiência média de remoção de DQO ($88,73 \pm 5,81\%$), amônia ($73,97 \pm 9,69\%$), nitrito ($58,70 \% \pm 46,18\%$), nitrato ($73,07 \pm 28,13$), fósforo total ($55,75 \pm 6,93\%$), surfactante ($90,62 \pm 3,93\%$) e SST ($74,70 \pm 19,65\%$), todas com significância estatística ($p < 0,05$) em relação aos valores de referência para lançamento e reúso. O monitoramento *in situ* do WC, na Etapa II, indicou redução gradual do oxigênio dissolvido (OD) e do potencial redox (ORP) nas diferentes camadas do sistema em maior escala. Uma matriz de correlação mostrou que o crescimento das macrófitas foi diretamente proporcional às variáveis de DQO e fósforo total na água residuária sintética com correlações mais positivas e próximas a 1. Por outro lado, as variáveis de nitrogênio amônia, surfactante e corante mostraram correlações inversas, sendo o corante a variável com maior correlação negativa, mais próxima a -1. Um diagrama de razão de adsorção de sódio (RAS) caracterizou os efluentes finais dos 19 ciclos operados como C3-S1 - alta salinidade e baixo risco de sodificação. O conjunto operacional implementado no WC mostrou-se eficaz no tratamento de uma água residuária com elevada concentração de matéria orgânica, nutrientes, dopada ainda com dois componentes tóxicos: corante e surfactante.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. Substratos emergentes. Planejamento fatorial. Fluxo de marés. Remoção de corante.

ABSTRACT

The universalization of sanitation services seeks to provide 90% of the Brazilian population with sewage collection and treatment by 2033. However, the presence of effluents containing pollutants may interfere with the management of these services. Among the available technologies, Constructed Wetlands (CW) stand out for their potential to remove various compounds. This study evaluated the application of emerging substrates, such as marine shells and ceramic brick fragments, in pilot-scale CWs. In a 3:1:1 ratio for brick, shell, and sand, respectively, these substrates were used to treat synthetic wastewater spiked with the food dye AR18. The research consisted of two phases. In Phase I, eleven systems underwent a 28-day adaptation phase with a gradual increase in the concentration of synthetic wastewater (25%, 50%, 75%, and 100%); subsequently, a factorial design was applied, varying dye concentration (2 to 8 mg/L) and reaction time (4 to 10 days). In Phase II, a 600 L pilot-scale CW was constructed and operated in tidal flow mode with 96-hour full and 72-hour empty cycles. Factorial analysis (COD, ammonia, nitrite, nitrate, TSS, COD, total phosphorus, and surfactant) showed significant ($p < 0.05$) removal of ammonia, surfactant, and TSS. The larger-scale system demonstrated average removal efficiencies for COD ($88.73 \pm 5.81\%$), ammonia ($73.97 \pm 9.69\%$), nitrite ($58.70\% \pm 46.18\%$), nitrate ($73.07 \pm 28.13\%$), total phosphorus ($55.75 \pm 6.93\%$), surfactant ($90.62 \pm 3.93\%$), and TSS ($74.70 \pm 19.65\%$), all statistically significant ($p < 0.05$) compared to reference values for discharge and reuse. In situ monitoring indicated a gradual reduction in dissolved oxygen (DO) and redox potential (ORP) at different layers of the larger-scale system. A correlation matrix showed that macrophyte growth was directly proportional to the COD and total phosphorus variables in the synthetic wastewater, with correlations close to 1. On the other hand, variables like ammoniacal nitrogen, surfactant, and dye showed inverse correlations, with dye being the variable with the most significant negative correlation, approaching -1. The operational setup implemented in the CW proved effective in treating wastewater with high concentrations of organic matter, nutrients, and two toxic components: dye and surfactant. A sodium adsorption ratio (SAR) diagram characterized the final effluents from the 19 cycles operated as C3-S1, indicating high salinity and low sodicity risk.

Keywords: Constructed Wetlands. Emerging substrates. Factorial design. Tidal flow. Dye removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Wetland construído de fluxo superficial.....	17
Figura 2 — Wetland construído de fluxo horizontal subsuperficial	18
Figura 3 — Representação esquemática de um wetland construído de fluxo vertical.....	19
Figura 4 — Processos de oxidação e redução de nitrogênio.....	23
Figura 5 — Estrutura molecular do Alquilbenzeno Sulfonato Linear (LAS).....	28
Figura 6 — Localização do jardim experimental.....	34
Figura 7 — Fluxograma das etapas experimentais	35
Figura 8 — Desenho esquemático representativo do sistema do planejamento fatorial.....	38
Figura 9 — Sistemas do planejamento fatorial.....	39
Figura 10 — Camadas de substratos.....	41
Figura 11 — Esquemático do wetland construído em maior escala.....	42
Figura 12 — Local de coleta das macrófitas <i>Typha</i> spp.....	44
Figura 13 — <i>Typha</i> spp. em seu habitat natural	45
Figura 14 — Eficiências de remoção alcançadas nos wetlands do planejamento fatorial.....	51
Figura 15 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro DQO.....	52
Figura 16 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro nitrogênio amoniacal.....	53
Figura 17 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro fósforo total.....	54
Figura 18 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro surfactante	55
Figura 19 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro sólidos suspensos totais	56
Figura 20 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para o parâmetro sólidos dissolvidos totais	57
Figura 21 — Corante na ARS e no efluente final.....	58
Figura 22 — DQO na ARS e no efluente final	59
Figura 23 — Nitrogênio amoniacal na ARS e no efluente final.....	62
Figura 24 — Nitrito na ARS e no efluente final	62
Figura 25 — Nitrato na ARS e no efluente final	63
Figura 26 — Fósforo total na ARS e no efluente final	67

Figura 27 — Fósforo total na ARS e no efluente final	67
Figura 28 — Sólidos suspensos com frações no afluente e efluente	71
Figura 29 — Sólidos dissolvidos com frações no afluente e efluente	73
Figura 30 — Alcalinidade e ácidos graxos voláteis no esgoto afluente e no efluente final	76
Figura 31 — Comportamento do pH e da condutividade elétrica	78
Figura 32 — Classes de riscos dos efluentes finais dos 19 ciclos operados	82
Figura 33 — Comportamento do pH nas diferentes camadas	88
Figura 34 — Comportamento da CE nas diferentes camadas	89
Figura 35 — Comportamento do OD nas diferentes camadas	90
Figura 36 — Comportamento do ORP nas diferentes camadas	92
Figura 37 — Dispersão linear dos tamanhos do rametes em relação aos dias de adaptação e operação	96
Figura 38 — Resíduos dos valores observados com os valores previstos	97
Figura 39 — Matriz de correlação entre parâmetros específicos de caracterização da água residuária sintética com os tamanhos da parte aérea dos rametes	99
Figura 40 — Floração, novos brotos e sinais de clorose e necrose	100
Figura 41 — Desenvolvimento da <i>Typha spp</i>	101

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Aceptores finais de elétrons em diferentes condições.....	20
Tabela 2 — Eficiências de remoção de matéria orgânica em sistema de wetland construídos operados em fluxo de marés	21
Tabela 3 — Estabilização de fósforo em wetland construídos em fluxo de marés	27
Tabela 4 — Variações do planejamento	36
Tabela 5 — Dados codificados e decodificados conforme o planejamento experimental.....	37
Tabela 6 — Proporções das camadas dos meios suportes	40
Tabela 7 — Composição da água residuária sintética	46
Tabela 8 — Parâmetros de desempenho avaliados nos sistemas do planejamento fatorial	47
Tabela 9 — Parâmetros de monitoramento e desempenho investigados no WCMA.....	48
Tabela 10 — Dados decodificados conforme o planejamento estatístico.....	50
Tabela 11 — Análise estatística do corante e da DQO e suas respectivas eficiências de remoção	59
Tabela 12 — Análise estatística das formas nitrogenadas e suas respectivas eficiências de remoção.....	64
Tabela 13 — Análise estatística do fósforo total e do surfactante aniônico e suas respectivas eficiências de remoção.....	68
Tabela 14 — Frações de sólidos suspensos no afluente e efluente.....	72
Tabela 15 — Frações de sólidos dissolvidos no afluente e efluente.....	74
Tabela 16 — comportamento da alcalinidade e dos ácidos graxos voláteis	77
Tabela 17 — valores de pH e condutividade elétrica no afluente e efluente	79
Tabela 18 — Classificação do efluente final para reúso na irrigação.....	83
Tabela 19 — Quantificação de consórcios microbianos.....	85
Tabela 20 — valores de pH para as diferentes camadas.....	89
Tabela 21 — valores da CE para as diferentes camadas.....	90
Tabela 22 — valores de OD para as diferentes camadas	91
Tabela 23 — valores de ORP para as diferentes camadas	92
Tabela 24 — Taxa de crescimento relativo observado	98

LISTA DE SIGLAS

AGV	Ácidos Graxos Voláteis
ANAMMOX	anaerobic ammonium oxidation
AR18	<i>Acid Red 18</i>
ARS	Água Residuária Sintética
ATP	Adenosina trifosfato
BOA	Bactérias oxidadoras de amônia
BON	Bactérias oxidadoras de nitrito
CAGECE	Companhia de Água e Esgoto do Estado do Ceará
CE	Condutividade Elétrica
ANAMMOX	anaerobic ammonium oxidation
AR18	<i>Acid Red 18</i>
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Coeficiente de Variação
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DV	Desvio padrão
EPS	Substâncias Poliméricas Extracelulares
FH	Fluxo Horizontal
FS	Fluxo Superficial
FV	Fluxo Vertical
IFCE	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
LAB	Alquilbenzeno Linear
LAS	<i>Linear Alkylbenzene Sulfonate</i> (surfactante aniônico)
OD	Oxigênio Dissolvido
ORP	Potencial de óxido redução
PH	Potencial hidrogeniônico
RAS	Razão de Adsorção de Sódio
SDF	Sólidos Dissolvidos Fixos
TCR	Taxa de Crescimento Relativo
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TR	Tempo Reacional

UFC	Universidade Federal do Ceará
VMP	Valor Máximo Permitido
WC	<i>Wetland</i> Construído
WCFH	<i>Wetland</i> Construídos de Fluxo Horizontal
WCFHSS	Fluxo Horizontal Subsuperficial
WCFS	<i>Wetland</i> Construídos de Fluxo Superficial
WCFV	<i>Wetland</i> Construídos de Fluxo Vertical
TCR	Taxa de Crescimento Relativo
WCMA	<i>Wetland</i> Construídos em maior escala
WCME	<i>Wetland</i> Construídos de Menor Escala
WCTF	<i>Wetland</i> Construído <i>Em fluxo de marés</i>

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo Geral.....	15
2.2	Objetivos Específicos	15
3	REVISÃO DE LITERATURA	16
3.1	<i>Wetland</i> construído em fluxo de marés para tratamento de águas residuárias ..	16
3.1.1	<i>Wetland de fluxo superficial</i>	17
3.1.2	<i>Wetland de fluxo subsuperficial</i>	18
3.2	Remoção de contaminantes em <i>wetland</i> construídos	19
3.3	Macrófitas em <i>Wetland</i> construídos	31
3.4	Legislação brasileira para lançamento e reúso de efluentes	32
4	MATERIAIS E MÉTODOS	34
4.1	Área de estudo.....	34
4.1.1	<i>Planejamento fatorial com Wetland construídos de menor escala</i>	36
4.1.1.1	<i>Variáveis do planejamento fatorial</i>	36
4.1.1.2	<i>Construção dos Wetland de menor escala</i>	37
4.1.2	<i>Wetland piloto em maior escala</i>	40
4.1.2.1	<i>Construção do wetland em maior escala</i>	40
4.1.2.2	<i>Ciclos operacionais com fluxo de marés</i>	42
4.1.3	<i>Local de coleta das macrófitas</i>	43
4.1.3.1	<i>Monitoramento do crescimento da macrófita no wetland piloto em maior escala</i>	45
4.2	Composição da água residuária sintética	46
4.3	Métodos Analíticos.....	47
4.3.1	<i>Parâmetros de desempenho dos sistemas no planejamento fatorial</i>	47
4.3.2	<i>Monitoramento do wetland em maior escala</i>	48
4.4	Análise estatística.....	49
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	50
5.1	Desempenho dos <i>wetlands</i> construídos de menor escala.....	50
5.2	Desempenho do <i>wetland</i> construído em maior escala.....	58
5.2.1	<i>Corante e DQO</i>	58
5.2.2	<i>Formas nitrogenadas</i>	62
5.2.3	<i>Fósforo total e surfactante</i>	67
5.2.4	<i>Sólidos suspensos e dissolvidos</i>	71
5.2.5	<i>Alcalinidade e AGV</i>	76
5.2.6	<i>pH e condutividade elétrica</i>	78

5.2.7	<i>Metais e razão de adsorção de sódio</i>	81
5.3	Microbiologia do sistema	85
5.4	Monitoramento <i>in situ</i>	88
5.5	Interação da <i>Typha spp.</i>	95
6	CONCLUSÃO	105
	REFERÊNCIAS	107

1 INTRODUÇÃO

A gestão eficiente dos recursos hídricos e a garantia do acesso aos serviços de saneamento básico são desafios recorrentes para a sustentabilidade e garantia de saúde pública.

Com o crescimento populacional, a urbanização e o aumento das atividades industriais e agrícolas a necessidade de água tem se intensificado (SCHEEREN *et al.* 2011; SHEHZADI *et al.* 2014; KHADIJA; PATIDAR, 2022). Nesse contexto, promover o saneamento básico é fundamental para a saúde pública e o bem-estar das comunidades, uma vez que o aumento no consumo de água resulta em maior geração de esgoto, que precisa ser tratada adequadamente, antes desses esgotos serem dispostos no meio ambiente.

O índice de cobertura por sistema de esgotamento sanitário da população total brasileira é de 52,2% (SNIS, 2022), enquanto no estado do Ceará esse índice é de 44,8% (CAGECE, 2023). Esses valores tendem a crescer, considerando a busca pela universalização dos serviços de saneamento com meta de 90% da população ser provida com coleta e tratamento de esgotos, conforme a Lei Nº 14.026 de 15 de julho de 2020 que atualiza o marco legal do saneamento básico. Contudo, a geração singular de efluentes com corantes pode interferir na gestão desses serviços, tendo em vista que os sistemas convencionais para tratamento de esgoto não removem eficientemente corantes (ZANONI; YAMANAKA, 2016), consequentemente, é imperativo buscar alternativas eficazes.

Os *Wetlands* Construídos (WC) simulam as condições e funções de um ecossistema de zona úmida natural, usando plantas aquáticas, solo e microrganismos para remover contaminantes da água. Os WC se destacam entre as tecnologias disponíveis para o tratamento de efluentes com corantes (WANG *et al.* 2022; MITTAL *et al.* 2022; MUNIR *et al.* 2023) pelo seu bom desempenho, além de serem reportados como uma alternativa de tratamento de baixo custo, tanto em termos de instalação quanto de operação (DE PAOLI, 2010). Adicionalmente, vale ressaltar que esse tipo de sistema é uma tecnologia promissora para residências unifamiliares, áreas rurais ou periurbanas, assim como para localidades de baixa renda (SÁNCHEZ; RUIZ; SOTO, 2023).

A remoção dos poluentes em *wetlands* ocorre por uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos, incluindo a sedimentação, precipitação, adsorção, assimilação pelo tecido vegetal e transformações microbianas (BRIX, 1993 *apud* VYMAZAL E KÖPFLOVÁ, 2008; SANTOS *et al.* 2024). Portanto, as combinações de plantas, microrganismos, substrato e fluxo hidráulico influenciam esses processos, que ocorrem dentro do sistema (KATAKI *et al.*

2021). Os WC têm se adaptado a diferentes situações e arranjos, apresentando boa performance no tratamento de efluentes, especialmente os de origem doméstica (SEZERINO, 2006).

A variação operacional em fluxo de marés em *wetlands* construídos tem se apresentado eficaz na maximização do desempenho desses sistemas (CHANG *et al.* 2014; ZHANG *et al.* 2021; CHENG *et al.* 2021). Essa operação, alterna ciclos de enchimento e drenagem, promovendo a oxigenação do substrato e a remoção de nutrientes e contaminantes de maneira mais eficiente. A intermitência no fluxo melhora as condições para a atividade microbiana e aumenta a degradação de compostos orgânicos, resultando em um efluente de melhor qualidade (ZHANG *et al.* 2021; ZHONG *et al.* 2024).

Com relação aos substratos empregados em WC, diversos materiais são utilizados de modo a potencializar a eficiência do tratamento de efluentes. Materiais porosos constituídos por cálcio (Ca), alumínio (Al), ferro (Fe), carbono (C), calcita (CaCO_3), magnésio (Mg) pode oferecer uma maior superfície específica para a colonização microbiana, melhorando os processos de biofiltração e adsorção (ROTH, 2020; CABRAL *et al.* 2021; LEE *et al.* 2021). Esse tipo de material, não apenas aumenta a remoção de contaminantes, como também contribui para a sustentabilidade dos sistemas, por poder oferecer um efluente apto para reuso e/ou lançamento em corpos d'água de maneira segura e ambientalmente responsável.

A presença de corantes em águas residuárias, especialmente os de natureza azo, sempre foi um desafio nos sistemas de tratamento, devido à sua natureza refratária (OON *et al.* 2020). Esses corantes estão associados a uma toxicidade, mutagenicidade e carcinogenicidade relativamente elevadas (HUSSEIN; SCHOLZ, 2017), o que intensifica a importância de sua remoção completa das águas residuárias, antes de serem despejados.

Diante do exposto, a tecnologia WC preenchida com substratos emergentes, como conchas marinhas e fragmentos de tijolos cerâmicos, pode ser uma alternativa promissora para a remoção de contaminantes de águas residuárias com alta carga de poluentes orgânicos e inorgânicos, dopada com o corante alimentício Vermelho Ácido, também conhecido como *New Coccine*, *Ponceau 4R* e *Acid Red 18* (LINHARES *et al.* 2023). Além disso, a utilização de substratos reciclados contribui para a sustentabilidade do sistema, reduzindo a necessidade de materiais novos e promovendo a reutilização de resíduos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência do sistema piloto de *wetland* construído em regime de fluxo de marés no tratamento de água residuária sintética dopada com corante azo e surfactante.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar como as mudanças na concentração de corante e no tempo de reação afetam a qualidade final do efluente.
- Definir a concentração de corante e o tempo de reação através de um planejamento fatorial em *wetlands* construídos de menor escala, a fim de serem empregados no *wetland* em maior escala.
- Avaliar a eficiência do *wetland* em maior escala na remoção de DQO, corante, nitrogênio, fósforo, surfactantes e sólidos, utilizando as condições operacionais que ofereceram os melhores resultados no planejamento fatorial, utilizando como referência os padrões para lançamento e reúso regidos pela resolução CONAMA N° 430 e a resolução COEMA N° 02 de 2017.
- Verificar as influências das diferentes camadas do leito nos parâmetros eletroquímicos como pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial redox através do monitoramento *in situ* no sistema de WC em maior escala.
- Avaliar a adaptação da macrófita *Typha spp.* no *wetland* em maior escala.
- Explorar o potencial de reúso agrícola do efluente tratado, incluindo estudos sobre razão de adsorção de sódio.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 *Wetland* construído em fluxo de marés para tratamento de águas residuárias

Os *wetlands* construídos são sistemas alternativos para tratamentos de águas residuárias, que quando operados em regime de bateladas com curtos ciclos de operação podem favorecer maior intrusão de oxigênio dissolvido para o meio reacional. Para isso são aplicadas *tides* (marés) que são caracterizadas por ciclos de enchimento e drenagem do leito do WC (ROTH *et al.* 2021) denominando a variação de fluxo de marés ou *Wetland Construído Tidal Flow* (WCTF).

Nessa estratégia operacional, os WCTF têm destacado interesse devido ao seu nível flutuante de água, que proporciona condições aeróbias e anóxicas alternadas tornando um ponto crítico para redução dissimilatória de nitratos (ZHANG *et al.* 2021a).

Esse regime operacional, ao favorecer melhores transferências de oxigênio para o meio reacional, potencializa consequentemente o desempenho do sistema de WC por fornecer mais energia para os microrganismos envolvidos. Como foi verificado por Tan *et al.* (2020) que ao aplicar o regime de fluxo de marés em sistemas de WC em escala piloto tratando uma água residuária sintética com uma concentração média de 50–300 mg/L de demanda química de oxigênio (DQO), 48 mg/L de nitrogênio amoniacal (NH_4^+ -N), 50 mg/L de nitrogênio total (NT) e 5 mg/L de fósforo total, verificaram a ocorrência de 16 gêneros de bactérias oxidadoras de nitrogênio ao aplicar marés com 10h cheio/2h vazio e outra com 5h cheio/5h recirculação/2h vazio.

Saeed *et al.* (2020) ao tratar uma água residuária municipal verificaram uma concentração acima de 5 mg/L de oxigênio ao operar diferentes sistemas de WC em regime de fluxo de maré com curtos tempos de cheio e vazio, como 3 h cheio/2h vazio, 3h cheio/1 h vazio e 4 h cheio/1 h vazio e uma análise de balanço de massa indicou que apenas até 3% da remoção de nitrogênio foi atribuída à absorção pelas plantas, e a variação entre as espécies vegetais não influenciou de forma expressiva na remoção de nitrogênio. Tendo com os principais mecanismos de remoção distribuídos governados por processos de adsorção e rotas microbianas.

Por outro lado, Roth *et al.* (2021) avaliaram a aplicação do regime de fluxo de marés com tempo de contato mais prolongados em um sistema de WC tratando águas superficiais. Aplicando tempos de cheias de 48 h, 36 h, 24 h e 12h com tempos de vazio de 11,5h. Os pesquisadores verificaram maiores eficiências de remoção de DQO (acima de 60%) e fósforo

total (acima de 70%) com 48 h e 36 h. Por outro lado, não observaram diferença estatística para o nitrogênio total entre os diferentes tempos de inundação estudados, refletindo uma eficiência média de remoção de 68%.

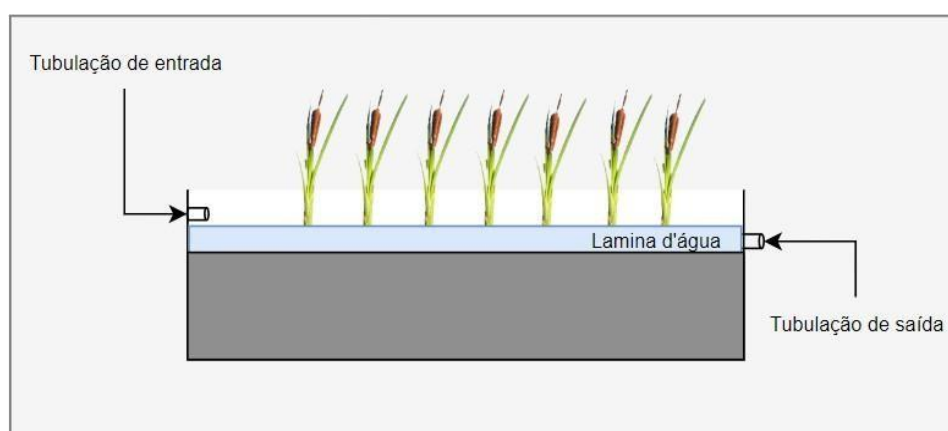
Além da condição operação em fluxo de marés, a tecnologia do tipo *wetland* construído possui diferentes derivações tecnológicas quanto ao sentido do escoamento, configurando diferentes arranjos operacionais. Essas derivações podem ser configuradas como superficiais ou subsuperficiais, e no caso de subsuperficiais, ainda podem ser classificadas como horizontais e verticais.

3.1.1 *Wetland de fluxo superficial*

O escoamento superficial em *Wetlands* Construídos de Fluxo Superficial (WCFS) ocorre de forma livre, com a água residuária sendo despejada pontualmente e sujeita a percorrer longitudinalmente toda a área superficial do sistema. Gebru; Werkneh (2024) citam que os WCFS são sistemas rasos, podendo ser compostos por substrato compactado.

De Paoli (2010) fundamenta a formação da lâmina d'água sobre o leito sendo a principal característica semelhante desse sistema aos sistemas encontrados na natureza, por esse motivo, essa derivação é que mais atrai a fauna aquática. Contudo, esse tipo de arranjo é pouco estudado pela comunidade acadêmica, visto que existem diferentes fatores negativos que impedem essa aplicação, dentre eles, conforme Usepa (2000) *apud* De Paoli (2010) a aplicação de efluente de forma superficial pode ocasionar a exalação de maus odores e a proliferação de mosquitos e pragas. Na Figura 1 é apresentado um esquemático de um sistema de *wetland* construído de fluxo superficial.

Figura 1 — Wetland construído de fluxo superficial



Fonte: Autor (2025).

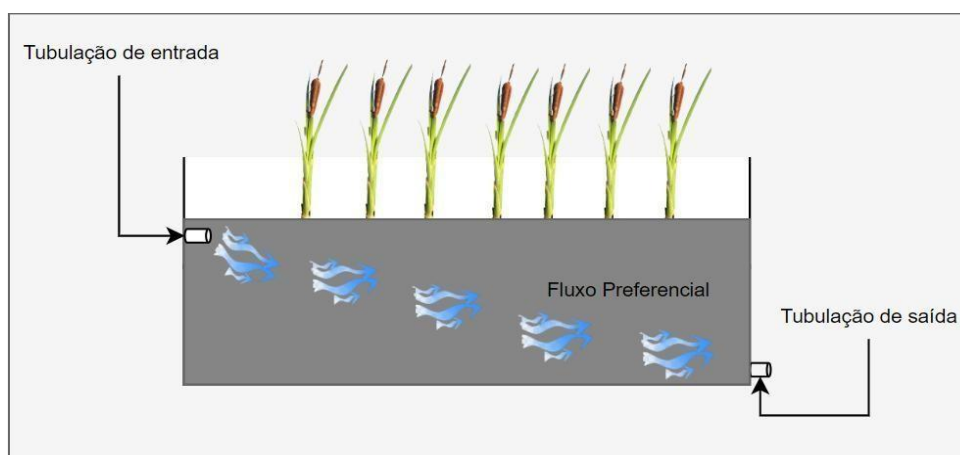
3.1.2 *Wetland de fluxo subsuperficial*

Sezerino *et al.* (2015) descrevem o escoamento subsuperficial como aquele que permite que o efluente a ser tratado percole vagarosamente todo o leito filtrante até a zona de saída. Em Samsó e García (2013) citam que essa derivação possui três elementos relevantes, tais como os meios suportes, as plantas e os consórcios microbianos.

Nos *Wetland* Construídos de Fluxo Horizontal Subsuperficial (WCFHSS), o esgoto flui horizontalmente ao entrar no sistema. Nesse arranjo, o líquido é introduzido pontualmente, atravessando um leito composto normalmente por brita, percorrendo pelo substrato distribuído da zona de digestão até a zona de descarte (SEZERINO *et al.* 2015).

A alimentação ocorre abaixo da camada superficial do leito (VASCONCELLOS, 2015) e percola pelo leito. Vymazal (2005) cita que a oxigenação na rizosfera em WCFHSS é insuficiente, influenciando negativamente nas taxas de nitrificação. Uma representação esquemática de um sistema de WCFHSS está representada na Figura 2.

Figura 2 — *Wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial

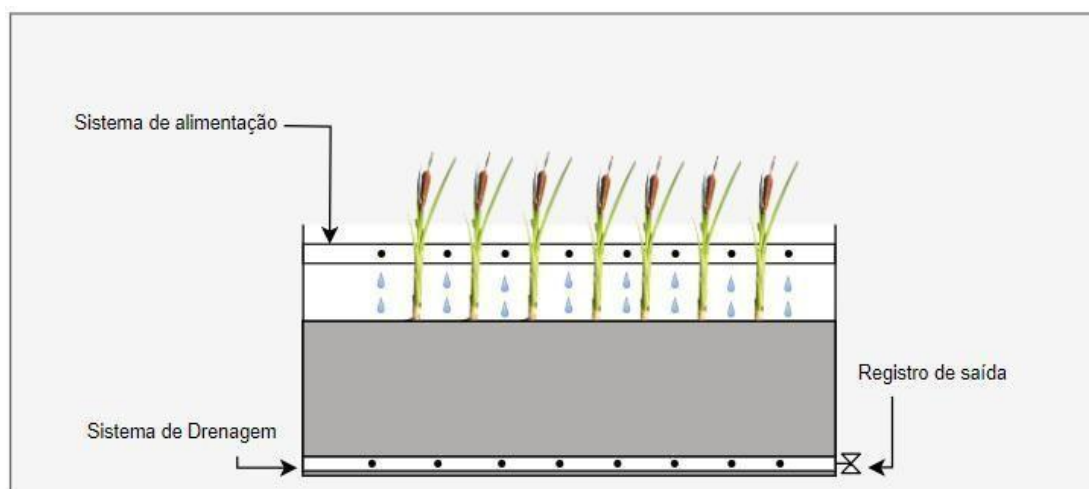


Fonte: Autor (2025).

Nos *Wetland* Construídos de Fluxo Vertical (WCFV), o fluxo do esgoto flui de forma vertical perpassando por todo o leito filtrante. Quando essa alimentação ocorre de forma descendente, a alimentação simula o padrão de uma precipitação. Dessa forma, o esgoto afluente é despejado sobre o leito por gotejamento em diferentes pontos da área superficial, em um processo contínuo ou intermitente, com o efluente final sendo drenado no fundo do tanque. Após a drenagem, o leito filtrante livre permite a reentrada de ar no leito (OLIJNYK, 2008). Esse tipo de alimentação permite a transferência de oxigênio e, portanto, favorece as

taxas de nitrificação (COOPER *et al.* 1996 *apud* VYMAZAL; KÖPFELOVÁ, 2008). Na Figura 3 está ilustrado um sistema *wetland* construído de fluxo vertical, a qual se refere a derivação aplicada nesta pesquisa.

Figura 3 — Representação esquemática de um *wetland* construído de fluxo vertical



Fonte: Autor (2025).

3.2 Remoção de contaminantes em *wetland* construídos

A remoção e estabilização da matéria orgânica suspensa e dissolvida depende de diferentes processos que podem ser conjuntos ou não, de adsorção, absorção, síntese e respiração, os quais dependem da composição das partículas (TAVARES, 2017).

Segundo Von Sperling (2016) a denominação de respiração não se restringe apenas aos processos que envolvem o consumo de oxigênio. Dessa forma, na Tabela 1 estão elencados os principais aceptores de elétrons utilizados na respiração em diferentes condições ambientais.

Tabela 1 — Aceptores finais de elétrons em diferentes condições

Condição	Aceptor de elétron	Forma do aceptor após a reação	Processo
Aeróbias	Oxigênio (O ₂)	H ₂ O	Metabolismo aeróbio
Anóxicas	Nitrato (NO ₃ ⁻)	Nitrogênio gasoso (N ₂)	Redução de nitratos (desnitrificação)
Anaeróbias	Sulfato (SO ₄ ²⁻)	Sulfeto (H ₂ S) Metano (CH ₄)	Redução de sulfatos (dessulfatação)
	Dióxido de carbono (CO ₂)		Metanogênese

Fonte: Von Sperling (2016).

Em ambiente aeróbio, a matéria orgânica é em parte convertida em biomassa bacteriana e em parte mineralizada para CO₂ e H₂O (VAN HAANDEL, MARAIS, 1999; SANTOS, 2009; FILHO, 2009). Portanto, os organismos heterotróficos realizam a respiração oxidativa utilizando o oxigênio como aceptor final de elétrons e o material orgânico como fonte de carbono.

Von Sperling (2016) descreve a reação de oxidação da matéria orgânica pela seguinte reação química, expressa na Equação 1:



Essa reação química, no contexto do tratamento de águas residuárias, representa a respiração celular, um processo fundamental para a obtenção de energia pelos microrganismos, a qual descreve a oxidação da glicose na presença de oxigênio para liberar energia capaz de ser assimilada por diferentes microrganismos heterotróficos quimiossintetizantes.

Em *wetland*, a aplicação intermitente do esgoto afluente também favorece a transferência do oxigênio atmosférico para o meio filtrante (SEZERINO, 2006; WU *et al.* 2014). Nuvolari (2011) cita que quando o oxigênio é incorporado ao líquido em quantidades adequadas, os microrganismos passam a crescer consideravelmente, uma vez que o outro fator limitante, o alimento, também está presente em quantidade suficiente no sistema aeróbio.

A remoção de matéria em sistemas de fluxo intermitente é uma estratégia eficiente para o tratamento de águas residuais (TAN *et al.* 2019). Esses sistemas operam alternando ciclos de inundação e drenagem, promovendo uma maior oxigenação do meio filtrante (VYMAZAL; KÖPFELOVÁ, 2008; TAN *et al.* 2019; ROTH *et al.* 2021). Durante o ciclo de inundação, a matéria orgânica e outros contaminantes presentes na água residuária entram em contato com

o leito do sistema, onde são adsorvidos e biodegradados por microrganismos (ROTH *et al.* 2021).

Na Tabela 2 estão apresentadas as eficiências de remoção de matéria orgânica em diferentes marés e substratos.

Tabela 2 — Eficiências de remoção de matéria orgânica em sistema de wetland construídos operados em fluxo de marés

Referência	Substrato	Tides (cheio/vazio)	Remoção de matéria orgânica (%)
	A: Alumina ativada;		
Tan <i>et al.</i> (2019)	B: Ceramita de xisto	4 h / 2 h	A: 85,9; B: 78,4
Pacheco, (2022)	Fragmentos de cerâmica vermelha e argila expandida	12 h / 12 h	75,01
		20 h / 4 h	81,18
		6 h / 6h	84,47
		10 h / 2 h	89,76
Zhou <i>et al.</i> (2022)	Cascalho; lodo de alumínio; lodo de alumínio modificado com ferro	2 h / 2 h	< 20
		4 h / 2 h	> 40 e < 60
		6 h / 2 h	
		8 h / 2 h	> 60 e < 80
Liu <i>et al.</i> (2022)	Cascalho grosso; areia; escória de carbono queimada e cascalho fino	10 h / 2 h	
		15,5 h / 6,5 h	Com salinidade de 2,4%: 87,03
			Sem salinidade: 88,51
Saeed <i>et al.</i> (2020)	A: Cascalho; B: carvão vegetal e bloco de concreto; C: carvão, escória de aço e casca de coco	Fase I:	
		A: 3 h / 2h	> 84 e < 96
		B: 3h / 2h	
		C: 3 h / 1 h	
		Fase II:	
		A: 4h / 1h	> 90 e < 97
		B: 4 h / 1h	
		C: 4 h / 0,5 h	

Fonte: Autor (2025).

Existem diferentes elementos atuantes em sistemas do tipo WC. Estes elementos vão desde os critérios de dimensionamento e operação, à configuração do WC, as características dos substratos que compõem o leito e as macrófitas plantadas (SEZERINO *et al.* 2015).

Contudo, a afinidade dos microrganismos envolvidos com o esgoto afluyente de um sistema de tratamento de esgoto pode assumir diferentes ordens de reação. Conforme Von Sperling (2016), a cinética das reações em função da concentração do reagente possui uma relação entre a taxa da reação, a concentração do reagente e a ordem da reação, a qual é dada pela expressão matemática (Equação 2).

$$R = kC^n \quad (2)$$

Sendo:

r = taxa de reação ($\text{mL}^{-3}\text{T}^{-1}$)

k = constante de reação (T^{-1})

C = concentração do reagente (mL^{-3})

n = ordem de reação

Segundo Von Sperling (2016) as ordens de reação podem ser $n = 0$; $n = 1$ e $n = 2$, entretanto, as ordens de reações mais frequentes no âmbito do tratamento biológico são as de ordem zero e de primeira ordem.

Quanto a estabilização do nitrogênio, Vymazal e Kröpfelová (2008) citam que existe um ciclo biogeoquímico complexo com múltiplas transformações bióticas e abióticas envolvendo sete estados de valência (+5 a -3). Em um sistema de tratamento biológico de efluentes, essas transformações do nitrogênio estão diretamente relacionadas com as condições ambientais do meio. Em WC existem múltiplas zonas redox, as quais favorecem essas reações (ZHIMIAO *et al.* 2016).

Durante a percolação do efluente, nas diferentes camadas do leito de um WC, as águas residuárias entram em contato com as zonas aeróbia, anóxica e anaeróbia (VYMAZAL, 2005), o que pode favorecer a remoção completa do nitrogênio. Uma vez que esses diferentes ambientes permitem a transformação do nitrogênio por processos como amonificação, nitrificação, desnitrificação e fixação do nitrogênio gasoso. Na Figura 4 é possível visualizar as diferentes formas nitrogenadas em diferentes zonas redox resultantes dos processos de fixação do nitrogênio molecular (1), volatilização do N-amoniacal (2), lixiviação (3), amonificação (4),

posteriormente a nitratação. Dado que nitritação é o processo de oxidação da amônia a nitrito e a nitratação é a oxidação do nitrito a nitrato (SANTOS, 2009). A Equação 3.3 apresenta a equação global para a nitrificação.



Contudo, a remoção completa do nitrogênio presente nos esgotos ocorre quando o mesmo é reduzido a nitrogênio molecular (N_2), processo biológico denominado com desnitrificação, o qual envolve diferentes etapas de oxidação. A rota da desnitrificação compreende a oxidação do nitrato a nitrito, óxido nítrico, óxido nitroso e, por fim, a conversão em nitrogênio gasoso (SANTOS, 2009).

O processo de desnitrificação pode ocorrer tanto por via nitrito quanto por via nitrato na ausência do oxigênio, configurando - se assim um ambiente anóxico (SANTOS, 2014). Nesse contexto, diversos pesquisadores abordam a temática da remoção completa de nitrogênio em *wetlands* construídos. Em Leverenz *et al.* (2010), foram estudadas as eficiências de desnitrificação em WC, tanto em sistemas plantadas com *Typha Latifolia* quanto em sistemas sem vegetação. Notou-se que a remoção de nitrato nos sistemas não vegetados era insignificante, ao contrário dos sistemas vegetados, que apresentaram uma concentração residual média de apenas 10 mgN/L. Este estudo destaca que as condições mais propícias para a desnitrificação ocorreram a uma temperatura de 11°C.

Wang *et al.* (2023b) investigaram a eficiência da tecnologia combinada anóxico e aeróbio de WC de fluxo vertical, e observaram uma eficiência maior que 90% para nitrogênio total. Os pesquisadores afirmam que o maior fluxo de efluente pós tanque de aeração carregou mais nitrato para o reator anóxico, podendo estar relacionada com a remoção completa por desnitrificação.

Outro fator destacado por pesquisadores quanto ao processo de desnitrificação em WC refere-se às zonas aeróbia e anóxicas influenciadas pelos os arranjos quanto à alimentação. De acordo com Xiong *et al.* (2022) e Cooper *et al.* (1999), a combinação dos arranjos WCFV e WCFH possibilita uma eficiente remoção de matéria orgânica e nitrogênio. Isso se deve ao fato de que os sistemas de fluxo vertical favorecem maiores concentrações de oxigênio em comparação com os sistemas de fluxo horizontal. Assim, o processo de nitrificação ocorre no sistema vertical, enquanto a desnitrificação ocorre no horizontal.

Ávila *et al.* (2015) estudaram um arranjo híbrido em larga escala para tratamento de águas residuárias domésticas, destacando sua eficiência expressiva na remoção de produtos

farmacêuticos, produtos de higiene pessoal e desreguladores endócrinos presentes nos esgotos sanitários. O sistema compreendia um WCFV, um WCFH e um WC de superfície de água livre, operando em série, com plantas como *Phragmites australis* para o de fluxo vertical e fluxo horizontal e variedades diversas de plantas nos sistemas de superfície livre para melhor eficácia. Os resultados indicaram uma expressiva eficiência média de remoção de 98-99% para sólidos suspensos, matéria orgânica e nitrogênio amoniacal, além de mais de 80% para poluentes emergentes. Os autores afirmam que as variadas condições físico-químicas desempenharam um papel crucial na obtenção da elevada eficiência, mas também reconhecem a possível influência de outras vias de remoção, como biodegradação, sorção, volatilização, hidrólise e fotodegradação.

Apesar de diferentes autores citarem a ocorrência de zonas anaeróbias em WC, a tecnologia ainda assim é caracterizada como sistema aeróbio. Os processos anaeróbios resultam em alta eficiência de remoção de cor, reduzindo as ligações azo (Saleem *et al.* 2022) por meio da atividade biológica de diferentes microrganismos. A atividade metabólica desse consórcio microbiano envolve diferentes processos, os quais podem ser divididos em quatro etapas principais como hidrólise, acidogênese, acetogênese e a metanogênese (Chernicharo, 2007) resultando na formação de ácidos orgânicos de baixo peso molecular, materiais húmicos residuais complexos, dióxido de carbono, metano, hidrogênio, amônia, aminas, mercaptanos e sulfeto de hidrogênio (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008).

Dentre as rotas metabólicas existentes em ambientes anaeróbios, existe o processo ANAMMOX (anaerobic ammonium oxidation), o qual se baseia na conversão do nitrogênio amoniacal em nitrogênio gasoso por bactérias anaeróbias que utilizam o nitrito (N-NO^{2-}) comoceptor de elétrons (SCHEEREN *et al.*, 2011).

O estudo de Xiong *et al.* (2022) investigou a remoção de nitrogênio em WC por meio do processo ANAMMOX em WC híbridos. Eles operaram três estágios: Fluxo Vertical (FV), Fluxo Horizontal (FH) e Fluxo Superficial (FS), cada um com seis sequências diferentes. Essa configuração prevaleceu em bactérias nitrificantes, ANAMMOX e desnitrificantes autotróficas nos *Wetland* saturados subsequentes. As taxas de ANAMMOX e desnitrificação no 1º estágio (WCFV) foram de 0,07 e 0,21 nmol N/g.h^{-1} , respectivamente, enquanto as respectivas taxas na 2ª fase (WCFH) foram 0,35 e 0,18 nmol N/g.h^{-1} , e as taxas na 3ª etapa (WCFS) foram 0,23 e 0,18 nmol N/g.h^{-1} , respectivamente. Esses resultados indicaram que 25,0%, 66,0% e 55,8% do N_2 gerado foram contribuídos por ANAMMOX em WCFV, CWFH e CWFS, respectivamente. Os autores destacaram que a remoção de nitrogênio em WCFV dependia principalmente de

processos de nitrificação e desnitrificação, enquanto nos dois estágios seguintes dependia principalmente do processo ANAMMOX.

Quanto a estabilização do fósforo em WC, Roth (2020) cita que em *wetland* construídos de fluxo de maré, a capacidade de troca iônica do material filtrante é um fator importante, visto que a troca de cátions se torna uma via de transferência de oxigênio.

A sorção, incluindo a adsorção e a absorção, são processos que ocorrem nas superfícies de plantas, sedimentos e principalmente no substrato, que resultam na retenção de contaminantes, com destaque para o nutriente fósforo (DE PAOLI, 2010). As forças de interação entre estas moléculas e o adsorvente são similares às forças de van der Waals existentes entre as moléculas adjacentes (SEZERINO, 2006).

A Tabela 3 apresenta os substratos e eficiências na remoção de fósforo em águas residuárias tratadas por *wetland* operados em regime de fluxo de marés.

Tabela 3 — Estabilização de fósforo em *wetland* construídos em fluxo de marés

Referência	Derivações	Tides	Substratos	Remoção de Fósforo (%)
Zhou <i>et al.</i> (2022)	Superficial vertical	Cheio/vazio: 2h/2h; 4h/2h; 6h/2h; 8h/2h; 10h/2h.	Areia de quartzo e Cascalho e Anammox-based Improved melhorado	95,60%
		Cheio/vazio:		I: 28%
Pacheco (2022)	Subsuperficial descendente	I: 12h/12h II: 20h/4h	Tijolos cerâmicos e	II: 38% III: 65%
		III: 6h/6h/6h/6h IV: 10h/2h/10h/2h	argila expandida	IV: 64%
Nunes (2020)	Tipo francês - Superficial vertical	7 dias cheio e 2 dias vazio	I: Brita II: Areia e Brita III: Granulado cerâmico e brita IV: Escória e brita	I: 42,55% II: 39,11% III: 46,51% IV: 74,48 %
		I: 48h cheio/12h vazio		I: 79%
Roth (2020)	Subsuperficial descendente	II: 36h cheio/12h vazio III: 24h cheio/12h vazio	Tijolos cerâmicos e argila expandida	II: 72% III: 53%
		IV: 12h cheio/12h vazio Fase I: A e B: 1h cheio/1h vazio e C: 1h cheio/0,5h vazio;		IV: 33%
Saeed <i>et al.</i> (2020)	Superficial vertical	Fase II: A e B: 2h cheio/1hora vazio e C; 2h cheio/0,5h vazio.	A: cascalho (Gr); B: biochar (BC) e bloco de concreto (CB); C: carvão (CO); escória de aço (SS); fibra de coco (CP).	Superiores a 90%, exceto para BC na fase I (78,6%) e CP (88,7%) na fase II

Fonte: Autor (2025).

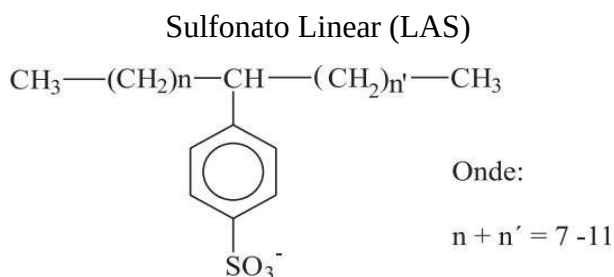
Segundo De Paoli (2010), a capacidade dos WC em remover fósforo é limitada, por não haver mecanismos de remoção permanente como ocorre com a desnitrificação de nitratos. O pesquisador ainda elenca que para a remoção de fósforo em WC deve-se considerar a troca do leito periodicamente.

As conchas de ostras são compostas principalmente de carbonato de cálcio e apresentam capacidade de remoção de fósforo (ZHONG *et al.* 2022). Dessa forma, o reaproveitamento desses resíduos emergentes se apresenta como substratos promissores no contexto de desenvolvimento de tecnologias sociais de baixo custo para tratamento de águas residuárias. Apesar disso, o uso de conchas marinhas associado às tecnologias para tratamento de água e efluentes ainda é pouco investigado.

A presença de surfactantes em água residuárias também é motivo para aplicar uma tecnologia capaz estabilizar e resistir às toxicidades, contudo, devido às limitações das regulamentações brasileiras em exigir uma redução substancial desses poluentes, esses contaminantes ainda não são vistos como um fator determinante para tratamento. O que apresenta um sério risco para a qualidade das águas e para a saúde pública.

O Alquilbenzeno Linear Sulfonado (LAS) produzido a partir da sulfonação do Alquilbenzeno Linear (LAB), é um componente fundamental de surfactante aniônico mais utilizado para a fabricação de tensoativo para o setor de detergentes domésticos e produtos de limpeza industriais e comerciais (PENTEADO *et al.* 2006). Esses surfactantes são compostos por uma mistura de homólogos e isômeros de posição de cadeias alquiladas lineares ligada a um anel de benzeno e com um grupo sulfonato ($-\text{SO}_3^-$) ligado ao benzeno (SCHWITZGUÉBEL *et al.* 2002), conforme é apresentado na Figura 5.

Figura 5 — Estrutura molecular do Alquilbenzeno



Fonte: Penteado, Seoud e Carvalho (2006).

As tecnologias convencionais aplicadas para o tratamento de efluentes não possuem como objetivo principal a estabilização desses poluentes. Por outro lado, os *wetland* construídos

compostos por, na maioria das vezes, de materiais porosos e inertes como meios suportes, podem oferecer estabilização desses contaminantes por adsorção (SEZERINO, 2006; DE PAOLI, 2010; YANG *et al.* 2018). Como por exemplo, a aplicação de tijolos cerâmicos que possuem minerais com propriedades de trocas catiônicas (ALMEIDA; FRANCO; TAVARES, 2015; RAMPRASAD; PHILIP, 2017).

Ramprasad e Philip (2017) investigaram as contribuições de diversos processos para a eliminação de surfactantes e produtos de cuidados pessoais em *wetland* construídos, incluindo o sulfato de dodecilsódio, propilenoglicol e trimetilamina. Eles descobriram que essa tecnologia se mostrou eficaz na remoção desses componentes, especialmente considerando que o sulfato de dodecilsódio, conhecido por sua recalcitrância, foi o mais adsorvido no solo, atingindo 58,2%, seguido pela trimetilamina e propilenoglicol, em um leito constituído de areia e tijolos queimados. Além disso, os autores examinaram o impacto da atividade biológica e constataram que os três poluentes foram biodegradados em até três dias, com uma taxa de degradação mais rápida observada para o propilenoglicol. A eficiência global de remoção foi de 95, 36% para o propilenoglicol, 81,98% para o sulfato de dodecilsódio e 96.5% para a trimetilamina.

Por outro lado, em um estudo recente, Shreya *et al.* (2021) conduziram uma análise bibliográfica focada no uso de materiais acessíveis como adsorventes para eliminar surfactantes das águas cinzentas. Os pesquisadores notaram que os materiais adsorventes testados incluem areia de granito, carvão granular, biochar, casca de arroz, casca de coco, zeólitas, entre outros. Além disso, os autores destacaram que esses estudos não apenas apresentaram uma variedade de eficiências de remoção, mas também evidenciaram a dependência do pH no processo de adsorção.

As plantas são um dos principais componentes de um sistema de tratamento de águas residuárias do tipo WC (PELISSARI, 2013; KATAKI *et al.* 2021). Dessa forma, é importante que essas sejam capazes de tolerar os constituintes específicos encontrados no esgoto a ser tratado, a exemplo dos sais dissolvidos.

Os sais dissolvidos na água podem conferir salinidade no solo afetando o crescimento e a produtividade das plantas em função dos efeitos osmóticos e tóxicos dos íons (COELHO, 2013). Isso ocorre porque os sais se acumulam na água não evaporada em proporção à quantidade perdida pela evapotranspiração (GLENN *et al.* 1995). Diante disso, plantas tolerantes ao sal são usadas para acumular metais de água contaminada e realizar o processo de fitorremediação (AKHTAR *et al.* 2017).

Outro diferencial dos WC é a sua composição por materiais inertes como meios suportes que, em sua grande maioria, podem possibilitar a troca catiônica (KATAKI *et al.* 2021; YU *et*

al. 2022), além de permitir o crescimento de microrganismos aderidos, proporcionando a formação de biofilme (SEZERINO, 2006; KATAKI *et al.* 2021; WANG *et al.* 2023).

Normalmente, em WC com meios suportes tradicionais como areia grossa, cascalho pedregulho e brita, não há aumento da salinidade dos efluentes produzidos (SILVA; RAMOS; BERNARDES, 2018). Contudo, esses mesmos autores mencionam que elevadas concentrações de sais no esgoto tratado em sistemas de *wetland* construídos que empregam solo como meio suporte podem desencadear um processo de substituição dos íons Ca^{2+} e Mg^{2+} pelo íon Na^+ , resultando na compactação do solo e na toxicidade para a planta.

Outros materiais são amplamente estudados como meios suportes em WC. Andreo-Martínez *et al.* (2017) avaliaram o desempenho de um WC preenchido com escórias de alto-forno (Blast Furnace Slags - BFS) para tratamento de águas residuais domésticas para fins de reutilização agrícola e observaram que a Condutividade Elétrica (CE) e a Razão de Adsorção de Sódio (RAS), não atenderam aos padrões espanhóis para reutilização de águas residuais tratadas.

Awan *et al.* (2021) avaliaram quatro diferentes biochar¹, contendo uma variedade de grupos funcionais orgânicos e eletroquímicos, como o biochar de palha de trigo, o biochar de pinheiro lodgepole, o biochar de grama-azul-do-kentucky e o biochar de cânhamo, quanto ao seu potencial de adsorção e remoção de sódio da água de irrigação simulada, e subsequentemente para reduzir a RAS da água. Neste estudo, foi aceita a hipótese de que biochars com maior eletronegatividade resultaram em maior adsorção de Na (contanto que o biochar inicial não contenha uma quantidade significativa de Na), o que consequentemente levou a uma maior redução do RAS da água.

Uma das características do efluente denominado como água cinza, é a concentração do sal sulfato, uma vez que o enxofre está presente nos detergentes e demais produtos de limpeza (OLIVEIRA, 2015). O sulfato é um ânion comumente utilizado por determinados grupos de bactérias anaeróbias comoceptor de elétrons em seus processos metabólicos de degradação da matéria orgânica (BRITO, 2020). Esse ânion geralmente está associado com um metal, como o cálcio ou o sódio.

A tecnologia *wetland* construído desempenha um importante papel na remoção de sulfato (PARDE *et al.* 2021). No estudo de Lindelien; Xu; Peck *et al.* (2024), é mencionado que um processo essencial em *wetland* para a remoção de metais envolve a redução dissimilatória do sulfato, resultando na produção de sulfeto, o qual mineraliza os contaminantes

¹ O biochar é um material poroso rico em carbono, obtido principalmente da manipulação termoquímica de biomassa vegetal em um ambiente com deficiência de oxigênio (Chand et al. 2021).

de metais pesados formando ligações de metal-sulfeto nas camadas anóxicas do sedimento.

3.3 Macrófitas em *wetland* construídos

Diferentes tipos de macrófitas têm sido estudadas com a finalidade de contribuir na estabilização de contaminantes em WC. Essas plantas possuem a capacidade de transportar O₂ obtido da atmosfera e produzido pela fotossíntese para suas raízes através de tecidos de aerênquima bem desenvolvidos (BELARMINO, 2013; LI *et al.* 2021).

Uma macrófita frequentemente utilizada em WC é a *Typha spp.* conhecida popularmente como taboa. Esta planta é caracterizada como uma macrófita emergente, pois cresce nas margens de pântanos, brejos e lagoas. Segundo Vymazal (2005), as raízes e rizomas das macrófitas emergentes presentes em WC são ocas e contém canais cheios de ar que são conectados à atmosfera com a finalidade de transportar O₂ para o sistema radicular, o que permite o desenvolvimento de um nicho aeróbio na zona radicular que aumenta a taxa de degradação aeróbia e melhora a nitrificação (KATAKI *et al.* 2021).

As plantas presentes em WC, assim como nos alagados naturais, estão em constante mudança desde o plantio (DE PAOLI, 2010). Existem numerosas pesquisas sobre os sistemas de *wetlands* construídos, abordando uma variedade de tipos e espécies de macrófitas emergentes. Dentre os diferentes fatores que levam a seleção da macrófita mais adequada a ser implementada nesse tipo de tecnologia, a sua resistência e seu potencial de crescimento devem ser considerados (SEZERINO, 2015; NUNES, 2020).

Uma variedade de aplicações das macrófitas em sistemas de *wetland* construídos tem sido identificada, e essa aplicabilidade é flexível em relação ao arranjo operacional, podendo ser adaptada em diferentes densidades por área. No Quadro 1 estão listadas as macrófitas mais comumente utilizadas em *wetland* construídos, juntamente com a quantidade por metro quadrado.

Quadro 1 — Macrófitas mais frequentemente relatadas e sua densidade por área

Referência	Derivações	Planta	Nº de plantas
Xiong <i>et al.</i> (2022)	Híbrido	<i>Cyperus alternifolius</i> e <i>Thalia dealbata</i>	18/m ²
Pacheco (2022)	WCTF	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	32/m ²
Bermúdez (2022)	WCFV	<i>Echinodorus subalatus</i>	20/m ²
Zhang <i>et al.</i> (2021)	WCTF	<i>Phragmites australis</i>	125/m ²
Tan <i>et al.</i> (2020)	WCTF	<i>Canna indica</i> L.	16/m ²
Kasak <i>et al.</i> (2018)	Subsuperficial horizontal	<i>Typha latifolia</i>	10/mesocosmo de 0,9 m ²
Gomes <i>et al.</i> (2014)	Subsuperficial	<i>Typha domingensis</i>	50/m ²
Pelissari (2013)	WCFH e WCFV	<i>Typha domingensis</i>	2/m ²
Chang <i>et al.</i> (2013)	WCFV	<i>Arundo donax</i> var. <i>versicolor</i> e <i>Canna indica</i>	8/m ²
Cui <i>et al.</i> (2012)	Híbrido	<i>Canna indica</i> e <i>Pennisetum purpureum</i> schum	9/m ²
Olijnyk (2008)	WCFV	<i>Typha domingensis</i>	4/m ²

Fonte: Autor (2025).

Sezerino *et al.* (2015) em um estudo de revisão observaram que dentre 42 trabalhos brasileiros publicados entre os anos de 1998 e 2011, a *Typha spp.* se destaca como sendo a macrófita mais empregada, seguida de *Eleocharis spp.* e *Zizaniopsis spp.* Em um estudo mais recente de revisão, conduzido por Parde *et al.* (2021), foram identificados 19 tipos de macrófitas, destacando-se a *Phragmites australis* e a *Typha latifolia* como particularmente eficazes na remoção de poluentes. Contudo, a escolha da macrófita deve estar relacionada a sua tolerância em ambientes saturados, potencial de crescimento e disponibilidade no local de implementação do sistema de tratamento (GOMES, 2014; SEZERINO *et al.* 2015).

3.4 Legislação brasileira para lançamento e reúso de efluentes

Em âmbito nacional, a Resolução Nº 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA estabelece critérios e padrões para o lançamento de efluentes. Além disso, o decreto Nº 11.960, de 21 de março de 2024 em seu primeiro artigo, inciso XXIV cita estabelecer, em articulação com o CONAMA, diretrizes, critérios gerais e parâmetros de

qualidade por modalidade de reúso direto não potável de água, com vistas ao uso sustentável dos recursos hídricos e à segurança hídrica.

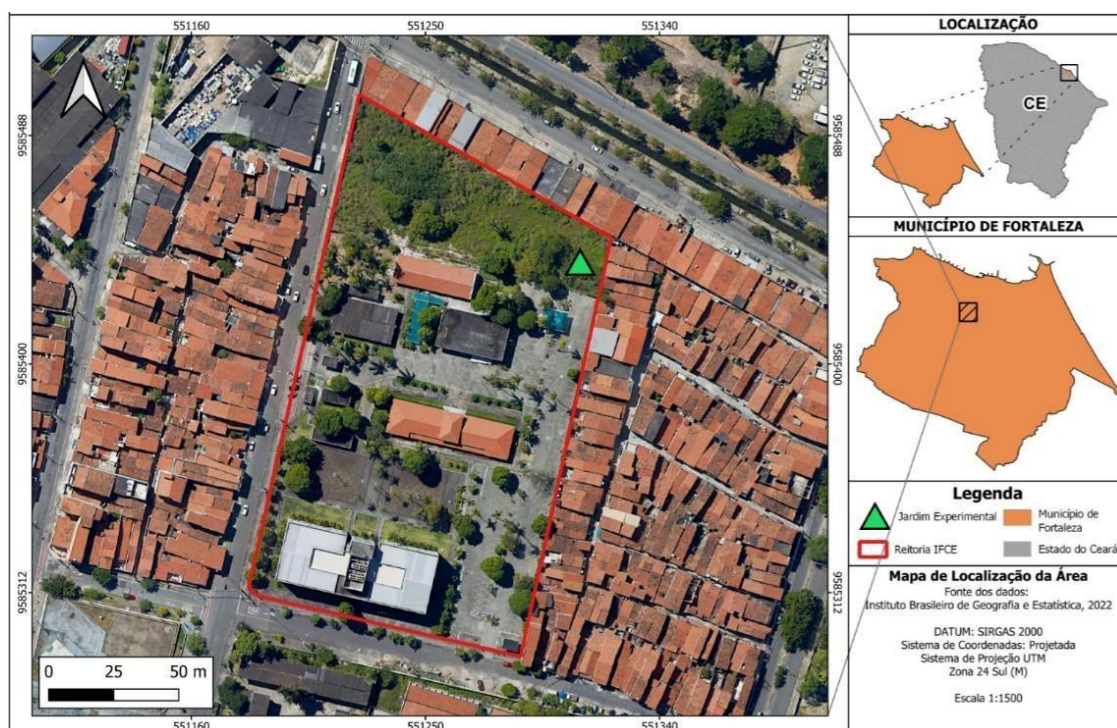
No nível estadual, particularmente no estado do Ceará, a Resolução COEMA N° 02 de fevereiro de 2017 dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. O artigo 11 dessa mesma resolução estadual estipula os requisitos para lançamentos de efluentes não sanitários, elencado também a ausência de cor aparente. Em outro contexto, o artigo 32 categoriza parâmetros de qualidade de água destinada ao reúso.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Área de estudo

O estudo foi realizado no jardim experimental situado na reitoria do Instituto Federal do Ceará (IFCE) - *campus* Fortaleza de coordenadas 38°32'16.4" W e 3°45'02" S, a uma altitude de 16 metros em relação ao nível do mar. Na Figura 6 é mostrada a localização da área de estudo dentro do perímetro da reitoria.

Figura 6 — Localização do jardim experimental



Fonte: Autor (2025).

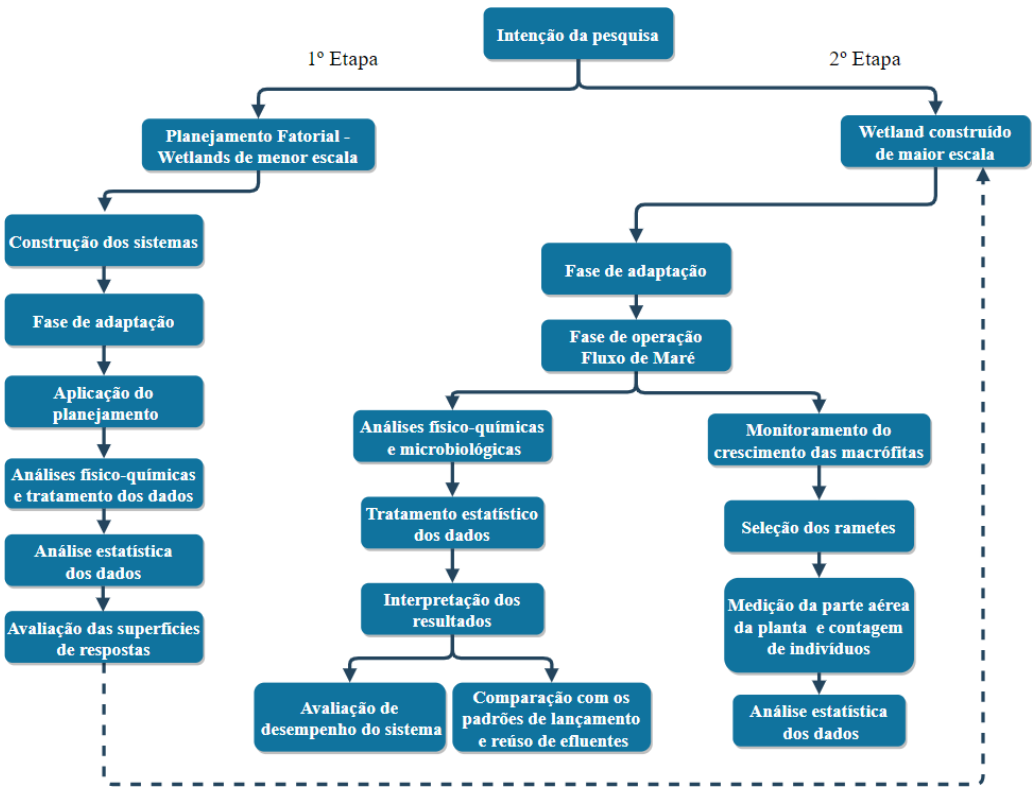
Este estudo foi realizado como parte integrante do projeto desenvolvimento urbano, cidades inteligentes e sustentáveis no estado do Ceará de código 22008012001P3, com financiamento FUNCAP/CAPES. A pesquisa teve como estudo preliminar (etapa 1) um planejamento fatorial com *wetlands* construídos em pequena escala. Essa etapa visou verificar variáveis relevantes no desempenho dos WC, as quais foram posteriormente aplicadas em um sistema WC em maior escala (etapa 2).

A investigação experimental com o sistema piloto (maior escala) foi conduzida com base no monitoramento das características físicas, químicas e biológicas. Além disso, também foram monitorados o crescimento e a adaptação das macrófitas, que faziam parte do sistema de

tratamento. A eficiência de desempenho do sistema foi avaliada com vistas ao atendimento dos padrões para lançamento e reúso do efluente tratado.

O fluxograma apresentado na Figura 7 mostra as etapas experimentais aplicadas para a realização desta pesquisa.

Figura 7 — Fluxograma das etapas experimentais



Fonte: Autor (2025).

4.1.1 Planejamento fatorial com wetland construídos de menor escala

4.1.1.1 Variáveis do planejamento fatorial

O planejamento fatorial com *Wetland* Construídos de Menor Escala (WCME) foi realizado para explorar duas variáveis, a saber: X_1 , representando a concentração de corante AR 18 e X_2 , representando o Tempo Reacional (TR). No planejamento foram considerados os pontos -1, 0 e +1, além dos pontos axiais $-\sqrt{2}$ e $+\sqrt{2}$. Os parâmetros foram calculados conforme as Equações 4 e 5. Todos os valores a serem investigados estão detalhados na Tabela 4.

$$VC = \frac{VR-PC}{\Delta VR} \quad (4)$$

$$\Delta VR = \frac{VR (+1) - VR (-1)}{2} \quad (5)$$

Onde: VC é o valor codificado das variáveis, VR é o valor real, PC é o valor da variável no ponto central (média da soma dos pontos +1 e -1) e ΔVR é a amplitude de variação das variáveis (média das diferenças dos pontos +1 e -1) $VR (+1)$ é o valor da variável no nível (+1) e $VR (-1)$ no nível (-1).

Tabela 4 — Domínio das variáveis do planejamento fatorial

Variável	Nível				
	$-\sqrt{2}$	-1	0	1	$+\sqrt{2}$
X_1 , Corante (mg.L^{-1})	0,8	2	5	8	9,2
X_2 , Tempo reacional (dias)	2,8	4	7	10	11,2

Fonte: Autor (2025).

Para o delineamento do design experimental foi utilizado o pacote *StatSoft STATISTICA* versão 12. A matriz de experimentos foi construída a partir do arranjo fatorial de 2 variáveis em 2 níveis (4 ensaios), uma parte axial (4 ensaios) e uma duplicata no ponto central (2 ensaios), totalizando 10 experimentos. Para fins de comparação um sistema controle foi operado no TR máximo ($X_2 = +\sqrt{2}$).

Tabela 5 — Valores codificados e reais adotados no planejamento experimental

Ensaio	Valores codificados		Valores reais	
	X ₁	X ₂	X ₁ (mg.L ⁻¹)	X ₂ (dias)
Ensaio 1	-1	-1	2	4
Ensaio 2	-1	1	2	10
Ensaio 3	1	-1	8	4
Ensaio 4	1	1	8	10
Ensaio 5	-1,41	0	0,8	7
Ensaio 6	+1,41	0	9,2	7
Ensaio 7	0	-1,41	5	3
Ensaio 8	0	+1,41	5	11
Ensaio 9	0	0	5	7
Ensaio 10	0	0	5	7
Controle	-	-	-	11

Fonte: Autor (2025).

4.1.1.2 Construção dos wetlands de menor escala

Para a construção dos WCME, foram empregadas caixas plásticas de formato trapezoidal com volume total de 30 litros. Para a alimentação, instalou-se uma tubulação de PVC com diâmetro de 25 mm sobre a caixa. As extremidades dessa tubulação foram isoladas com caps do mesmo diâmetro da tubulação, com três furos na parte inferior da tubulação, cada um com 3 mm de diâmetro e espaçados a 10 cm. Na parte superior da tubulação, foi feito um furo para acoplar uma mangueira de ½" x 1,5 mm, a qual foi conectada ao registro do tanque de alimentação com volume útil de 10 L. O registro de saída do efluente tratado foi instalado a uma altura de 3 cm em relação ao fundo do tanque.

Uma camada de areia grossa foi empregada como substrato para enraizamento das macrófitas. Os meios suportes utilizados foram fragmentos de tijolos cerâmicos e conchas marinhas. Esses meios suportes foram empregados com intuito de dar suporte a camada de substrato, favorecer o crescimento de microrganismos aderidos e interagir com contaminantes através de suas propriedades químicas que podem facilitar a adsorção. Além disso, esses materiais podem ser classificados como resíduos que ocupam espaços em aterros sanitários e,

em outros cenários, podem se acumular em locais públicos, podendo ocasionar diversos problemas de saúde pública, além de serem esteticamente desagradáveis.

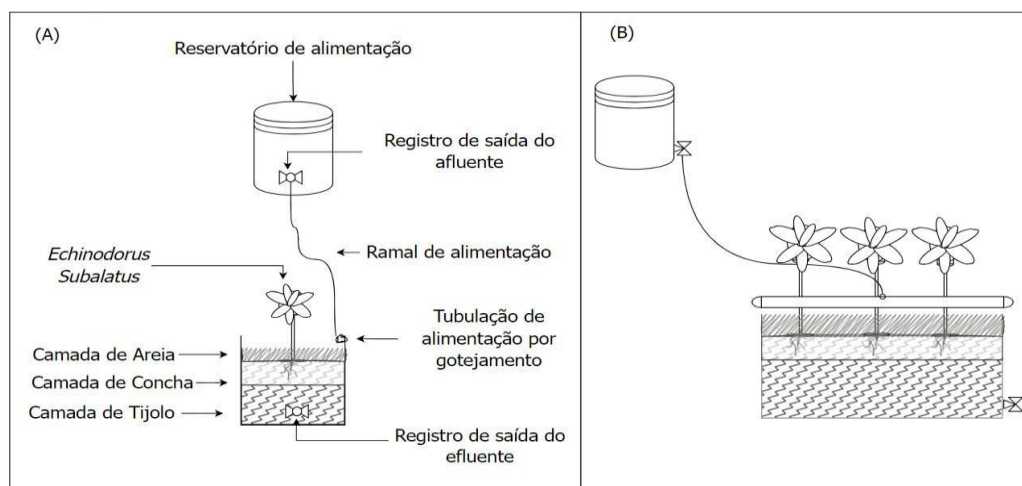
As conchas marinhas da espécie *Anomalocardia brasiliiana* (Nascimento *et al.* 2022) foram doadas por marisqueiras da cidade de Acaraú-CE. Os tijolos cerâmicos e a areia, por sua vez, foram reutilizados a partir dos resíduos provenientes da construção civil. Salienta-se que todos os meios suportes foram lavados com água corrente e postos para secar por um período de 3 horas de exposição ao sol.

Os materiais foram dispostos em uma proporção de 3:1:1 na ordem: fragmentos de tijolos cerâmicos, conchas marinhas e areia, respectivamente, em termos de altura das camadas, esses materiais compuseram o leito filtrante do WC. As camadas foram distribuídas com 10,13 cm para fragmentos de tijolos cerâmicos, 3,37 cm para conchas marinhas e 3,37 cm para areia. Essas proporções seguem as mesmas estudadas por Bermúdez (2022) e Feitosa (2023).

Com uma borda livre de 5 cm e considerando ainda 1 cm de lâmina d'água, os WC passaram a possuir um volume útil de 17 L. Desse volume útil, 9 L foram ocupados pelo leito, consequentemente, o volume de esgoto afluente foi de 8 L.

Um desenho esquemático de um dos sistemas em vista frontal é apresentado na Figura 8A, enquanto na Figura 8B é apresentada a vista lateral. Nesta representação esquemática é possível observar o sistema de alimentação, a distribuição das macrófitas e as camadas que compuseram o leito filtrante do planejamento experimental.

Figura 8 — Desenho esquemático representativo do sistema do planejamento fatorial



Fonte: Autor (2025).

A escolha da macrófita para o planejamento fatorial foi a *Echinodorus Subalatus*, fundamentada no estudo de Feitosa (2023), que avaliou o desempenho de um *wetland* construído plantado com a mesma espécie e na mesma escala. Nesta pesquisa optou-se por implementar 30 plantas/m², o que configurou uma distribuição de 3 macrófitas por sistema. Na Figura 9, é possível visualizar os 11 experimentos sob operação.

Figura 9 — Imagem dos *wetland* construído em operação segundo o planejamento fatorial



Fonte: Autor (2025).

A alimentação dos 11 experimentos foi realizada em 0,5 h; permanecendo cheio segundo os diferentes TR sugeridos pelo planejamento (Tabela 5). Com os reservatórios elevados a 1 m altura em relação aos sistemas, a alimentação foi realizada por gotejamento e conduzida por fluxo subsuperficial vertical. Nessas condições, a vazão média de alimentação foi de 4,44 mL/s. Salienta-se ainda que os experimentos do planejamento foram operados no período de verão, no mês de dezembro, não havendo, portanto, interferência de chuvas.

Todos os experimentos, exceto o sistema controle, passaram inicialmente por uma fase de adaptação às diferentes concentrações da Água Residuária Sintética (ARS), correspondendo a 25%, 50%, 75% e 100%. Nessa etapa de adaptação, a concentração máxima de AR 18 na ARS foi de 9,2 mg.L⁻¹. O TR nos sistemas foi de 7 dias, totalizando 28 dias de fase de adaptação. Após o término dessa fase, foi iniciada a etapa de operação do planejamento experimental.

4.1.2 Wetland piloto em maior escala

As condições operacionais do Wetland Construído em Maior Escala (WCMA) foram estimadas a partir dos limites ideais das variáveis empregadas no WCME. Salienta-se ainda que o WCMA foi operado com uma outra espécie de macrófita, sendo ela a *Typha spp.* A escolha da macrófita emergente do gênero *Typha spp.* foi motivada por ser a espécie mais frequentemente aplicada na América do Central/Sul para tratamento de efluentes com a tecnologia de wetland construídos, conforme demonstrou o estudo de Vymazal (2013). Além disso, essa macrófita é encontrada nas proximidades da área onde este estudo foi conduzido.

4.1.2.1 Construção do wetland em maior escala (WCME)

Para construir o WCMA, um container de polietileno de 1 m³ foi modificado para uma altura de 0,8 m; permitindo a instalação de tubulações e o manuseio dos meios suportes e macrófitas. Com essa modificação, o volume total do sistema foi reduzido para 0,8 m³. Na montagem foi mantida uma borda livre de 0,3 m após acomodação dos meios suportes que compuseram o leito filtrante, o que resultou em um volume útil de 0,33 m³. Deste volume útil, 66% foi ocupado pelo leito filtrante, deixando um volume de vazios de 0,12 m³. Os enchimentos foram feitos até 10 cm acima da superfície do leito filtrante, conforme revisado por Zhao *et al.* (2019). Essa configuração permitiu tratar até 0,18 m³ de efluente por ciclo.

Os substratos foram organizados em uma proporção de 3:1:1 para tijolo, concha e areia, respectivamente, em relação às alturas das camadas. Essas proporções foram as mesmas aplicadas no planejamento fatorial. Na Tabela 6 estão descritas as proporções aplicadas dos meios suportes a esta unidade experimental em maior escala.

Tabela 6 — Proporções das camadas dos meios suportes

Parâmetro	Camada		
	Areia	Concha	Tijolo
Densidade (kg/m ³)	1700	1260	1700
Altura (m)	0,1	0,1	0,3
Massa (kg)	120,0	120,0	300,0
Volume (m ³)	0,071	0,095	0,177

Fonte: Autor (2025).

As camadas foram montadas manualmente, uma de cada vez. Telas de poliamida foram utilizadas entre uma camada e outra. Na Figura 10A está apresentada a camada de tijolo, enquanto na Figura 10B é mostrada a camada de concha e na Figura 10C a camada de areia.

Figura 10 — Camadas de substratos usadas nos *wetland* construídos



Fonte: Autor (2025).

Na montagem foram utilizados canos de PVC de 25 mm de diâmetros como tubulações para alimentação e drenagem. As extremidades da tubulação de alimentação foram isoladas com tampas do mesmo diâmetro da tubulação e para a passagem do afluente por gotejamento foram realizados dez furos na parte inferior da tubulação, cada um com 3 mm de diâmetro e espaçados a 10 cm. Dessa forma, o fluxo quanto ao escoamento foi idêntico aos dos sistemas do planejamento fatorial, tipo subsuperficial vertical.

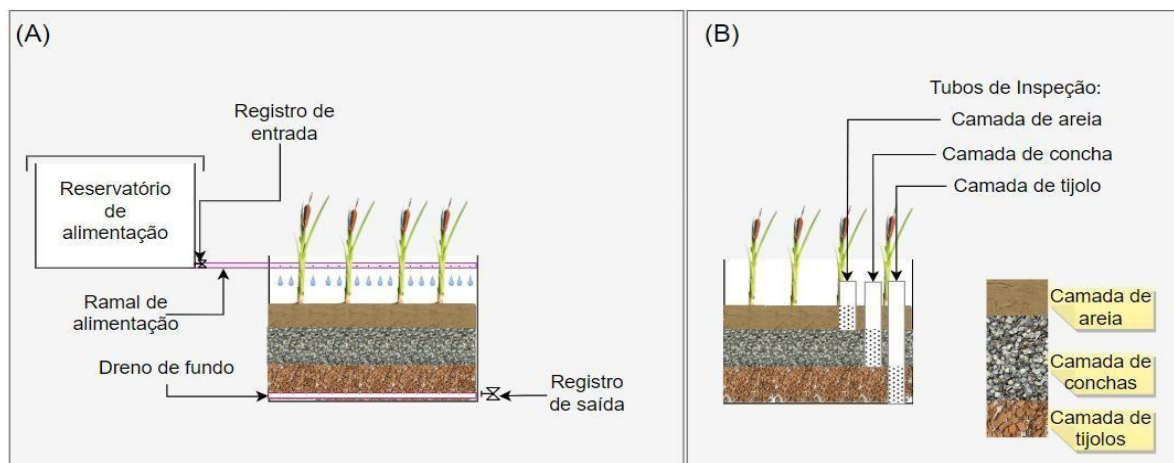
A tubulação de drenagem do efluente tratado foi construída com cinco tubos conectados com peças hidráulicas do tipo tê e joelho de 90° com um único ponto de saída. Para que o afluente adentrasse na tubulação foram realizados furos de 3 mm espaçados a cada 5 cm na parte superior da tubulação.

Para a realização do monitoramento *in situ* foram implementados três tubos de inspeção com 50 mm de diâmetro. Os tubos de inspeção foram instalados verticalmente e perfurados até uma altura que correspondesse àquela ocupada pelo leito de areia, tijolo e concha, respectivamente.

Na Figura 11A está apresentado um desenho esquemático de corte lateral do WCMA com destaque no sistema de alimentação e de drenagem do efluente tratado, enquanto na Figura

11B está apresentado o desenho esquemático de corte frontal com destaque dos tubos de monitoramento *in situ*.

Figura 11 — Esquemático do *wetland* construído em maior escala



Fonte: Autor (2025).

Considerando um tempo de 30 min para carregamento de $0,18 \text{ m}^3$ por ciclo, a vazão de alimentação do WCMA foi de $1,0210^{-4} \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. O enchimento do sistema ocorreu por gravidade, uma vez que o reservatório de alimentação foi elevado a 0,90 m de altura em relação ao sistema de tratamento. Nessas condições de operação, e considerando a área de 1 m^2 , a carga hidráulica aplicada para este sistema foi de $0,0461 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. O esvaziamento do sistema ocorreu em 30 min.

Assim como nos sistemas do planejamento fatorial, o sistema em maior escala também passou inicialmente por uma fase de adaptação por um período de 30 dias. A fase de adaptação foi aplicada com objetivo de aclimatar as macrófitas, de modo que elas fossem se adaptando gradualmente com o aumento da concentração da ARS. Após a adaptação, o sistema passou a ser operado em regime de fluxo de marés considerando o tempo de reação sugerido pelo resultado do planejamento fatorial.

4.1.2.2 Ciclos operacionais com fluxo de marés

O WCMA foi operado com a variação *em fluxo de marés* em quatro estágios, a saber: enchimento, reação, drenagem e repouso. Neste estudo, aplicou-se a abordagem de uma única *tide* (*maré*) por semana, ou seja, um único período de cheia e um de repouso em sete dias.

A estratégia de maré adotada neste estudo consistiu em ciclos de 4 dias de enchimento e 3 dias de repouso, ou seja, 96 h cheio e 72 h vazio, em um total de 19 ciclos. O tempo de reação foi determinado com base nas superfícies de resposta obtidas do planejamento fatorial, com ênfase no parâmetro de DQO. No Quadro 2 estão apresentados os tempos de ciclo aplicado na etapa 2.

Quadro 2 — Ciclo de operação com fluxo de maré

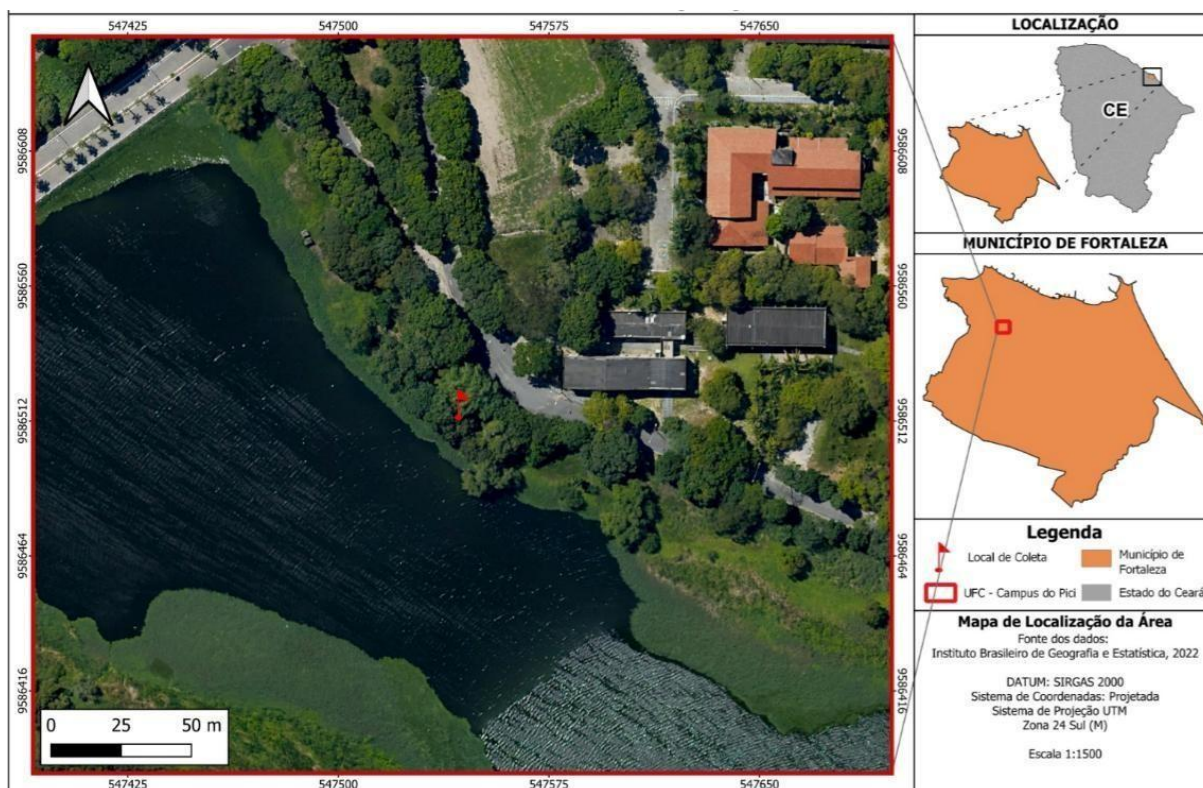
Dia da semana	Início	Fim	Condição	Tempo de fase
Quinta	09:00		Cheio	96 h
Sexta				
Sábado				
Domingo				
Segunda		09:00	Vazio	72 h
	9:30			
Terça				
Quarta				
Quinta		08:30		

Fonte: Autor (2025).

4.1.3 Local de coleta das macrófitas

As plantas aquáticas implementadas nos *wetlands* do planejamento fatorial foram colhidas nas margens de uma lagoa efêmera de coordenadas geográficas 3°53'57" S 38°25'28" W, localizada no município de Aquiraz, no estado do Ceará. Por outro lado, as plantas aquáticas empregadas no *wetland* em maior escala foram coletadas nas margens de um manancial localizado na Universidade Federal do Ceará (UFC), com coordenadas geográficas 3°44'27" S e 38°34'17" W como demonstrado na Figura 12.

Figura 12 — Local de coleta das macrófitas *Typha* spp

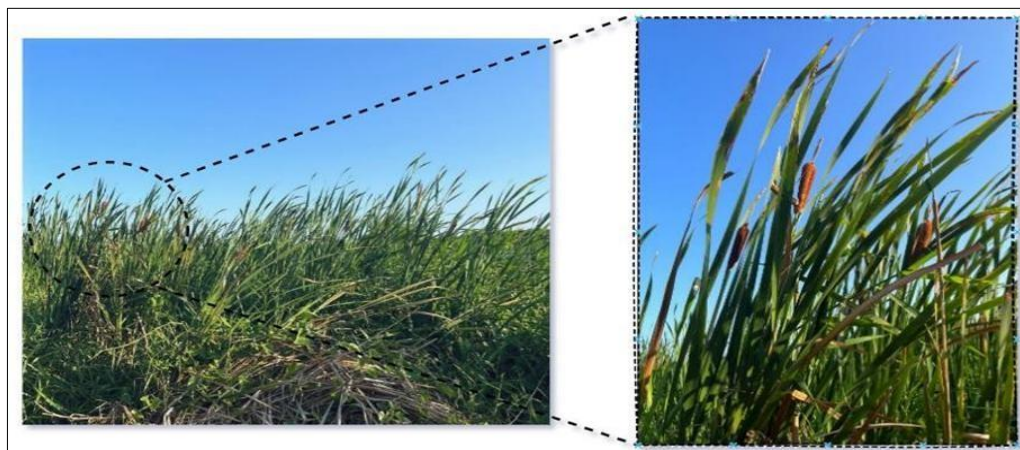


Fonte: Autor (2025).

A *Echinodorus subalatus* é uma espécie de planta aquática emergente nativa do estado do Ceará, resistente às condições climáticas do semiárido brasileiro (BERMUDÉZ, 2022). Sua implementação nos WCME foi impulsionada pela presença de um sistema raízes radiculares robusto e pela adequação às áreas com espaço limitado disponível. Dessa forma, foram transplantados 3 indivíduos de *Echinodorus subalatus* em 0,1026 m².

Em contrapartida, a *Typha* spp., popularmente conhecida como Taboa, é uma macrófita emergente nativa da América do Sul, incluindo o Brasil. Esta macrófita é frequentemente utilizada em estudos com a tecnologia WC por oferecer capacidade de incorporar nutrientes e facilitar o manejo e sobreviver mesmo após a retirada de sua parte aérea. Suas folhas são conhecidas por sua dureza e resistência, tornando-as ideais para práticas de artesanato (OLIJNYK, 2008), o que pode representar uma alternativa econômica e social viável em comunidades isoladas. Ademais, trata-se de uma planta aquática comumente encontrada em regiões de clima tropical e subtropical. Por esta razão, a macrófita *Typha* spp. foi a opção escolhida para implementação no WCMA. Na Figura 13, pode-se observar a macrófita *Typha* spp. em seu ecossistema natural.

Figura 13 — *Typha spp.* em seu habitat natural



Fonte: Autor (2025).

4.1.3.1 Monitoramento do crescimento da macrófita no wetland piloto em maior escala

Após transplante o sistema possuía um total de 16 mudas/m², de forma que as plantas ficassem posicionadas em quadrantes de 25x25 cm. Para o monitoramento do desenvolvimento da macrófita foram marcados 4 rametes para medição periódica do tamanho da parte aérea. A seleção dos rametes foi feita com base em obter uma planta testemunha a cada 25 cm em relação ao comprimento do tanque.

Para verificação da afinidade das macrófitas à água residuária sintética foi medida a Taxa de Crescimento Relativo (TCR), conforme descrita por Mufarrege *et al.* (2021), na qual é verificada a velocidade de crescimento da planta por dia. A TCR foi determinada pela Equação 4.3.

$$TCR (cm. dia^{-1}) = \frac{H_f - H_i}{T_f - T_i} \quad (6)$$

Sendo:

H_f : altura final

H_i : altura inicial

T_f : tempo final

T_i : tempo inicial

Para complementar a verificação da adaptação das macrófitas à água residuária sintética, também foi verificado o número de rametes ao longo do período operacional de 133 dias. A quantidade de indivíduos foi contabilizada após a fase de adaptação e no fim da fase de operação.

4.2 Composição da água residuária sintética

A água residuária utilizada neste estudo foi do tipo sintética, com características de águas cinza concentrada, conforme reportado por Feitosa (2023) e adaptado de Bermúdez (2022) e Abed e Scholz (2016). Esta água residuária foi modificada com a adição de um corante alimentício (*Acid red 18*) sendo designada neste estudo como Água Residuária Sintética (ARS).

Para o preparo da ARS foram empregados reagentes químicos de composição conhecida do fabricante Dinâmica®. Além disso, foi aplicado também uma alíquota de água cinza escura *in natura* proveniente da pia de cozinha de uma residência domiciliar. Na Tabela 7 estão apresentados os componentes e concentrações utilizados para o preparo da água residuária sintética.

Tabela 7 — Composição da água residuária sintética

Componentes	Composição Química	Pureza (%)	Concentração utilizada
Dodecilbenzeno sulfonato de sódio	$C_{18}H_{29}O_3SNa$	50,0	24,00 (mg/L)
Amido solúvel P.A.	-	-	83,20 (mg/L)
Bicarbonato de sódio P.A.	$NaHCO_3$	99,7	100,00 (mg/L)
Celulose microcristalina P.A.	-	-	16,00 (mg/L)
Cloreto de amônio P.A.	NH_4Cl	99,5	250,00 (mg/L)
Cloreto de cálcio P.A.	$CaCl_2 \cdot 2H_2O$	99,0	16,00 (mg/L)
Cloreto de magnésio P.A.	$MgCl_2 \cdot 6H_2O$	99,0	16,00 (mg/L)
Cloreto de sódio P.A.	$NaCl$	99,0	83,20 (mg/L)
Extrato de levedura	-	-	100,00 (mg/L)
Fosfato de potássio bibásico anidro P.A.	K_2HPO_4	98,0	261,00 (mg/L)
Sacarose P.A.	$C_{12}H_{22}O_{11}$	99,7	833,20 (mg/L)
<i>Acid red 18</i>	$C_{20}H_{11}N_2Na_3O_{10}S_3$	82,0	8,00 (mg/L)
Água cinza escura <i>in natura</i>	-	-	0,01 L/L

Fonte: Autor (2025).

Para preservar suas características físico-químicas, a preparação da água residuária sintética ocorria uma hora antes do início de cada ciclo. Para a diluição dos componentes, empregava-se água de poço não tratada, controlando o volume final, conforme a escala volumétrica do reservatório de alimentação.

4.3 Métodos Analíticos

4.3.1 Parâmetros de desempenho dos sistemas no planejamento fatorial

Para avaliação do desempenho e das superfícies de respostas do planejamento fatorial empregado, nos WC de menor escala, foram avaliados diferentes parâmetros físico-químicos, conforme apresentado na Tabela 8.

Tabela 8 — Parâmetros de desempenho avaliados nos sistemas do planejamento fatorial

Parâmetro	Método	Referência
DQO	Espectrofotométrico	5220 C. APHA (2012)
Amônia	Espectrofotométrico	4500 C. APHA (2012)
Nitrito	Espectrofotométrico	4500 B. APHA (2012)
Nitrato	Espectrofotométrico	Rodier (1975)
Fósforo total	Espectrofotométrico	4500-P E APHA (2012)
Corante	Espectrofotométrico	-
Surfactante aniônico	Espectrofotométrico	ABNT NBR 10738
SDT e frações	Gravimétrico	2540 C. APHA (2012)
SST e frações	Gravimétrico	2540 D. APHA (2012)

Legenda: DQO: Demanda química de oxigênio, SDT: Sólidos dissolvidos totais, SST: Sólidos suspensos totais.
Fonte: Autor (2025).

As eficiências foram calculadas considerando os valores de entrada e de saída, conforme descrito na Equação 4.4.

$$ER (\%) = \left(\frac{C_e - C_s}{C_e} \right) \times 100 \quad (7)$$

Sendo:

C_e a concentração de entrada e C_s a concentração de saída

4.3.2 Monitoramento do wetland em maior escala

A caracterização da água residuária sintética e o monitoramento das propriedades físicas, químicas e biológicas do efluente final foi realizada com base nos parâmetros elencados da Tabela 9.

Tabela 9 — Parâmetros de monitoramento e desempenho investigados no WCMA

Parâmetro	Método	Referência
pH	Potenciométrico	4500-H + B APHA (2012)
OD	Eletrométrico	4500 G. APHA (2012)
ORP	Eletrométrico	2580 B. APHA (2012)
CE	Condutivimetria	2510 B. APHA (2012)
Alcalinidade total	Potenciométrico	Kapp (1984)
AGV	Potenciométrico	Kapp (1984)
DQO	Espectrofotométrico	5220 C. APHA (2012)
Amônia	Espectrofotométrico	4500 C. APHA (2012)
Nitrito	Espectrofotométrico	4500 B. APHA (2012)
Nitrato	Espectrofotométrico	Rodier (1975)
Fósforo total	Espectrofotométrico	4500-P E APHA (2012)
Corante	Espectrofotométrico	-
Surfactante aniônico	Espectrofotométrico	ABNT NBR 10738
SDT; SDV e SDF	Gravimétrico	2540 C. APHA (2012)
SST; SSV e SSF	Gravimétrico	2540 D. APHA (2012)
Bactérias heterotróficas	Contagem padrão em placas	
Bactérias desnitrificantes	Tubos múltiplos	Alexander e Clarc (1982)
BOA	Tubos múltiplos	Alexander e Clarc (1982)
BON	Tubos múltiplos	Alexander e Clarc (1982)
Cálcio	Titulométrico	3500-Ca B. APHA (2012)
Magnésio	Titulométrico	3500-Mn A. APHA (2012)
Sódio	Fotometria de chama	3500-Na B. APHA (2012)

Legenda: pH: Potencial hidrogeniônico, OD: Oxigênio dissolvido, ORP: Potencial de óxido redução, CE: Condutividade elétrica, AGV: Ácidos graxos voláteis, DQO: Demanda química de oxigênio, SDT; Sólidos dissolvidos totais, SDV: Sólidos dissolvidos voláteis, SDF: Sólidos dissolvidos fixos, SST: Sólidos suspensos totais, SSV: Sólidos suspensos voláteis, SSF: Sólidos suspensos fixos, BOA: Bactérias oxidadoras de amônia, BON: Bactérias oxidadoras de nitrito. Fonte: Autor (2025).

A frequência amostral foi realizada de acordo com a operação dos ciclos de tratamento. Dessa forma, a determinação dos diferentes parâmetros era realizada uma vez por semana, com

exceção dos parâmetros microbiológicos, os quais foram realizados no 1º dia de operação, com 70 dias e com 133 dias, o que corresponde a 19 ciclos.

Além do monitoramento do afluente e efluente, foram monitorados *in situ* os parâmetros de pH, CE, ORP e OD no início e no fim do TR de cada ciclo de tratamento. As medições *in situ* foram realizadas em cada leito através dos tubos de inspeção instalados no sistema e com o auxílio de uma sonda multiparâmetro modelo AK88V2 da AKSO.

A razão de adsorção de sódio foi determinada com auxílio do software QualiGraf com atualização mais recente (2014), uma ferramenta capaz de auxiliar na elaboração gráfica que permite conduzir os parâmetros mais usuais para medição da qualidade da água. A função aplicada foi de classificação das águas para fins de inspeção (SAR/USSL). O QualiGraf foi desenvolvido especialmente para uso interno no Departamento Meteorologia e Recursos Hídricos – FUNCEME, contudo, o mesmo está disponível para download com acesso aberto.

4.4 Análise estatística

O teste t de Student foi utilizado para calcular o valor de p, que foram comparados os valores de referência para lançamento e reúso de efluentes estabelecidos pela resolução brasileira CONAMA N° 430 de 2011 e pela legislação cearense COEMA N° 02 de 2017 com as médias dos resultados obtidos no efluente final, determinando-se a significância estatística destas medições e a conformidade com os padrões legais. Os cálculos do teste t e os valores de p foram realizados com auxílio do *software R Studio* versão 4.4.2 de 2024.

Para aqueles parâmetros não regulamentados pela legislação, foi utilizado como valor de referência as eficiências de remoção máxima obtidas no WC 3 do planejamento fatorial. A correlação de Spearman foi aplicada para verificar a influência de fatores no desenvolvimento das macrófitas. Gráficos de Pareto foram gerados com o *software Statistica* 12 para avaliar as significâncias das variáveis para o planejamento fatorial. Ademais, foi aplicado ainda, a estatística descritiva para uma visão geral dos dados.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Desempenho dos *wetlands* construídos de menor escala

Os sistemas WC (1 a 10) foram operados com diferentes concentrações de corante e diferentes TR, de acordo com o planejamento fatorial apresentado na Tabela 10.

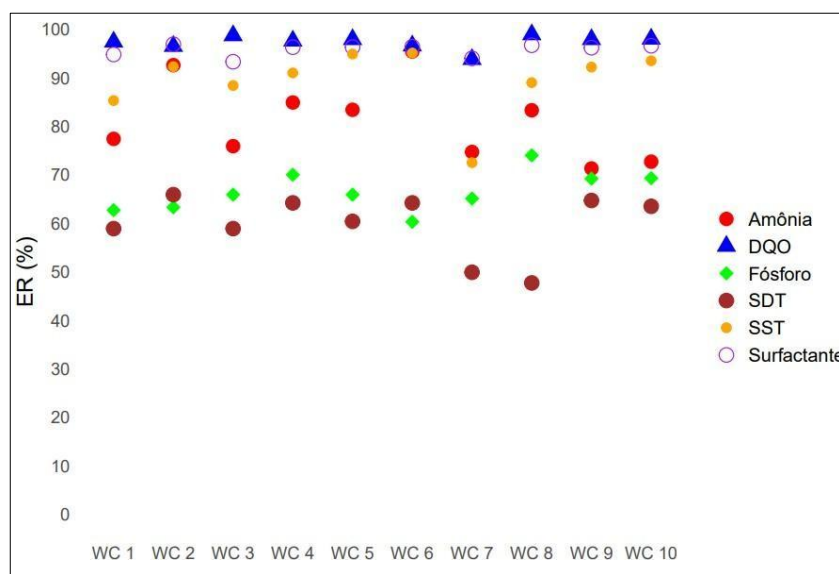
Tabela 10 — Matriz de experimentos conforme o planejamento estatístico

Valores reais		
Ensaio	X ₁ (mg.L ⁻¹)	X ₂ (dias)
WC 1	2,0	4
WC 2	2,0	10
WC 3	8,0	4
WC 4	8,0	10
WC 5	0,8	7
WC 6	9,2	7
WC 7	5,0	2,8
WC 8	5,0	11
WC 9	5,0	7
WC 10	5,0	7
Controle	-	11,2

Legenda: X₁ = concentração de corante e X₂ = Tempo de Reação (TR). Fonte: Autor (2025).

Após a aplicação do planejamento não foram observadas concentrações de corante nos efluentes finais, configurando uma remoção total desta variável. As eficiências de remoção para os demais parâmetros monitorados, envolvendo DQO, amônia, fósforo total, surfactante, SST e SDT também foram avaliadas e estão apresentadas na Figura 14.

Figura 14 — Eficiências de remoção alcançadas nos *wetlands* do planejamento fatorial

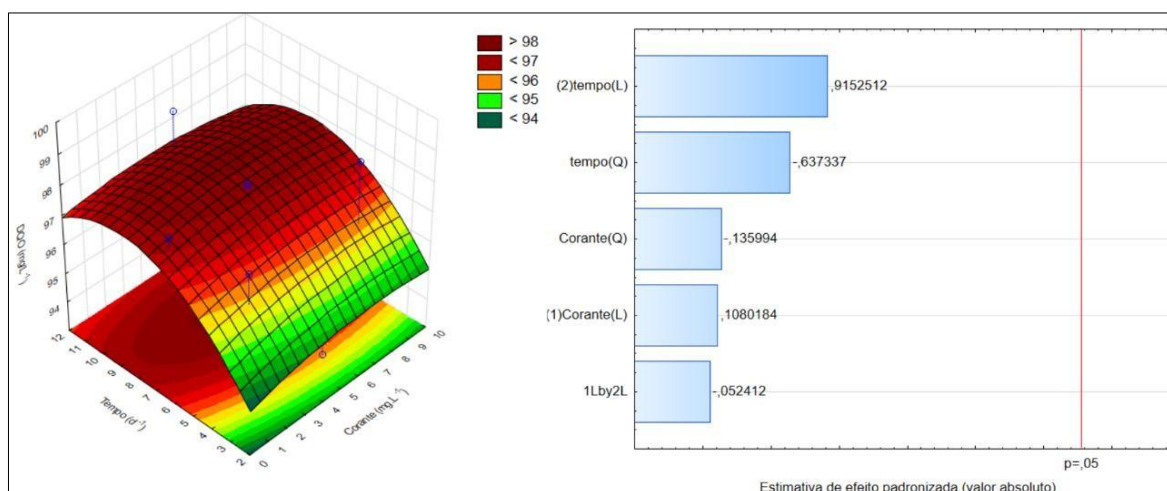


Fonte: Autor (2025).

No ensaio WC 1, que apresentou menor concentração de corante ($2,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e menor tempo de retenção (TR) (4 dias), foram observadas as menores eficiências de remoção para surfactante (94,8%), amônia (77,4%), fósforo (62,7%), SST (85,3%) e SDT (58,9%). Em contrapartida, o ensaio WC 4, com a maior concentração de corante ($8,0 \text{ mg.L}^{-1}$) e o maior TR (10 dias), registrou as maiores eficiências de remoção para surfactante (96,3%), amônia (84,9%), fósforo (70,0%), SST (91,0%) e SDT (64,2%). Nos ensaios certos como pontos centrais ($5,0 \text{ mg.L}^{-1}$ e 7 dias), obtivemos uma redução na eficiência de remoção de amônia (71,3% e 72,7%, respectivamente) em comparação com os ensaios WC 1 e WC 4. Da mesma forma, os pontos centrais (WC 5, WC 6, WC 9 e WC 10) tiveram menores eficiências na remoção de fósforo (65,9%, 64,3%, 69,2% e 69,3%, respectivamente) quando comparados ao WC 4. Esse mesmo comportamento foi observado para o nitrogênio amoniacal, indicando que a menor eficiência pode estar relacionada ao menor TR ou à maior concentração de corante.

Particularmente, para o parâmetro de DQO o planejamento fatorial aplicado não apresentou significância estatística ($p < 0,05$) para as variáveis avaliadas. Na Figura 15 está apresentado a superfície de resposta acompanhada do gráfico de Pareto para a representação dos efeitos das variáveis concentração de corante e tempo de reação na eficiência de remoção de DQO.

Figura 15 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro DQO



Fonte: Autor (2025).

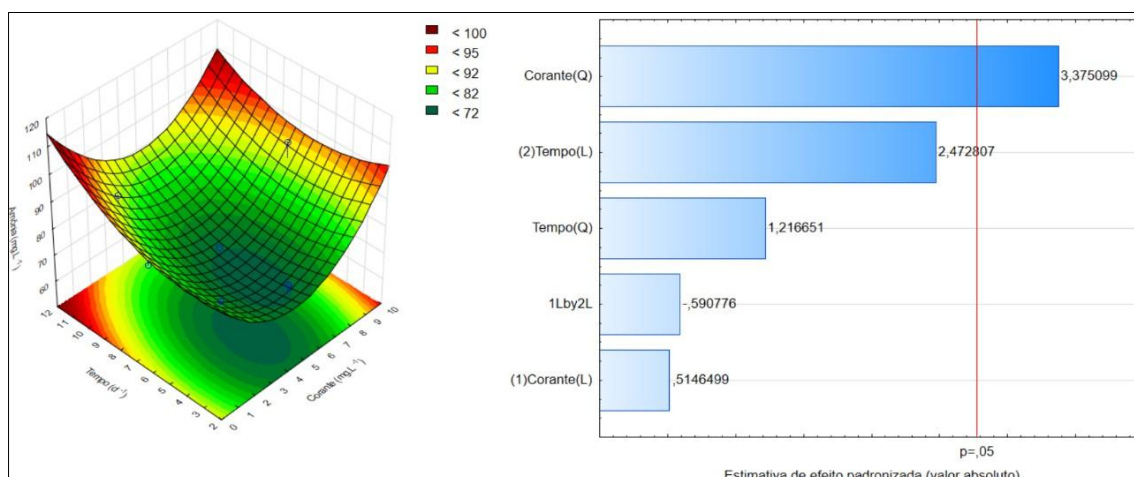
Embora a interação entre o tempo e a concentração de corante não seja estatisticamente significativa, é importante reconhecer que a análise indicou tendências importantes. O efeito linear do TR apresentou que à medida que o tempo aumenta, a eficiência de remoção de DQO aumenta, proporcionalmente.

No que se refere ao sistema controle, foi observado um aumento da DQO no efluente em comparação ao afluente. O processo de limpeza do leito filtrante pode ter mobilizado partículas orgânicas acumuladas na zona de raízes, aumentando a DQO no efluente final. Apesar disso, o sistema controle apresentou baixa concentração de DQO final (57 mg DQO/L), quando comparado ao VMP² para lançamento de efluente regido pela resolução COEMA N° 02 de 2017 que é de 200 mg DQO.L⁻¹.

Diferentemente do que foi observado para a DQO, o planejamento fatorial apresentou significância para a variável Corante (X₁) em relação ao parâmetro de nitrogênio amoniacal ($p < 0,05$), com eficiências de remoção variando de 71 a 95% (Figura 16).

² VMP é o Valor Máximo Permitido de um padrão de lançamento atribuído a cada parâmetro passível de controle para o lançamento de efluentes líquidos, a qualquer momento, de forma direta ou indireta, em corpo receptor (COEMA N° 02, 2017).

Figura 16 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro nitrogênio amoniacal



Fonte: Autor (2025).

No que concerne aos parâmetros de nitrogênio na forma de nitrito e nitrato, os sistemas WC foram operados com baixas concentrações. As determinações de nitrito foram abaixo do VMP (1 mg.L^{-1}) enquanto não foram observados sinais do nitrogênio na forma de nitrato nos efluentes finais, o que veio a caracterizar a desnitrificação.

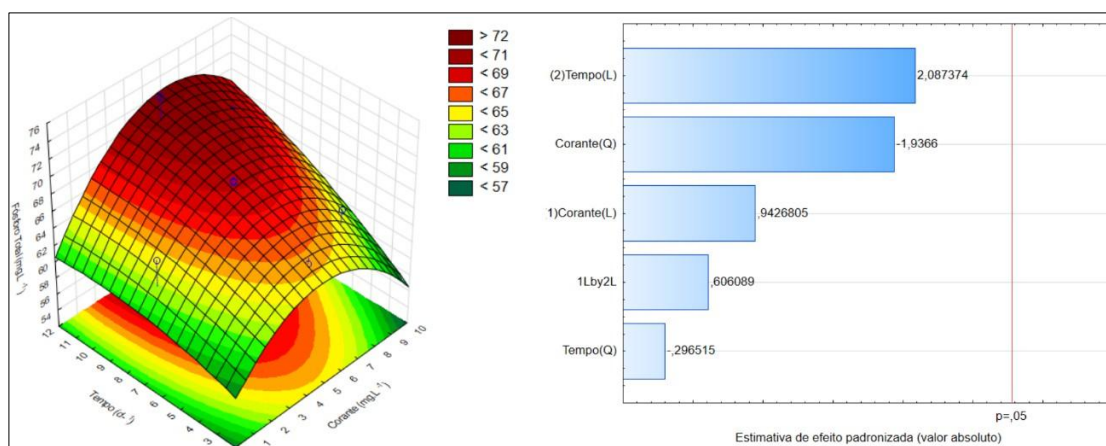
Na pesquisa de Li *et al.* (2019) ao optaram por trabalhar com aeração intermitente com fluxo de maré aplicando um TR de 3 dias em WC para tratar uma água residuária sintética com $42,09 \text{ mg NH}_4^+.\text{L}^{-1}$, obtiveram uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 85% a 98%, com nitrificação completa, mas não se obteve desnitrificação, causando acúmulo de N-NO_3^- . Em Sa'at, Zaman e Yusoff (2019) também obtiveram eficiências significativas na remoção de amônia, sendo de aproximadamente 70% com 3 dias e 90% em 6 dias e 95% para um TR de 12 dias. Valores diferentes dos que foram encontrados no presente estudo, os quais indicaram menores eficiências de remoção, mas apresentaram desnitrificação completa ao tratar uma concentração inicial de nitrogênio amoniacal de $57,52 \pm 0,89 \text{ mg.L}^{-1}$. Essas eficiências superiores às encontradas neste estudo podem estar relacionadas ao regime operacional adotado.

Fósforo total e surfactante apesar de não serem regidos de formas expressas pela legislação brasileira, apresentaram reduções satisfatórias quando comparados com outros estudos, como observados por Patyal, Jaspal e Khare (2024) que observaram eficiências na

remoção de fósforo superiores a 70% em *wetland* com cerâmica vermelha e cascalho com 3 dias de operação ao tratar um esgoto doméstico com $5,81 \pm 0,61 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total; Bermúdez (2022) relata uma eficiência de 46% na remoção de fósforo total ao tratar uma água cinza sintética com $4,07 \pm 0,33 \text{ mg.L}^{-1}$ com um TR de 7 dias; Feitosa (2023) relataram eficiência 40% aplicando um TR de 7 dias ao tratar uma água cinza sintética com $35,3 \pm 3,9 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo. Essas concentrações de fósforo afluyente foram inferiores as aplicadas nesta primeira etapa desta pesquisa, a qual apresenta uma média de $37,97 \pm 0,76 \text{ mg.L}^{-1}$ de fósforo total.

O planejamento fatorial não mostrou significância para as variáveis X_1 e X_2 em relação a remoção de fósforo total. A superfície de resposta apresentada na Figura 17 mostra que as eficiências de remoção foram independentes das concentrações de corante e dos tempos de reação para as faixas de valores investigadas.

Figura 17 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro fósforo total

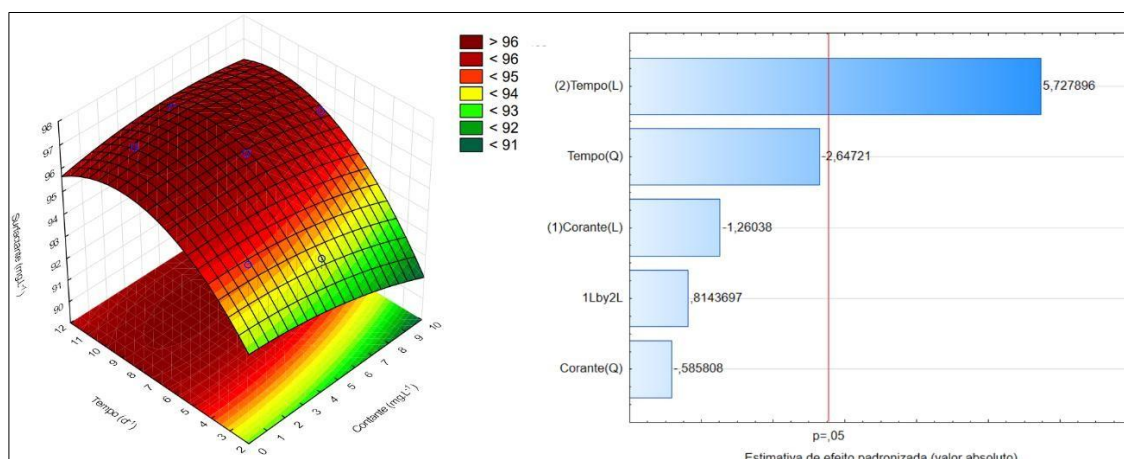


Fonte: Autor (2025).

Embora o tempo de reação e a concentração de corante não tenham sido significativas, o aumento do TR melhorou proporcionalmente a remoção de fósforo total, conforme indicado por seu efeito linear do tempo. Além da crescente eficiência de remoção de fósforo total, que aumentou de 65,1%, em 3 dias, para 74,0% em 11 dias.

Com relação à variável remoção de surfactante foi observada a significância do tempo de retenção (X_2) segundo o planejamento fatorial aplicado ($p < 0,05$). A superfície de resposta para esse parâmetro está apresentada na Figura 18.

Figura 18 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro surfactante



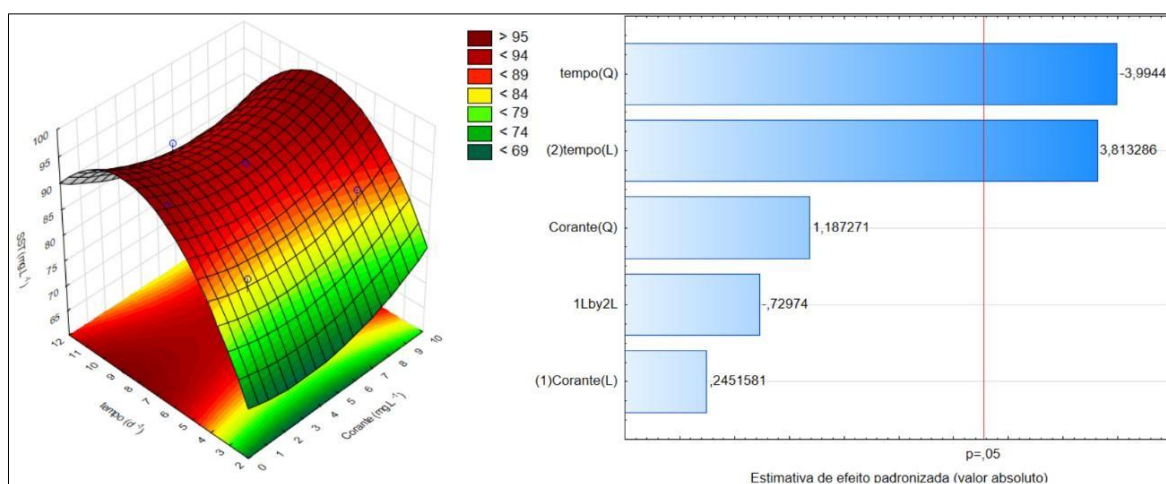
Fonte: Autor (2025).

O comportamento do parâmetro surfactante mostrou que ao aumentar o TR, ocorreu aumento na eficiência de remoção. Apesar disso, não é possível afirmar que o TR é um fator determinante, uma vez que os valores de eficiências foram próximos. Por outro lado, a concentração de corante apresentou um efeito linear negativo, ao considerar que o seu aumento reduz a eficiência de remoção de surfactante.

Ramprasad e Philip (2016) avaliaram o desempenho de remoção de surfactantes em água cinza utilizando sistemas de *wetland* de fluxo horizontal e vertical, preenchidos com areia, tijolo e cascalho, utilizando uma concentração média de $15,22 \pm 12,22 \text{ mg.L}^{-1}$ de Dodecil Sulfato de Sódio (SDS), além de outros surfactantes. As eficiências máximas para o SDS com um tempo de detenção hidráulica de 14 dias foram de 94% para o sistema de fluxo horizontal e 96% para o vertical. Sendo verificado uma redução no desempenho quando o tempo de retenção foi reduzido para 8,9 dias, mas com eficiências ainda superiores a 80%. Em contraste, esta pesquisa observou eficiências acima de 93% para todos os TR investigados. A água residuária deste estudo tinha uma concentração de surfactante semelhante à do estudo de referência ($13,25 \pm 0,40 \text{ mg.L}^{-1}$).

O perfil dos Sólidos Suspensos Totais (SST) apresentou significância ($p < 0,05$) para o TR (X_2), sendo este um provável fator limitante na sua redução. Na Figura 19 está apresentada a superfície de resposta para a representação dos efeitos das variáveis: concentração de corante e tempo de reação na eficiência de remoção de SST.

Figura 19 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para parâmetro sólidos suspensos totais



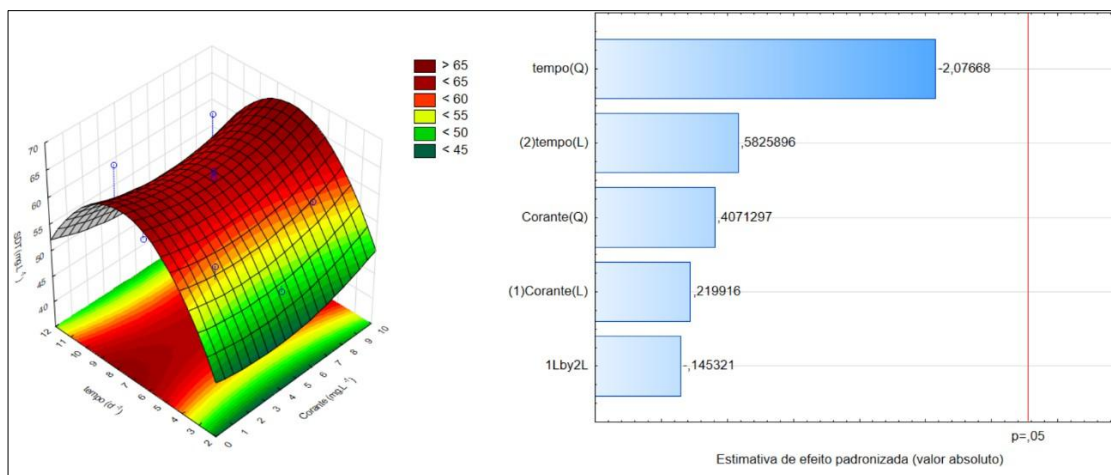
Fonte: Autor (2025).

A redução dos SST pode refletir na redução da matéria orgânica suspensa, portanto, otimizar o TR de modo a fornecer o tempo suficiente para essas partículas sedimentarem pode maximizar o desempenho do sistema.

García Zumalacarregui *et al.* (2018) *apud* Moraes (2019) observaram essa tendência de comportamento, ao operar um WC de fluxo vertical com um ciclo de alimentação estendido de 7 dias. A concentração média do efluente no 1º dia foi de 113 mg SST.L⁻¹, superior à do 3º dia (54 mg SST.L⁻¹), atingindo 198 mg SST.L⁻¹ no último dia do ciclo. Segundo De Paoli e Von Sperling (2013) a eficiência na remoção de SST pode diminuir à medida que o tempo de reação se estende, considerando que tempos prolongados podem levar à saturação da atividade metabólica dos microrganismos e do substrato. Nesta pesquisa, foi observado que o WC 7 (3 dias) ofereceu uma concentração residual de $44,67 \pm 5,03$ mg SST.L⁻¹ e os ensaios dos pontos centrais (7 dias) apresentaram concentração entre 10 a 16 mg SST.L⁻¹, enquanto que no WC 4 (10 dias) houve um leve aumento para $20,67 \pm 1,15$ mg SST.L⁻¹.

A resposta do planejamento fatorial para os STD não foi estatisticamente significativa para as variáveis estudadas. A superfície de resposta e o gráfico de Pareto estão apresentados na Figura 20.

Figura 20 — Superfície de resposta e gráfico de Pareto do planejamento fatorial para o parâmetro sólidos dissolvidos totais



Fonte: Autor (2025).

O comportamento da remoção de SDT mostrou que ao aumentar o TR ocorre melhoria da eficiência de remoção. Contudo, a interação entre tempo de reação e a concentração de corante não é significativa.

No estudo de revisão conduzido por Kataki *et al.* (2021) o tempo de retenção hidráulica foi relatado como um fator de influência direta na remoção de sólidos dissolvidos. Munir *et al.* (2023) observaram que a eficiência de remoção de sólidos dissolvidos totais variou do sistema controle (10,11%) para o sistema óxido de cobre/biochar (64,44%) com um tempo de retenção hidráulica de cerca de 7 dias por 10 semanas. Valores semelhantes aos observados com a operação deste planejamento, especialmente para os WC 5, 6, 9 e 10 que operaram com TR de 7 dias, alcançando uma eficiência média de remoção de 63,2% para uma concentração média afluente de $1793,00 \pm 21,21 \text{ mg SDT.L}^{-1}$.

Estatisticamente, a aplicação do planejamento fatorial indicou que o TR foi a variável determinante para a remoção de surfactante e SST. Por outro lado, o corante se mostrou determinante apenas para a remoção de nitrogênio amoniacal. Observou-se que um TR de 3 dias foi suficiente para produzir um efluente apto para lançamento. No entanto, do ponto de vista ambiental, um TR de 3 dias pode ser suscetível ao descumprimento aos VMP para lançamento, especialmente em relação ao parâmetro DQO. O TR de 3 dias apresentou menores eficiências na remoção de matéria orgânica, como evidenciado no WC 7, onde se obteve uma concentração residual de $110,13 \text{ mg DQO.L}^{-1}$, enquanto o WC 3, que operou com 4 dias,

produziu um efluente com 23,67 mg DQO.L⁻¹. Assim, optou-se por aplicar um TR de 4 dias para operação em mesma escala ou escala piloto.

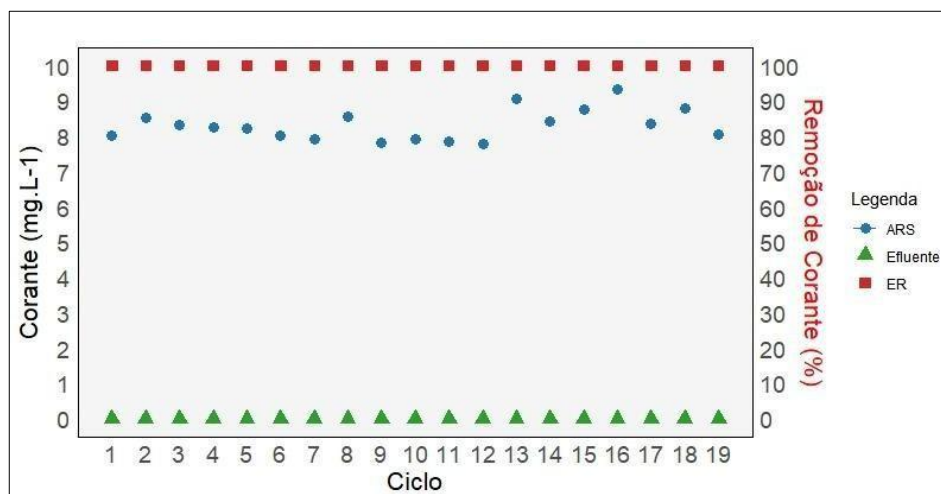
5.2 Desempenho do wetland construído em maior escala

Os dados de monitoramento e desempenho do WCMA compreendem um período de 133 dias de operação e 19 ciclos com a aplicação da estratégia de fluxo de marés. Os resultados deste período amostral estão apresentados através de representações gráficas com valores de entrada e saída, acompanhadas das tabelas com a estatísticas descritiva, o teste de hipótese e as eficiências de remoção. Destaca-se que as condições operacionais do WCMA foram replicadas das condições do WC 3 do planejamento fatorial, que será referido como WCME.

5.2.1 Corante e DQO

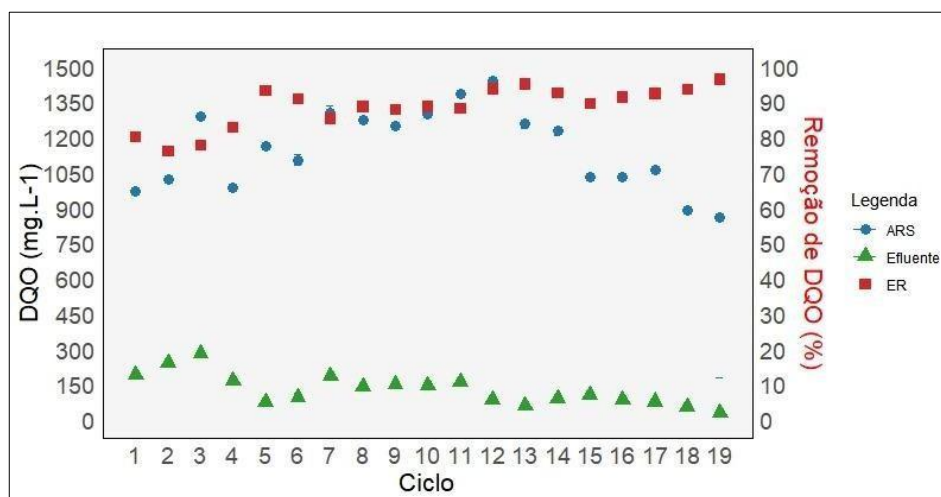
Considerando os dados observados na ARS e no efluente final o sistema apresentou resultados satisfatórios na remoção do corante AR 18 e na remoção de matéria orgânica, em termos de DQO. Na Figura 21 estão representados os valores de corante, enquanto na Figura 22 estão ilustrados os dados de DQO.

Figura 21 — Perfil de corante na ARS e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

Figura 22 — Perfil de DQO na ARS e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

A concentração de corante AR18 no afluente apresentou média de $8,18 \pm 0,44 \text{ mg.L}^{-1}$ ao longo dos ciclos operados, com um coeficiente de variação de 5%, enquanto no efluente não foi observado residual do AR18, em razão dessa variável ter apresentado de 100% de eficiência de remoção. Dessa forma, não foi possível aplicar o teste de hipótese para o corante, uma vez que os valores observados foram nulos. Por outro lado, a DQO afluente apresentou uma média de $1166,38 \pm 135,45 \text{ mg.L}^{-1}$ e uma concentração residual de $169,56 \pm 62,08 \text{ mg.L}^{-1}$. O teste de hipótese para a DQO mostrou significância no tratamento ($p < 0,05$), conforme apresentado na Tabela 11.

Tabela 11 — Análise estatística do corante e da DQO e suas respectivas eficiências de remoção

	Corante - Afluente	Corante - Efluente	DQO - Afluente	DQO - Efluente
Máximo (mg/L)	9,32	ND	1438,89	288,00
Mínimo (mg/L)	7,78	ND	862,22	30,00
Média (mg/L)	8,31	ND	1150,26	129,51
DV (mg/L)	0,44	ND	168,17	66,49
CV	0,05	ND	0,15	0,51
ER (%)	100			88,73
t valor				-4,6211
Graus de Liberdade				18
p valor				0,001

ND: Não detectado. Fonte: Autor (2025).

O valor de referência utilizado para avaliação estatística foi o valor máximo permitido para lançamento de efluentes em corpos receptores estipulados pela resolução COEMA Nº 02 de 2017, que estabelece até 200 mg/L de DQO e ausência para cor aparente. Os valores observados para estas variáveis atendem aos requisitos da referida legislação, mostrando que a tecnologia utilizada foi satisfatória para a degradação destes contaminantes.

Em estudo desenvolvido por Li *et al.* (2021b) foi avaliada a degradação biológica do corante reativo vermelho 2, um corante azo altamente recalcitrante e tóxico, utilizando extrato das raízes da planta *Rheum officinale* Baill como mediador de elétrons em um biodigestor anaeróbio. Os sistemas ofereceram uma eficiência de remoção do RR2 de 87,3% ao adicionar 5% do extrato. A análise da atividade enzimática, concentração de adenosina trifosfato (ATP), morfologia do lodo e comunidade microbiana apresentou um aumento expressivo a atividade enzimática, com um incremento de 45% na atividade da lacase e 32% na peroxidase, além de um aumento na produção de ATP em 1,5 vezes nas condições estimuladas pelo extrato. A morfologia do biofilme mostrou uma estrutura mais densa e uniforme na presença do extrato, refletindo uma adaptação positiva da comunidade microbiana às condições favoráveis induzidas pelo mediador de elétrons. A utilização desse mediador de elétrons se assemelha ao que ocorre nos sistemas de *wetland* construídos, onde determinadas plantas e consórcios microbianos podem produzir mediadores que facilitam reações redox importantes para a remoção de poluentes. Dessa forma, a presença dos meios suportes e das macrófitas implementados neste estudo podem potencializar a atividade biológica.

Nesta pesquisa, a presença do corante não afetou a degradação da matéria orgânica. A combinação operacional investigada pode favorecer mecanismos ou condições, podem também mostrar-se eficazes na degradação destes poluentes. Dessa forma, a presença e a concentração dos contaminantes, como o corante, podem não impactar negativamente o desempenho do sistema, reforçando robustez da presente tecnologia.

Nos estudos de Wang *et al.* (2022), a degradação do corante azo vermelho congo em um sistema de zona úmida construída de circuito fechado mostrou eficiências de remoção de DQO e corante de 98% e 96%, respectivamente. A análise da comunidade microbiana demonstrou que o enriquecimento progressivo de microrganismos degradadores de corantes (*Comamonas*), bactérias eletroativas (*Tolomonas*, *Trichococcus*) e microrganismos desnitrificantes (*Dechloromonas*) promoveu a remoção de poluentes e a transferência de

elétrons. O que evidencia a importância da identificação dos microrganismos atuantes na presente tecnologia estudada para um melhor entendimento da dinâmica do sistema.

Oon *et al.* (2020) operaram dois sistemas de zona húmida construída, sendo um sistema plantado com uma espécie de *Typha* e o outro sem qualquer tipo de planta. Constituídos de meios suportes de esferas de vidro e seixos, o sistema plantado ofereceu melhores eficiências de remoção. Os pesquisadores observaram uma eficiência de remoção de DQO de 74% para o sistema com planta e 50% para o sistema sem planta. Os autores também avaliaram a capacidade dos sistemas em removerem o corante AR18 e outros. Eles observaram uma remoção de 96% do AR18 tanto no sistema plantado quanto no não plantado, quando tratavam um efluente contendo 200 mg/L desse corante. Valores menores dos observados nesta pesquisa, a qual também foi plantada com uma espécie de *Typha*, porém o sistema contemplou meios suportes diferentes dos daqueles utilizados no estudo de Oon *et al.* (2020).

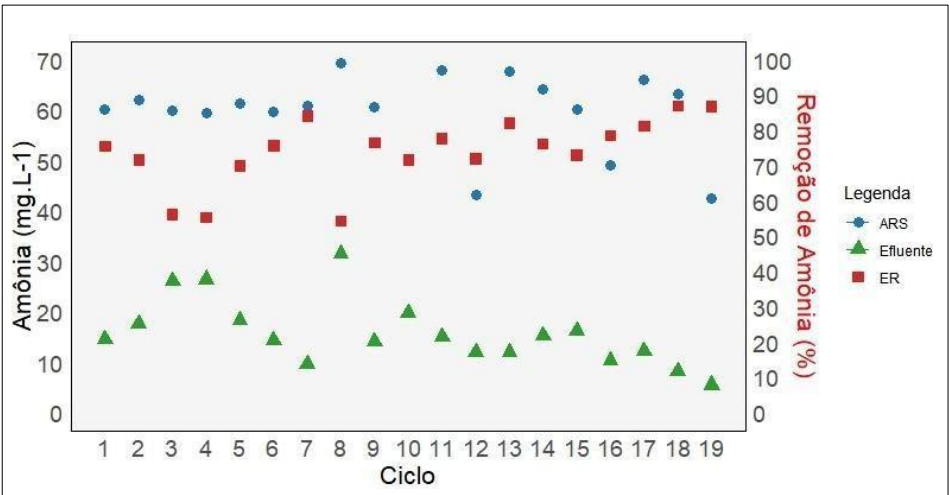
Bermúdez (2022) operou dois sistemas do tipo WC contendo diferentes substratos emergentes: um composto por areia e fragmentos de tijolos cerâmicos e outro contendo os mesmos substratos acrescido uma camada de conchas marinhas. Os sistemas apresentaram uma eficiência de remoção de DQO de $78,30 \pm 13,23\%$ e $88,43 \pm 5,42\%$, respectivamente. Corroborando com os dados observados nesta pesquisa, foi observada uma eficiência média de remoção de DQO relativamente próxima ao estudo de Bermudez (2022). No entanto, é importante destacar que nesta foi aplicado ainda a estratégia em fluxo de marés e uma outra espécie de planta. O que ressalta a importância da composição dos meios suportes.

A ocorrência de zonas anaeróbias e aeróbias também pode melhorar a eficiência de tratamento de sistemas baseados na natureza. Em um sistema de *wetland* compartimentado, Mittal *et al.* (2022) trabalham com um TDH de 27 h e obtiveram uma remoção de $94,04 \pm 2,87\%$ de demanda química de oxigênio (DQO) e $94,22 \pm 1,33\%$ de corante azo das águas residuais sintéticas contendo 55 mg.L⁻¹ de DQO inicial e 50 mg.L⁻¹ alaranjado de metila. O *wetland* compartimentado ofereceu condições para ocorrência de zonas aeróbias e anaeróbias que promoveram os processos de oxidação e redução do corante e de outros contaminantes. Nesta pesquisa, a eficiência média alcançada na remoção de DQO foi de $85,46 \pm 5,81\%$, no entanto, salienta-se que a concentração de DQO na ARS foi maior do que a observada por Mittal *et al.* (2022), por outro lado, o corante foi de aproximadamente seis vezes menor. A ocorrência de diferentes zonas redox pode ter desempenhado um papel crucial no desempenho máximo relatado por Mittal *et al.* (2022), aspecto que não foi avaliado nesta etapa inicial da presente pesquisa.

Formas nitrogenadas

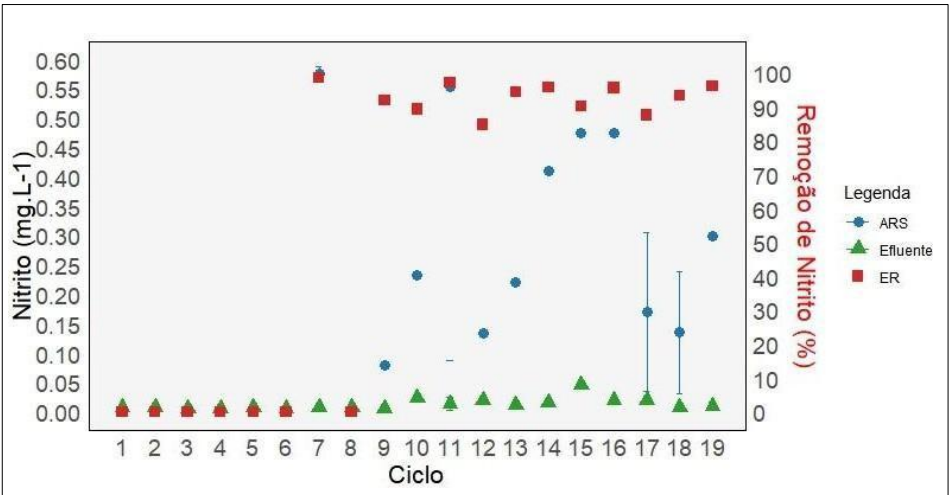
A remoção de amônia, nitrito e nitrato foi observada no WCMA operado com a estratégia em fluxo de marés. Na Figura 23 estão apresentados os valores de nitrogênio amoniacal na ARS e no efluente. Na Figura 24 pode-se observar os dados de nitrito e na Figura 25 o comportamento de nitrato.

Figura 23— Perfil de nitrogênio amoniacal na ARS e no efluente final



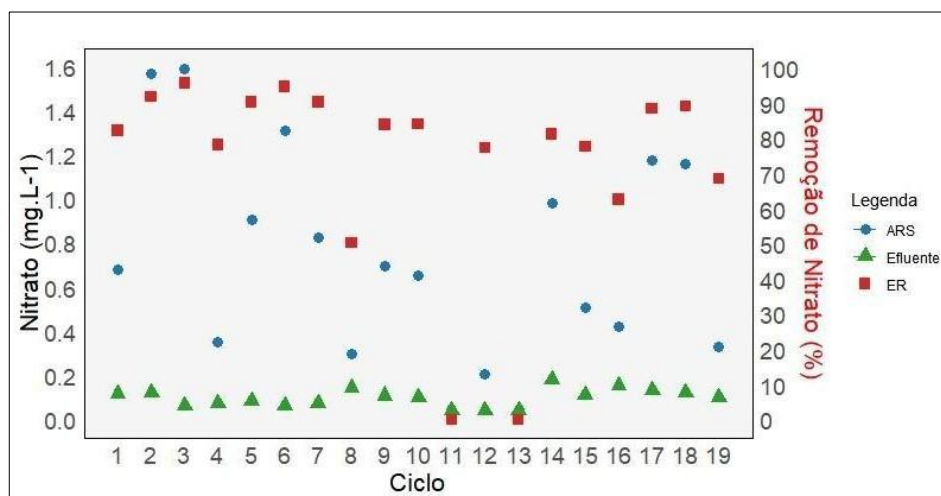
Fonte: Autor (2025).

Figura 24 — Perfil de nitrito na ARS e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

Figura 25 — Perfil de nitrato na ARS e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

A eficiência média de remoção alcançada para amônia, nitrito e nitrato foi de 69,21%, 93,42% e 88,90%, respectivamente. A concentração média de nitrogênio amoniacal de $62,88 \pm 4,15 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente do sistema evidencia uma concentração típica de esgoto concentrado. Apesar disso, a concentração média residual no efluente final foi abaixo do valor máximo permitido para lançamento, que estipula um VMP de 20 mg/L, conforme a resolução COEMA N° 02/2017. Dessa forma, estatisticamente, há evidências suficientes para rejeitar a hipótese nula ($p < 0,05$), uma vez que $15,85 \pm 7,80 \text{ mg.L}^{-1}$ é significativamente menor que 20 mg/L.

Quanto ao nitrogênio na forma de nitrato e nitrito, foram observadas concentrações muito baixas, tanto no esgoto afluente quanto no efluente final, os quais também atenderam o VMP regido pela mesma legislação, sendo de 10 mg.L^{-1} e 1 mg.L^{-1} , respectivamente. O desempenho do WCMA na redução das concentrações desses parâmetros apresentou significância ($p < 0,05$). O tratamento estatístico para essas variáveis está melhor apresentado na Tabela 12.

Tabela 12 — Análise estatística das formas nitrogenadas e suas respectivas eficiências de remoção

	Amônia ARS	Amônia Efluente	Nitrito ARS	Nitrito Efluente	Nitrato ARS	Nitrato Efluente
Máximo (mg/L)	70,36	31,70	0,58	0,05	1,59	0,18
Mínimo (mg/L)	42,41	5,61	0,00	0,00	0,04	0,04
Média (mg/L)	60,40	15,85	0,20	0,01	0,72	0,10
DV (mg/L)	7,80	6,57	0,21	0,01	0,48	0,04
CV	0,13	0,41	1,03	0,70	0,66	0,38
ER (%)	73,97		58,70		73,07	
t valor		-2,7511		-435,86		-1101,9
Graus de Liberdade		18		18		18
p valor		0,006		2,2E-16		2,2E-16

ND: Não detectado. Fonte: Autor (2025).

O comportamento das frações nitrogenadas em termos de amônia, nitrito e nitrato atendeu ao esperado, conforme é reportado na literatura, em razão das concentrações residuais terem apresentado valores médios abaixo dos valores máximos permitidos pela resolução em questão.

A remoção de nitrogênio amoniacal em *wetland* ocorre principalmente por absorção de plantas, adsorção de substratos, volatilização e pela atividade de consórcios microbianos através dos processos de nitrificação e desnitrificação (Vymazal, 2007). As condições ambientais foram favoráveis para a remoção de nitrogênio, indicando que a presença do corante não impactou negativamente nos processos biológicos dos microrganismos envolvidos.

Em Tan *et al.* (2019), Wang *et al.* (2023) e Feitosa (2023) aplicaram a tecnologia *wetland* construído para tratamento de águas residuárias. Utilizando a alumina ativada e a ceramita xisto como meios suportes, Tan *et al.* (2019) trabalharam com um TR de 4 h para tratar uma água residuária com 49,3 mg.L⁻¹ de amônia e observaram que após a estabilização dos sistemas houve uma eficiência na remoção de amônia de 86,1 % e 64,9 %, respectivamente. Wang *et al.* (2023) obtiveram uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal de 96,17 ± 0,92% para uma concentração inicial de 36,88 ± 0,91 mg.L⁻¹ ao operar um sistema combinado de filtro anóxico, biorreator aeróbio de câmara elevada seguido de um *wetland* construído de fluxo vertical com TR de 2 a 6 h e utilizando como meios suportes esponjas poliméricas no filtro anóxico, discos suportes no sistema de aeróbio, e blocos de concreto, rochas vulcânicas e cascalho. Por outro lado, Feitosa (2023) avaliou a remoção de nitrogênio amoniacal utilizando uma concentração inicial de 57,7 ± 2,6 mg.L⁻¹ e um TR de 7 dias, empregando os mesmos substratos utilizados nesta pesquisa. Os resultados mostraram uma eficiência máxima de 32,4% na remoção de nitrogênio amoniacal no sistema sem cultivo, enquanto no sistema plantado com *Echinodorus subalatus*, a eficiência foi de apenas 2,3%. Além disso, não foram detectados resíduos de nitrito ou nitrato no efluente final. O desempenho observado por Feitosa (2023) na estabilização do nitrogênio amoniacal foi inferior ao observado nesta pesquisa, contudo, os sistemas do estudo de referência foram operados em laboratório e na escala de bancada.

A estratégia em fluxo de marés também pode ter influenciado na remoção de nitrogênio devido a transferência de oxigênio para o meio reacional. Pacheco (2022) aplicou *tides* com períodos de cheio e vazio de 12h/12h (fase I), 20h/4h (fase II), 6h/6h/6h/6h (fase III) e 10h/2h/10h/2h (fase IV) em um sistema de *wetland* construído preenchido com fragmentos cerâmicos e observou remoção significativa de nitrogênio amoniacal em todas as fases, a qual variou de 56% a 79%, sendo que a *tide* 20h/4h houve menor eficiência de remoção em relação às fases III e IV. Esse estudo também observou baixos sinais para nitrito em todas as fases, no entanto, a fase IV foi a única que apresentou redução significativa de nitrato, a qual saiu de uma concentração afluente de 3,02 para 1,50 mgN-NO₃⁻ L⁻¹, sendo equivalente a uma eficiência de 43,20%.

Liu *et al.* (2022) avaliaram a eficiência de remoção de nitrogênio em dois sistemas de *wetland* construídos e operados com a estratégia em fluxo de marés. Em um *wetland* de fluxo descendente e outro de fluxo ascendente, a *tide* operada foi de 15,5h cheio e 6,5 h vazio, tratando uma água residuária sintética acrescentada de uma salinidade de 2,4%. Nesse mesmo estudo, foram operados dois sistemas controles recebendo a mesma água residuária, porém, sem adição

de salinidade. Essas condições operacionais ofereceram 70,42% a 73,05% de remoção de amônia no sistema descendente sem salinidade. Enquanto que no sistema ascendente o desempenho foi de 80,57% a 86,04%. Por outro lado, observaram uma redução nas eficiências para a água residuária com salinidade. No sistema descendente, o desempenho variou de 53,22% a 89,74% e no ascendente foi 62,08% a 71,35%. Além disso, também foi observado acúmulo de nitrito para o efluente com salinidade, por inibição dos processos de nitrificação e desnitrificação. No contexto do desempenho observado na redução do nitrogênio amoniacal, os valores observados foram semelhantes aos encontrados nesta pesquisa, a qual operou com fluxo de maré mais prolongado e em regime exclusivamente em regime de fluxo descendente. No entanto, não foi observado acúmulo de nitrito e nitrato no efluente final, o que pode ser considerado um diferencial relevante.

Nos estudos de Zhang *et al.* (2021b) foram operados dois sistemas do tipo *wetland* construído com fluxo de maré de 12 horas cheio e de 1 a 3 horas vazio. Um dos sistemas foi plantado com *Phragmites australis*, enquanto o outro foi operado sem plantas. Os pesquisadores verificaram eficiências de redução de 45,11%, 46,88% e 38,10% para amônia, nitrito e nitrato no sistema plantado e 21,97%, 24,01% e 20,19%, respectivamente, para o sistema não plantado.

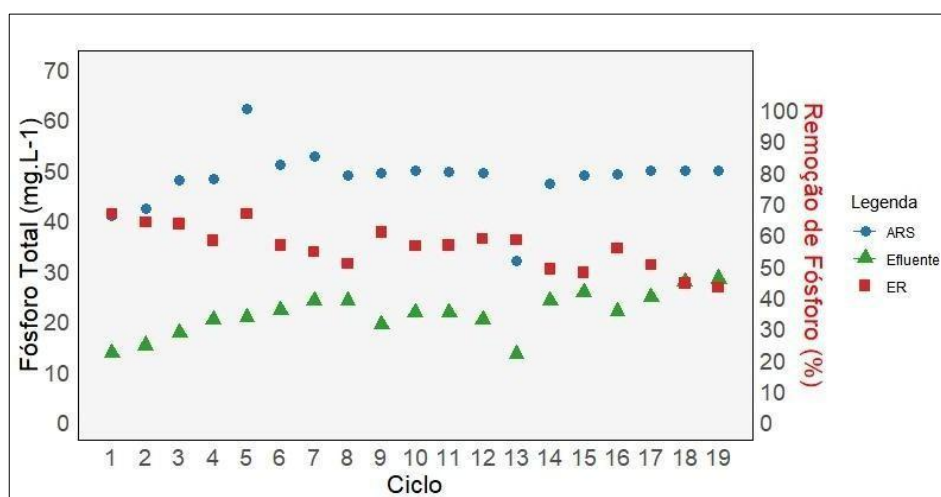
Quatro substratos distintos foram utilizados como meios suportes em *wetland* construídos de fluxo vertical nos estudos de Xu *et al.* (2022). Rocha vulcânica, cascalho, zeólita e carvão ativado granular feito de casca de coco apresentaram eficiências na remoção de amônia de $35,57 \pm 9,03\%$, $27,80 \pm 4,85\%$, $89,20 \pm 3,09\%$ e $53,70 \pm 8,91\%$, respectivamente. Os sistemas foram plantados com a *Canna indica* e operado com o fluxo de maré aplicado foi de 12 h cheio e 12 h vazio. Os pesquisadores citam que a zeólita apresentou maior eficiência devido a sua alta capacidade de adsorção e troca iônica. Contudo, as eficiências máximas alcançadas na remoção de amônia envolveram interações biológicas significativas, incluindo os processos de nitrificação e desnitrificação, além do processo anammox. A presença dos genes de amônia monooxigenase de nitrospira e genes de anammox de planctomycetaceae não classificados indicaram que o anammox é um importante caminho microbiano para a remoção de nitrogênio em WC na ausência de carbono orgânico. O que evidencia a importância de identificar a presença desses microrganismos na presente tecnologia estudada, uma vez que foi verificado redução de parte do nitrogênio amoniacal e baixos sinais de nitrito e nitrato no efluente final.

5.2.2 Fósforo total e surfactante

A concentração média de 50 mg.L^{-1} de fósforo total na ARS evidenciou a caracterização de um esgoto concentrado. Assim como a presença do surfactante aniônico, a qual apresentou uma concentração média de $15,0 \text{ mg.L}^{-1}$.

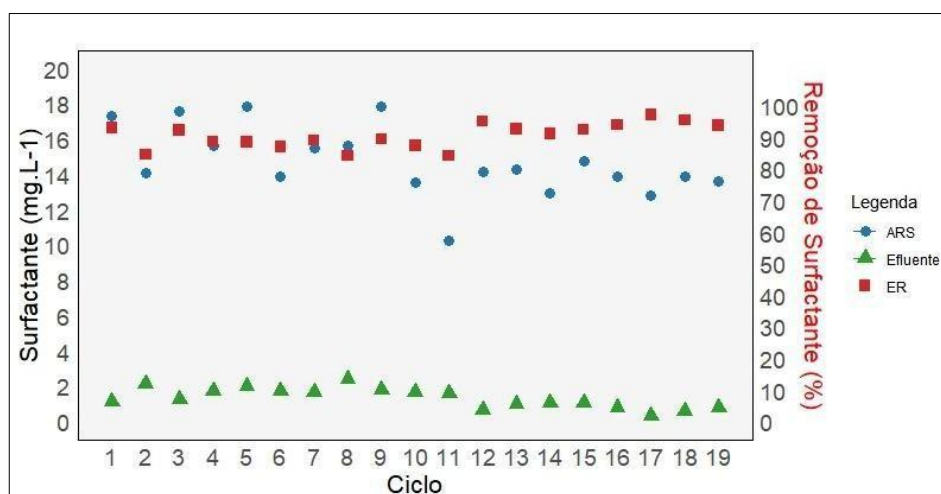
A estratégia em fluxo de marés e a composição química dos meios suportes podem ter influenciado na redução desses constituintes. Na Figura 26 pode-se observar o perfil do fósforo total na ARS e no efluente. Na Figura 27 estão representados os dados de surfactante aniônico.

Figura 26 — Perfil de fósforo total na ARS e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

Figura 27 — Perfil de surfactante na ARS e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

Considerando que a resolução COEMA Nº 02 de 2017 não estipula um valor máximo permitido para esses parâmetros, o tratamento estatístico foi realizado com base na comparação da eficiência máxima alcançada no WCME com as eficiências observadas no WCMA. Na Tabela 13 está descrito o comportamento para essas duas variáveis.

Tabela 13 — Análise estatística do fósforo total e do surfactante aniônico e suas respectivas eficiências de remoção

	Fósforo ARS	Fósforo Efluente	Surfactante ARS	Surfactante Efluente
Máximo (mg/L)	61,96	28,44	17,88	2,45
Mínimo (mg/L)	32,01	13,40	10,25	0,34
Média (mg/L)	48,36	21,43	14,72	1,38
DV (mg/L)	5,70	4,25	1,96	0,58
CV	0,12	0,20	0,13	0,42
ER (%)		55,75		88,7
t valor		9,4075		2,5742
Graus de Liberdade		18		18
p valor		1,133E-08		0,009

Fonte: Autor (2025).

Diante do bom desempenho na remoção de fósforo total e surfactante, foi encontrada significância estatística ao comparar com os valores obtidos no *wetland* de menor escala ($P < 0,05$). O WCME alcançou eficiências máximas de 65,9% e 93,3% na remoção de fósforo total e surfactante, respectivamente. O WCMA demonstrou eficiências ligeiramente inferiores, atingindo $55,75 \pm 6,93\%$ e $90,62 \pm 3,93\%$, respectivamente. Considerando esses resultados como referência, a hipótese nula de que as eficiências no WCMA seriam iguais ou superiores foi rejeitada, indicando uma eficácia comparativamente menor do sistema em comparação com o WCME. Salienta-se que as concentrações trabalhadas no WCMA foram maiores do que aquelas aplicadas ao WCME, visto que no WCMA foi adicionado 0,01 L/L de água cinza in natura.

A remoção do fósforo em sistema do tipo *wetland* construídos depende, principalmente, da adsorção pelo substrato (YANG *et al.* 2022). O fósforo pode ser adsorvido na presença de Al, Fe, Ca e Mn (VYMAZAL E KÖPFELOVÁ, 2008). Nos estudos de Lan *et al.* (2018) foi avaliada a capacidade da tecnologia WC na remoção de fósforo, utilizando cascalho e areia de sílica fortificados com magnesita natural e magnésia sintetizada. Apesar de ambos os grupos

apresentarem Mg^{2+} , uma maior significância foi observada para o sistema com a magnésia sintetizada, a qual apresentou uma eficiência de remoção de 93,3%. Enquanto que o sistema com magnesita natural apresentou apenas 75,8% de eficiência de remoção. Esse comportamento foi relacionado ao maior teor de MgO na magnésia (86,15%) em comparação com a magnesita (46,32%), o que resultou em uma dissolução mais significativa de MgO na magnésia, liberando Mg^{2+} em quantidade suficiente para precipitar fosfato. Além disso, a dissolução da magnesita liberou CO_3^{2-} e HCO_3^- , que reduziram a densidade de carga positiva e, consequentemente, resultaram em uma menor remoção de fósforo devido à diminuição da interação eletrostática.

Outros substratos mais comuns a serem aplicados em WC para a adsorção de fósforo são fragmentos de tijolos cerâmicos. Roth (2020) cita que os elementos predominantes desse material são o carbono, oxigênio, alumínio, silício e ferro, dentre outros em quantidades inferiores a 1% como sódio, magnésio, cloro, potássio e cálcio. Dessa forma, a cerâmica vermelha tem se mostrado promissora para a adsorção de fósforo em sistemas alternativos para tratamentos de efluentes. Considerando essa composição química e suas propriedades adsorptivas, a camada de fragmentos de tijolos cerâmicos, desta pesquisa, pode ter influenciado no desempenho do sistema, especialmente na redução de fosfato.

Patyal, Jaspal e Khare (2024) avaliaram o desempenho de três sistemas de *wetland* construídos na remoção de fósforo e outros constituintes. O WC 1 foi preenchido somente com cascalho, enquanto os WC 2 e WC 3 foram preenchidos com resíduos de tijolo, telha e cascalho em uma proporção de 1:1:1. Os sistemas foram operados com um tempo de detenção hidráulica de 3 dias, apresentando eficiências médias na remoção do fósforo total de $42,86 \pm 11,37\%$, $74,27 \pm 6,14\%$ e $72,52 \pm 6,65\%$ para os sistemas 1, 2 e 3, respectivamente. O desempenho observado evidencia que os resíduos cerâmicos desempenham um papel promissor na estabilização de fósforo em sistemas baseados na natureza.

Cabral *et al.* (2021) também utilizaram a cerâmica vermelha como material adsorvente de baixo custo na remoção de fósforo. Aplicando equações não-lineares de pseudo-primeira e pseudo-segunda ordem, observaram uma eficiência de remoção de fósforo por adsorção de 53% em blocos cerâmicos vermelhos, 85% com a cerâmica vermelha pré-ativada quimicamente e 76% com a cerâmica vermelha pré-ativada termoquimicamente. Esse equilíbrio foi notado em pH 5,3 após 48 h de contato. Nesta pesquisa, o desempenho observado na estabilização do fósforo foi semelhante ($55,75 \pm 6,93\%$) quando aplicado a blocos cerâmicos sem ativação.

As conchas marinhas também possuem potencial para a adsorção de fósforo devido a presença de cálcio em sua composição. Uma vez que a sua estrutura e composição é predominantemente de carbonato de cálcio (SILVA *et al.* 2010).

Avaliando a recuperação de fósforo em lagos eutróficos, Lee *et al.* (2021) observaram as conchas de ostras apresentaram-se como um ótimo material adsorvente, tendo uma eficiência de 73% na remoção de fósforo para uma capacidade máxima de adsorção de 228,15 mg/g ao atingir o equilíbrio em 72 h.

No contexto da aplicação de substratos emergentes em WC, Bermúdez (2022) utilizou como meios suportes areia, conchas marinhas e fragmentos de tijolos cerâmicos. O material que mostrou a maior capacidade adsorvente para o surfactante foi a concha, com 0,0214 mg de surfactante removido por grama de material. Para o fósforo total, a areia demonstrou ter a maior capacidade de adsorção, com 0,0028 mg/g de fósforo removidos. Contudo, o estudo de referência cita que a adsorção não foi a principal via de remoção desses poluentes.

Lima (2021) utilizou de fragmentos de tijolos cerâmicos em um sistema de WC no tratamento de uma água cinza sintética caracterizada com $29,34 \pm 3,1$ mg.L⁻¹ de surfactante aniônico e observou uma eficiência de média de $85,98 \pm 24,74\%$ de redução dessa constituinte da massa líquida em 168 h de reação. Evidenciando que o material cerâmico possui propriedades adsorventes favoráveis para esse componente.

Dalahmeh *et al.* (2012) operaram colunas de filtro para infiltração de água cinza sintética utilizando como meios filtrantes cascata de árvore, gatilho ativado, espuma de poliuretano e areia. Os filtros de casca de árvore e o acionamento ativado foram os mais eficientes na remoção de surfactantes, ambos com uma eficiência maior que 99%. A areia também apresentou alta eficiência, com 96%, enquanto a espuma de poliuretano foi a menos eficiente, com 73%. Dentre os substratos avaliados, a areia foi a única utilizada nesta pesquisa. No entanto, é importante destacar que neste estudo o sistema foi operado com vegetação, o que pode ter contribuído para a redução de surfactantes, devido às interações sinérgicas entre a filtração pelo substrato e os processos biológicos mediados pelas plantas.

Nos estudos de Ramprasad e Philip (2016) dois sistemas de *wetland* construídos de fluxo subsuperficial foram operados com TDH de 8,29 a 9,9 dias e 14,3 a 14,9 dias para cada sistema, sendo um de fluxo vertical e outro de fluxo horizontal. Os sistemas foram preenchidos com areia, tijolo e cascalho e ofereceram eficiências máximas na remoção de surfactante aniônico de 85% a 95% para uma concentração inicial de $12,36 \pm 15,25$ mg.L⁻¹. Tempos

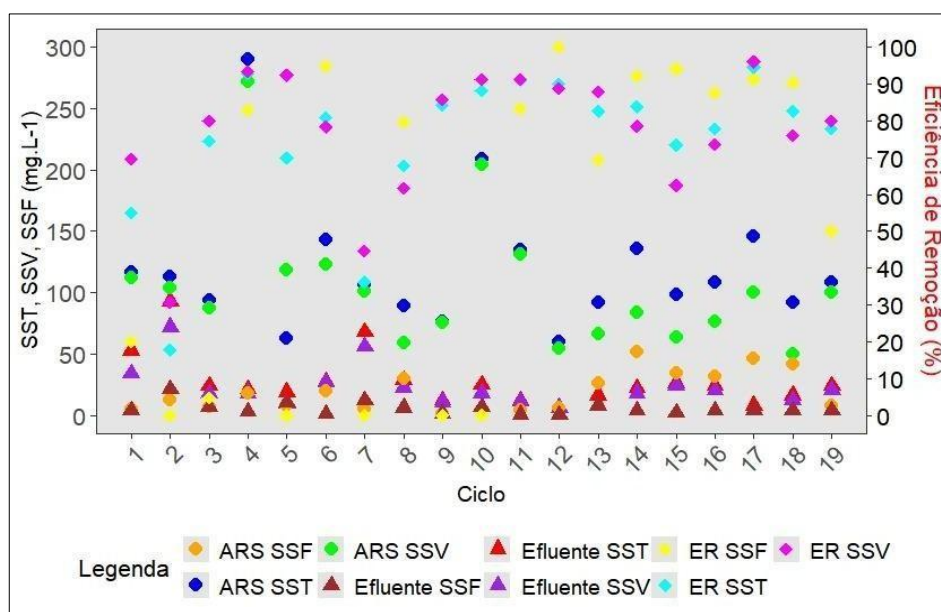
superiores ao aplicado para o WCMA, o qual alcançou eficiência média similar em menos tempo de contato, apresentando-se como vantajoso enquanto tratamento de águas residuárias.

5.2.3 Sólidos suspensos e dissolvidos

Das frações dos sólidos suspensos, a única regida pela COEMA N° 02 de 2017 é a do Sólidos Suspensos Totais (SST), contudo, as demais frações como os Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) e os Sólidos Suspensos Fixos (SSF) possuem relevância no monitoramento e controle operacional de sistemas biológicos de tratamento de efluentes.

As frações de SST, SSV e SSF fornecem informações indiretas da capacidade de biodegradabilidade ou não das partículas suspensas. Conforme a Figura 28 pode-se observar o perfil de decaimento dessas frações no efluente final. Uma vez que a maior parte dos SST afluente é caracterizada como volátil, ou seja, refere-se aquilo que é orgânico.

Figura 28 — Perfil de sólidos suspensos com frações no afluente e efluente



Fonte: Autor (2025).

Com uma concentração média de $126,96 \pm 69,89 \text{ mg.L}^{-1}$ de SST no afluente, o esgoto sintético foi caracterizado como um agente poluidor caso fosse despejado sem tratamento, visto que o VMP, para esse parâmetro, foi de até 100 mg.L^{-1} . Desse total, mais de 96% foi constituído de sólidos voláteis e menos de 4% são de sólidos fixos, o que justifica uma redução de 69,86% dos SST.

A concentração residual de SST de $41,71 \pm 26,93 \text{ mg.L}^{-1}$ caracterizou-se como significativamente menor 100 mg/L ($p < 0,05$), o que leva a rejeição da hipótese nula e aceita a

hipótese alternativa de que a média verdadeira é menor que 100 mg/L. O tratamento estatístico pode ser melhor visualizado na Tabela 14.

Tabela 14 — Frações de sólidos suspensos no afluente e efluente

	SST ARS	SST Efluente	SSV ARS	SSV Efluente	SSF ARS	SSF Efluente
Máximo (mg/L)	290,00	93,00	272,22	72,00	52,00	21,00
Mínimo (mg/L)	60,00	8,00	50,00	6,00	1,33	2,00
Média (mg/L)	119,79	27,60	104,27	21,46	18,99	5,39
DV (mg/L)	53,43	21,53	53,97	16,97	16,05	4,92
CV	0,45	0,78	0,52	0,79	0,85	0,91
ER (%)	74,78		76,99		-	
t valor		-14,658				
Graus de Liberdade		18				
e						
p valor		9,476E-12				

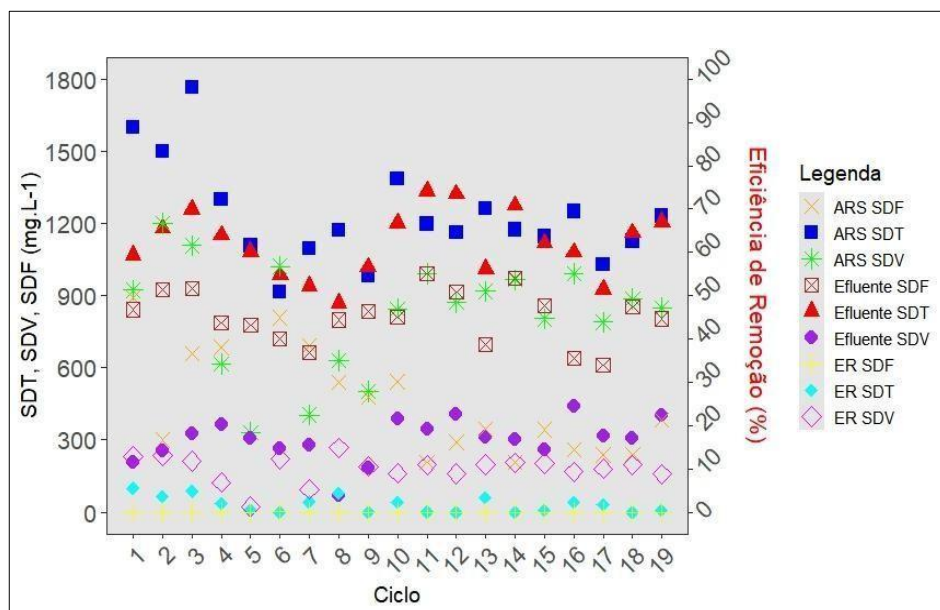
Fonte: Autor (2025).

Na tabela foi observada uma redução das concentrações médias de SST no efluente, de $126,96 \pm 69,86 \text{ mg.L}^{-1}$ para $41,71 \pm 26,93 \text{ mg.L}^{-1}$, indicando uma eficiente remoção de matéria orgânica suspensa. Com um valor-p 0,0002 há evidências estatísticas suficientes para rejeitar a hipótese nula de que a verdadeira média é menor ou igual a 100 mg/L, atendendo aos requisitos da legislação em questão.

Os SSV apresentaram uma redução considerável de $122,1 \pm 63,90 \text{ mg.L}^{-1}$ para $31,96 \pm 21,50 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente, evidenciando a eficácia na retenção de matéria orgânica em suspensão. Em contraste, os SSF mostraram uma variação menor, com um leve aumento de $13,10 \pm 8,74 \text{ mg.L}^{-1}$ para $21,00 \pm 6,38 \text{ mg.L}^{-1}$, refletindo uma produção de sólidos inorgânicos. Os coeficientes de variação baixos para SST, SSV e SSF refletem a consistência dos resultados, indicando uma operação estável dos WC na remoção de contaminantes suspensos orgânicos e inorgânicos.

Um comportamento similar foi observado para as frações dos sólidos dissolvidos, em razão do aumento de SDF no efluente final. Apesar disso, na Figura 29 permite visualizar a redução de SDT e SDV.

Figura 29 — Perfil de Sólidos dissolvidos com frações no afluente e efluente



Fonte: Autor (2025).

A concentração média de $1061,0 \pm 122,81 \text{ mg.L}^{-1}$ de SDT no efluente final reflete a uma eficiência média de apenas 17,25%. Contudo, em termos de SDV, a eficiência de remoção apresentou uma média de $60,08 \pm 0,22 \%$.

A resolução COEMA Nº 2 de 20217 não expressa um VMP para as frações de sólidos dissolvidos. Com isso, a estatística do teste-t e o teste de hipóteses foram realizados com base na referência de remoção alcançada no WC 3 do planejamento fatorial, uma vez que este trabalhou com o mesmo tempo reação do sistema em maior escala.

Com uma eficiência de remoção de 58,9% de SDT no WCME e a eficiência de remoção para essa mesma variável no WCMA foi de apenas 17,25%. Esta variável foi insignificante, uma vez que a hipótese alternativa é aceita devido o conjunto de dados mostrarem uma eficiência média menor do que aquela alcançada no WCME.

As frações SDV e SDF refletem o material não sedimentável orgânico e inorgânico, respectivamente. Apesar de não serem exigidos pela legislação em questão, essas variáveis auxiliam no controle operacional dos sistemas de tratamento. Na Tabela 15 estão apresentados os valores encontrados das frações dos sólidos dissolvidos no esgoto afluente e no efluente final.

Tabela 15 — Frações de sólidos dissolvidos no afluente e efluente

	SDT ARS	SDT Efluente	SDV ARS	SDV Efluente	SDF ARS	SDF Efluente
Máximo (mg/L)	1766,00	1334,00	1200,00	440,00	892,00	990,00
Mínimo (mg/L)	915,00	869,00	330,00	70,00	206,00	610,00
Média (mg/L)	1231,53	1114,79	823,66	301,79	467,44	811,95
DV (mg/L)	209,74	135,22	232,20	87,15	225,94	109,71
CV	0,17	0,12	0,28	0,29	0,48	0,14
ER (%)		10,46		60,08		-
t valor		-19,148				
Graus de Liberdade		18				
p valor		1				

Fonte: Autor (2025).

O comportamento de SDT, de $1282,10 \pm 278,06 \text{ mg.L}^{-1}$ no afluente para $1061,00 \pm 122,81 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente, representa uma eficiência de remoção de aproximadamente 17,25%. Esta diminuição é corroborada pelo baixo coeficiente de variação, sendo de 0,22, indicando consistência nos resultados. Contudo, não houve significância quando comparado com o desempenho do WCME, o qual apresentou melhores percentuais de remoção.

A fração de SDV mostrou uma redução mais substancial, de $757,96 \pm 304,24 \text{ mg.L}^{-1}$ para $250,22 \pm 87,41 \text{ mg.L}^{-1}$, resultando em uma eficiência de remoção de 66,99% e um CV de 0,12, sugerindo uma operação estável e eficaz na remoção de sólidos voláteis. Em contraste, a fração de SDF apresentou aumento, com uma variação de $637,34 \pm 175,29 \text{ mg.L}^{-1}$ para $808,56 \pm 87,51 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente, indicando uma geração de sólidos dissolvidos inorgânicos durante o processo de tratamento.

A tecnologia de *wetland* construída é tecnicamente chamada de filtro plantado devido à presença de substratos que podem atuar como material filtrante. No estudo de Saeed *et al.* (2020), materiais orgânicos como biochar, carvão e coco-peat, resíduos de escórias e materiais de construção como cascalho e bloco de concreto foram utilizados como substratos em diferentes *wetland* operados com a estratégia de fluxo de maré, com ciclos de 1h cheio/1h vazio, 1h cheio/0,5h vazio, 2h cheio/1h vazio e 2h cheio/0,5h vazio. Essas condições ofereceram eficiências de remoção maiores que 97% para os sólidos suspensos totais. Este estudo, apresentou uma estratégia inovadora, combinando o fluxo de maré com o uso de substratos emergentes, influenciando positivamente no desempenho do sistema. O tempo mostrou-se suficiente para retenção de partículas em suspensão, assim como a porosidade dos substratos podem ter contribuído para

eficiência observada.

Com 266 dias de operação, Sánchez; Ruiz e Soto (2023) observaram uma eficiência média de $97,9 \pm 0,2\%$ na remoção de SST ao operar um sistema combinado com reator anaeróbio de fluxo ascendente seguido de um sistema de *wetland* construído de fluxo vertical preenchido com cascalho, areia grossa e areia fina.

Compaoré *et al.* (2024) também observaram um bom desempenho na remoção de sólidos suspensos. Utilizando cascalho granítico e areia fina como substrato, para tratamento de uma água cinza altamente carregada com uma concentração média afluente de 1439 mg/L de sólidos suspensos foi registrado 96% de remoção de SST.

Samsó e Garcia (2013) observaram a estabilidade bacteriana entre 400 e 700 dias após o início da operação. Após a estabilização, notaram o acúmulo de sólidos inertes com colocação das partículas para mais perto da saída do sistema. Embora este estudo tenha operado o sistema por apenas 133 dias, foi possível observar uma produção significativa de SSF, possivelmente relacionada à deposição de materiais inorgânicos ao longo do tempo de operação. Essa tendência, mesmo num período mais curto, reforça a possibilidade de processos semelhantes ocorrerem em escalas temporais mais reduzidas, dependendo das condições operacionais específicas.

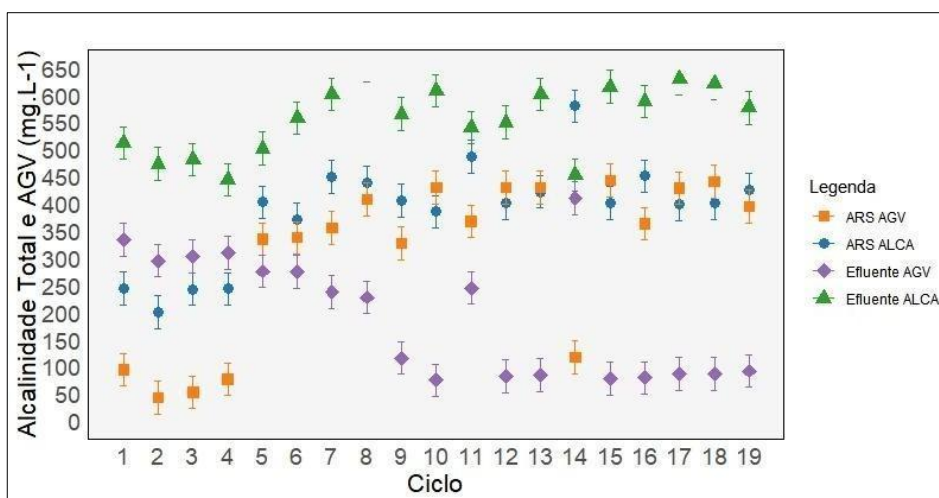
O leito constituído de areia, concha e tijolos apresentou eficiências inferiores na remoção de SST em comparação com os trabalhos consultados que empregaram outros tipos de materiais como substratos principais. Enquanto outros estudos alcançaram eficiências superiores a 96% na remoção de SST, a composição diferente dos substratos utilizados nesta pesquisa pode ter influenciado esses resultados. A presença de concha e tijolos no substrato pode ter contribuído para a deposição de materiais inorgânicos ao longo do tempo de operação. No contexto dos sólidos dissolvidos, Faisal *et al.* (2023) observaram um aumento na concentração de sólidos dissolvidos totais em quatro sistemas de *wetland* construídos, operados com 5 dias cheios e 10 dias vazios. A água residuária foi caracterizada com 532 a 876 mg/L de SDT e valores residuais relativamente próximos a 1500 mg/L, logo após o tratamento. Os substratos utilizados foram cascalho grosso, cascalho fino, areia e lodo de esgoto. Os pesquisadores relacionaram esse aumento com a decomposição das plantas, que podem liberar nutrientes para o meio líquido, e com a liberação de sais solúveis pela interação entre o biofilme e o substrato. Neste estudo, não houve aumento nos SDT, mas o comportamento foi diferente para SDF.

Recentemente, Patyal, Jaspal e Khare (2024) desenvolveram uma pesquisa com sistemas de *wetland* construídos preenchidos com resíduos de tijolos, telhas e cascalho e verificaram baixas reduções na concentração de SDT, uma vez que o esgoto afluente foi caracterizado com 730 mg/L e os efluentes com 600 a 640 mg/L. Essa baixa eficiência também foi observada neste estudo, com uma eficiência de remoção de apenas 10,46%. Essa baixa eficiência pode estar associada à liberação de componentes inorgânicos, como íons de cálcio e magnésio, uma vez que conforme a literatura, estes são os principais constituintes dos substratos implementados. Além disso, foi observado que mais de 70% dos sólidos dissolvidos correspondem a componentes inorgânicos.

5.2.4 Alcalinidade e AGV

A alcalinidade e os AGV são parâmetros de monitoramento de sistemas biológicos para tratamento de efluentes. Nesta pesquisa, notou-se uma produção de alcalinidade no efluente final e uma redução dos AGV pós tratamento no WCMA. Para melhor visualização desse comportamento, na Figura 30 estão apresentados os dados de alcalinidade total AGV.

Figura 30 — Perfil de alcalinidade e ácidos graxos voláteis no esgoto afluente e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

Com uma produção de 38,42% na alcalinidade total e uma redução de 36,26% nos ácidos graxos voláteis, a concentração média de $419,97 \pm 40,30 \text{ mg.L}^{-1}$ de alcalinidade total indicou um efluente alcalino. Além disso, a alta concentração de AGV de $354,95 \pm 29,84 \text{ mg.L}^{-1}$, pode estar associada à natureza do esgoto sintético, uma vez que se tratou de um efluente com

uma alta concentração de matéria orgânica. Para melhor visualização, a estatística descritiva para essas duas variáveis está detalhada na Tabela 16.

Tabela 16 — Variações da alcalinidade e dos ácidos graxos voláteis no esgoto afluyente e no efluente final

	Alcalinidade ARS	Alcalinidade Efluente	AGV ARS	AGV Efluente
Máximo (mg/L)	579,59	654,83	442,39	410,12
Mínimo (mg/L)	200,70	443,78	43,30	75,09
Média (mg/L)	386,93	556,50	309,08	194,26
DV (mg/L)	93,87	63,34	147,85	111,83
CV	0,24	0,11	0,48	0,58
	Produção (%): 38,42		Redução (%): 36,26	

Fonte: Autor (2025).

O processo de nitrificação consome 7,1 g de alcalinidade para cada grama de nitrogênio nitrificado, enquanto que a desnitrificação devolve em torno de 3 g de alcalinidade como CaCO_3 para cada grama de nitrato reduzido (KADLEC; WALLACE, 2008). O comportamento da alcalinidade total foi semelhante ao citado na literatura, considerando que foi oxidado uma concentração média de 43,52 mg/L de nitrogênio amônia, não sendo observado acúmulo de nitrito e nitrato, o que corresponde uma desnitrificação completa da fração de amônia oxidada. Dessa forma, teoricamente, a concentração média de alcalinidade total correspondente é de 598,08 mg/L, configurando um desvio de apenas 2,8%.

Alcalinidade e os ácidos graxos voláteis são caracterizados como parâmetros de monitoramento. O acompanhamento dessas variáveis permite entender a dinâmica de um sistema de tratamento biológico de efluentes.

A redução de 36,26% dos ácidos graxos voláteis pode estar relacionada com a digestão anaeróbia, haja vista durante o processo de digestão anaeróbia, na fase acidogênica, há uma quantidade de AGV produzida, principalmente ácido acético, ácido propiônico e ácido butírico (Li *et al.* 2023). Na ausência de fatores de estresse, nos processos de digestão, especialmente em condições anaeróbias, não haverá acúmulo significativo de AGV (DE AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Monteiro (2009) operou um sistema de WC de fluxo subsuperficial horizontal tratando água cinzas e observou um aumento na alcalinidade total a qual foi associado ao incremento de dióxido de carbono resultante da decomposição da matéria orgânica e ao processo respiratório

das raízes das plantas. Os valores observados de alcalinidade na entrada foram de aproximadamente 200 mg/L, enquanto que nas saídas, observou aproximadamente 350 mg/L, em relação aos valores máximos observados. Esses valores são inferiores aos observados neste estudo, contudo, a concentração de matéria orgânica no estudo de referência (abaixo de 600 mg/L), em termos de DQO, foi menor do que a aplicada nesta pesquisa.

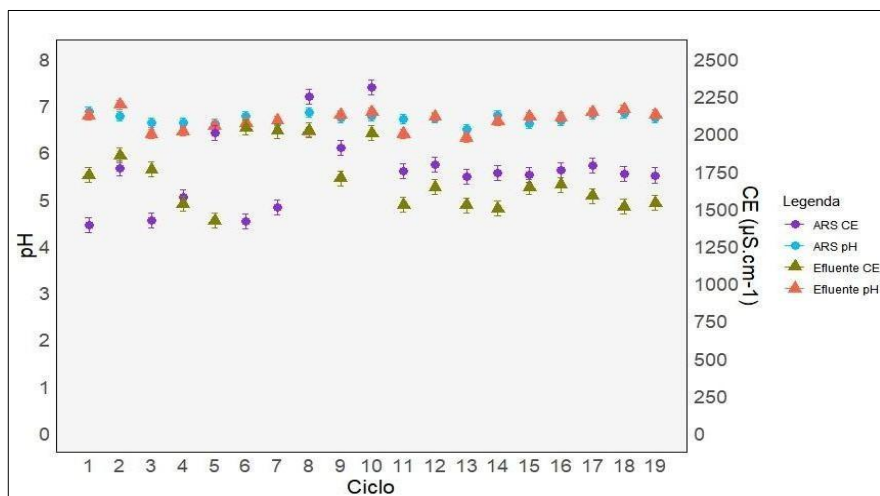
O aumento da alcalinidade também pode estar relacionado com a composição dos substratos. As conchas marinhas são compostas principalmente de carbonato de cálcio. Durante o tempo de contato entre o efluente e os substratos, as conchas marinhas podem ter liberado carbonato e bicarbonato de cálcio. Além disso, os tijolos cerâmicos podem conter certos minerais que também contribuem para a alcalinidade.

Nos estudos de Bermúdez (2022) foi observado um aumento de 333% na alcalinidade, em razão da concentração no afluente ser em média de $124,55 \pm 10,96 \text{ mg.L}^{-1}$ e no efluente apresentar em média $413,75 \pm 112,75 \text{ mg.L}^{-1}$. Essa produção de alcalinidade foi relacionada com a presença de conchas marinhas como substrato, sendo uma possível fonte de liberação de alcalinidade no meio aquoso.

5.2.5 pH e condutividade elétrica

O monitoramento do parâmetro pH apresentou pouca variação tanto no afluente como no efluente final. Diferentemente do que foi observado para a condutividade elétrica. Na Figura 31 pode-se observar o perfil do pH e o comportamento da condutividade elétrica.

Figura 31 — Perfil de pH e da condutividade elétrica no esgoto afluente e no efluente final



Fonte: Autor (2025).

O pH no afluente e efluente do sistema permaneceram próximos à neutralidade, atendendo ao valor VMP regido pela legislação em questão, a qual estipula um padrão de 6 a 9 para lançamento no corpo hídrico. Do contrário, não existe um VMP para condutividade elétrica para esse tipo de disposição final.

No contexto do reúso, o artigo nº 38 da resolução COEMA Nº 02 de 2017 determina um VMP de condutividade elétrica de até 3000 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ para aqueles efluentes que apresentarem pH de 6 a 8,5. Valores condizentes com os encontrados nesta pesquisa, a qual encontrou um valor médio de pH igual a $6,73 \pm 0,10$ no afluente, e $6,64 \pm 0,20$ no efluente. Uma média de condutividade elétrica de $1784,74 \pm 348,32$ no afluente e $1785,93 \pm 220,69$ no efluente final.

O teste de hipótese foi aplicado somente para a CE, dado que o pH é caracterizado com um parâmetro de monitoramento, enquanto que a CE é um parâmetro de desempenho. Dessa forma, considerando o VMP de 3000 $\mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$, os valores de CE no efluente apresentaram-se como significante ($p < 0,05$).

A estatística descritiva desses dois parâmetros revelou baixa variação do desvio padrão em relação à média para o pH. No entanto, as variações para a condutividade elétrica foram mais notáveis. A observação dessas variações permite visualizar a dispersão dos dados em relação à média. Esses valores podem ser melhor observados na Tabela 17.

Tabela 17 — valores de pH e condutividade elétrica no afluente e efluente

	pH ARS	pH Efluente	CE ARS	CE Efluente
Máximo (mg/L)	6,88	7,02	2310,00	2040,00
Mínimo (mg/L)	6,51	6,32	1390,67	1420,00
Média (mg/L)	6,72	6,68	1750,88	1694,91
DV (mg/L)	0,10	0,20	247,09	201,69
CV	0,01	0,03	0,14	0,12
t valor				-28,203
Graus de Liberdade				18
p valor				2,2e-16

Fonte: Autor (2025).

A baixa variação do pH observada pode ter sido favorável para a estabilidade do sistema, uma vez que, diante dos dados já apresentados anteriormente, o WCMA apresentou valores de eficiência satisfatórios, atendendo aos requisitos legais da resolução estadual do Ceará.

As reações químicas e bioquímicas são fortemente influenciadas pelo pH do meio. Apesar da presença de um corante ácido, não foram observados valores de pH diferentes da caracterização típica de uma água residuária com elevadas concentrações matéria orgânica e nutrientes. Por outro lado, a condutividade elétrica tem se mostrado elevada, porém, se manteve abaixo do valor de referência. As conchas marinhas e o tijolo cerâmico podem liberar sais minerais, interferindo tanto no pH do meio quanto na condutividade elétrica. Contudo, as baixas variações no pH observadas podem estar associadas ao tamponamento proporcionado pelos substratos, especialmente pelas conchas, que possuem propriedades naturais de tamponamento devido à sua composição rica em carbonato de cálcio. Por outro lado, a baixa variação na CE pode ser atribuída à absorção de sais pelas macrófitas. Dessa forma, a combinação de tamponamento pelos substratos e a atividade das macrófitas podem minimizar as flutuações de pH e condutividade.

Munir *et al.* (2023) utilizaram biochar derivado da palha de milho combinado com óxidos metálicos verdes como substratos em sistemas de WC e observaram pH entre 6,9 e 7,4, além de uma eficiência de remoção de condutividade elétrica de até 68% no efluente final após 7 dias de tempo de retenção, durante um período de 10 semanas. O tratamento foi realizado em uma água residuária fortificada com 100 mg/L de corante reativo Golden Yellow Merl (Amarelo 145), que apresentou pH inicial de 7,5 e condutividade de 2,5 mS/cm, alcançando uma eficiência de remoção de corante de até 95%. No presente estudo, o pH se manteve entre 6,5 e 6,88 na ARS e entre 6,32 e 7,02 no efluente final, com a condutividade elétrica variando ao longo dos ciclos. Observou-se um aumento da condutividade nos ciclos 1, 2 e 3, seguido por redução nos ciclos 4 e 5. Nos ciclos 6 e 7, houve um novo aumento, seguido de outra redução do ciclo 8 ao ciclo 19. Contudo, tanto nos períodos de aumento quanto de redução, os valores apresentados foram mais baixos, com uma média de 11,24% de redução e 26,22% de aumento, indicando que o comportamento da condutividade elétrica no presente estudo foi menos pronunciado do que o apresentado por Munir *et al.* (2023). Esse comportamento pode ser explicado pelos processos de adsorção e dessorção, bem como pela possível influência dos substratos, que podem ter liberado íons para o meio reacional.

Almaamary *et al.* (2022) aplicaram a tecnologia *wetland* construído de fluxo subsuperficial em modos de lote e contínuo para tratamento de uma água residuária dopada com uma mistura de corantes, sendo o azul de metileno e alaranjado em concentrações de 0, 50, 75 e 100 mg/L e verificaram eficiências variáveis de 75% a 90% com um tempo de retenção hidráulica de 7 dias por um período de 72 dias. Nessas condições, o pH variou de 6,5 a 7,9 no

sistema em lote. Enquanto que no sistema contínuo foi observado uma variação de 6,9 a 7,6. Valores similares aos observados nesta pesquisa em 70 dias de operação. Os pesquisadores associaram essas variações à degradação do corante, atribuindo-a à liberação de ácido pirúvico pela quebra da ligação orgânica do corante, acidificando o meio.

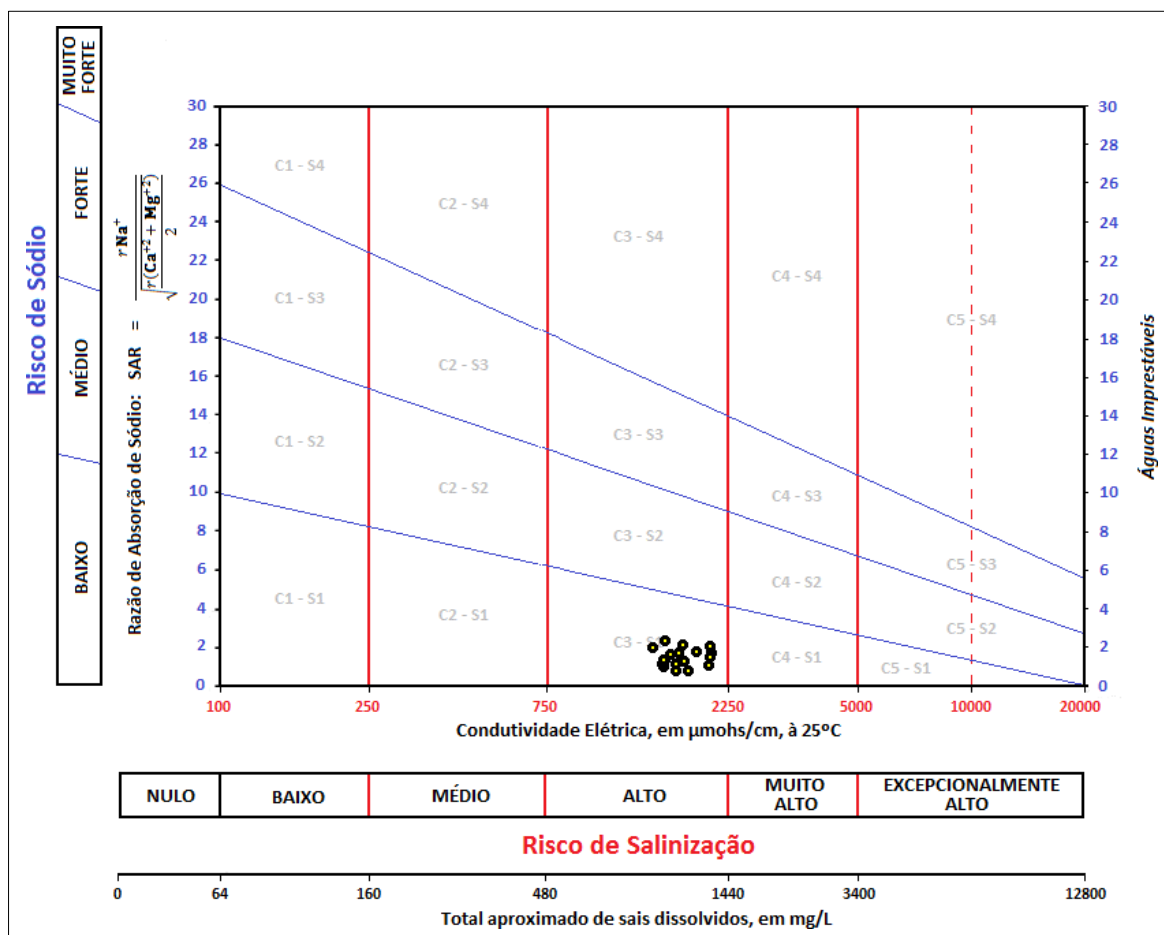
Em um estudo conduzido por Hussein e Scholz (2017), a condutividade elétrica nos efluentes de diferentes *wetlands* apresentou variações associadas às concentrações de corante e aos tempos de reação. Para concentrações mais baixas dos corantes BR46 e AB113 (7,0 mg/L), observou-se um aumento na condutividade elétrica nas *wetland* com tempos de contato mais curtos (48 h), indicando potencialmente uma maior capacidade de remoção de íons e espécies carregadoras. Em contrapartida, para concentrações mais elevadas de AB113 (215 mg/L), a condutividade manteve-se similar à do afluente em *wetland* com tempos de contato prolongados (96 h). No caso do corante BR46, verificou-se um aumento estatisticamente insignificante na condutividade dos efluentes dos *wetland* 15/16 ($389 \pm 99,73 \mu\text{S/cm}$) e *wetland* 19/20 ($385 \pm 83,21 \mu\text{S/cm}$) em comparação com o afluente ($357 \pm 112,3 \mu\text{S/cm}$), evidenciando variações na eficácia dependendo das condições específicas de operação. Esses valores foram inferiores aos observados neste estudo, contudo o comportamento foi similar, uma vez que houve um pequeno aumento na concentração média de condutividade elétrica em 96 horas de reação.

O conjunto fluxo de marés de 96 h cheio/72 h vazio e substratos mostraram eficientes no tratamento da água residuária sintética dopada com corante. O WCMA alcançou um bom desempenho, atendendo os requisitos legais da resolução COEMA Nº 02 de 2017. E para aqueles parâmetros não exigidos de forma expressiva por esta resolução, apresentaram valores residuais semelhantes aqueles observados no WCME, especialmente para os parâmetros de fósforo total, surfactante e SDT. Mostrando que, apesar de terem sido operados com espécies de macrófitas diferentes, o desempenho foi semelhante.

5.2.6 Metais e razão de adsorção de sódio

A Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e a Condutividade Elétrica (CE) é utilizada para a classificação da água para fins de irrigação. Esses parâmetros indicam a percentagem de sódio contido em uma água que pode ser adsorvido pelo solo (BRAGA *et al.* 2020). Na Figura 32 é apresentado um diagrama com as classes de risco de sodificação e de salinização dos 19 ciclos operados no WCMA.

Figura 32 — Classes de riscos dos efluentes finais dos 19 ciclos operados



Fonte: Qualigraf (FUNCME, 2025)

Conforme apresentado no diagrama, não foram identificadas diferenças nas classificações ao longo dos 19 ciclos estudados. Na Tabela 18 estão elencados os resultados de metais: cálcio, sódio e magnésio acompanhados dos valores de condutividades elétrica, a RAS e as respectivas classificações.

Tabela 18 — Classificação do efluente final para reúso na irrigação

Ciclo	Ca (mg.L ⁻¹)	Mg (mg.L ⁻¹)	Na (mg.L ⁻¹)	CE (µS.cm ⁻¹)	RAS	Classificação
1	200	120	59,92	1724	0,8270	C3 - S1
2	225	135	99,41	1854	2,1686	C3 - S1
3	150	160	131,25	1760	1,1071	C3 - S1
4	160	130	57,79	1532	1,3519	C3 - S1
5	145	110	155,46	1420	0,8464	C3 - S1
6	115	135	135,07	2040	0,9955	C3 - S1
7	130	110	110,02	2020	1,1624	C3 - S1
8	120	125	137,00	2022	1,1880	C3 - S1
9	110	105	92,19	1702	1,7019	C3 - S1
10	110	105	132,53	2003	1,6395	C3 - S1
11	185	140	82,00	1526	1,3917	C3 - S1
12	185	190	109,60	1642	1,2936	C3 - S1
13	160	230	71,38	1522	1,7765	C3 - S1
14	145	205	79,45	1501	0,8224	C3 - S1
15	175	125	82,42	1642	2,3692	C3 - S1
16	185	175	93,89	1659	2,0242	C3 - S1
17	210	155	133,38	1585	1,7166	C3 - S1
18	160	225	137,20	1512	2,0889	C3 - S1
19	160	175	107,05	1538	0,5267	C3 - S1
Média	159	150	105,63	1695	1,4209	
DP	34	40	29,07	202	0,5202	

DP: Desvio padrão. Fonte: Autor (2025).

Com base nos resultados apresentados no diagrama e na Tabela 18, é possível verificar que não houve variação de classificação entre os dados apresentados. Com uma concentração média de 159 ± 34 mg.L⁻¹ para cálcio, 150 ± 40 mg.L⁻¹ para magnésio, $105,63 \pm 259,07$ mg.L⁻¹ para sódio e 1695 ± 202 µS.cm⁻¹ de condutividade elétrica, a RAS apresentou um valor médio de $1,4209 \pm 0,5202$, refletindo uma classificação C3 (alta salinidade) quando só pode usar em solos bem drenados para evitar a salinização, e apenas os vegetais de alta tolerância salina devem ser cultivados. A classificação com base ao risco de sodificação foi S1 (fracamente sódica) podendo ser utilizado em quase todos os solos e se prestam ao cultivo de quase todos os vegetais (FUNCEME, 2014; BRAGA *et al.* 2020). Salienta-se que a ARS apresentou a mesma classificação nos 19 ciclos, com uma média de RAS de $2,4198 \pm 0,5356$ para uma concentração média de Ca²⁺ de $53,16 \pm 9,64$ mg.L⁻¹, Mg²⁺ de $55,26 \pm 16,37$ mg.L⁻¹ e Na⁺ $104,94 \pm 18,45$ mg.L⁻¹.

Apesar dos valores de condutividade permanecerem adequados para o reúso (<3000 µS.cm⁻¹) é imperativo que a salinidade e o risco de sodificação do solo sejam considerados quando se pretende utilizar água de reúso na agricultura.

Silva, Ramos e Bernardes (2018) avaliaram a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) em *wetlands* construídos (WC) plantados e não plantados e observaram que o risco de salinização é maior nos solos não plantados, com valores de RAS variando de 0,11 a 0,24 mmol/L nos sistemas plantados e de 0,07 a 0,19 mmol/L nos sistemas não plantados. Esses valores foram considerados dentro dos limites normais, não impactando o crescimento das plantas. Embora os valores encontrados nesta pesquisa sejam inferiores aos reportados por Silva *et al.* (2018), destaca-se que a composição da ARS na presente pesquisa incluiu diferentes eletrólitos, com concentrações mais elevadas, podendo impactar na qualidade do efluente final.

Martínez *et al.* (2017) aplicou um WC utilizando escórias de alto-forno como leito filtrante para tratar uma água residuária com condutividade elétrica média $2481 \pm 67 \mu\text{S}.\text{cm}^{-1}$ e uma RAS aproximada de 5,5 a 6 meq/L e observou que houve aumento dessas variáveis logo após um TDH de 8,7 dias. O leito filtrante foi caracterizado com 40% de CaO (óxido de cálcio) e 8% de MgO (óxido de magnésio), componentes semelhantes aos dos substratos implementados nesta pesquisa. Dessa forma, a alta salinidade observada pode estar associada com a composição das conchas marinhas e dos fragmentos cerâmicos, que apesar da ARS já apresentar essas características, os substratos não conseguiram reduzir o risco de salinidade.

Quanto a macrófita plantada no sistema de WC, está também pode interagir com a concentração de sais presente no meio reacional, podendo apresentar sinais de toxicidade ou não. Nos estudos de Schurkamp; Lishawa; Ohsowski (2024), em 88 dias de investigação experimental, a *Typha* reduziu significativamente o Cl^- em um lixiviado e o Na^+ no solo. A *Typha* apresentou maiores concentrações de Na^+ , Cl^- e água em seus tecidos, enquanto *Phragmites* mostrou uma estratégia de exclusão de sal, evidenciada pela maior razão $\text{K}^+:\text{Na}^+$ e concentrações de Na^+ no solo semelhantes às dos controles. Considerando que a propriedade química do solo utilizado possuía altas concentrações de Na^+ ($1033 \pm 248 \text{ ppm}$), Cl^- ($1506 \pm 48 \text{ ppm}$) e Ca^{2+} ($3138 \pm 277 \text{ ppm}$), valores superiores aos implementos na ARS deste estudo.

A composição do substrato e do esgoto afluente ao sistema de tratamento influencia consideravelmente na saturação do leito (ZHONG *et al.* 2022). As conchas marinhas e os fragmentos de tijolos cerâmicos são caracterizados por apresentarem minerais na sua composição química. A verificação do aumento dos SDF e pode estar associada com a liberação de íons para o meio líquido, conferindo a alta salinidade no efluente final.

Em um WC preenchido com fragmentos de tijolos cerâmicos operado por Roth *et al.* (2021) observaram maior abundância de bactérias nitrificantes quando a inundação era de 24 h e menos abundância quando operou com 36 h ao tratar uma água residuária com CE próximo

a 1000 $\mu\text{S.cm}^{-1}$. Sendo associada essa redução na comunidade bacteriana com o tempo de contato no meio reacional. O que pode também ter ocorrido neste estudo, uma vez que se observou uma baixa eficiência relativa de remoção de nitrogênio amoniacal ao adotar um longo período de cheia (4 dias) e para tratar uma ARS com alta salinidade.

5.3 Microbiologia do sistema

Apesar de haver na literatura evidências de processos por adsorção pelos materiais aplicados como suportes nesta pesquisa, os consórcios microbianos desempenham um papel crucial na estabilização de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo. Por esse motivo, foram realizadas análises microbiológicas no primeiro dia e aos 70 dias de operação. Entre os diversos microrganismos envolvidos, destacam-se as Bactérias Oxidadoras de Amônio (BOA), as Bactérias Oxidadoras de Nitrito (BON), as desnitrificantes e as heterotróficas, fundamentais para esta pesquisa, dado que a água residuária sintética apresenta altas concentrações de DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo total. Além disso, a tecnologia aplicada baseia-se em processos biológicos para a estabilização desses contaminantes, cuja quantificação está detalhada na Tabela 19.

Tabela 19 — Quantificação de consórcios microbianos

	BOA	BON	Desnitrificantes	Heterotróficas
		NMP.100 mL⁻¹		UFC.mL⁻¹
1 dia	68	0	330	2,50E+07
70 dias	3400000	0	270000	2,19E+08
133 dias	3,30E+08	68	1,10E+08	1,72E+12

BOA: Bactérias oxidadoras de amônia; BON: Bactérias oxidadoras de nitrito. Fonte: Autor (2025).

Ao longo do período de 133 dias de operação, observou-se um significativo crescimento dos consórcios microbianos envolvidos no tratamento biológico. Inicialmente, as BOA e as desnitrificantes foram quantificadas em menor concentração, enquanto as bactérias heterotróficas foram encontradas em maior concentração logo ao fim da fase de adaptação e no início da operação. No decorrer do período amostral, houve um aumento notável na quantidade de BOA e desnitrificantes, além de um crescimento significativo das bactérias heterotróficas. Essa dinâmica evidencia a adaptação dos microrganismos ao ambiente e a maturação do sistema

biológico ao longo do período de operação, o que mostrou ser crucial para a eficácia no tratamento de águas residuais. Contudo, não foram identificadas bactérias oxidadoras de nitrito.

As BOA são responsáveis pelo processo de nitrificação, oxidação do amoníaco a nitrito, e as BON são responsáveis por realizar o processo de nitratação, oxidação do nitrito a nitrato. A ocorrência desses dois processos resulta na nitrificação completa (FILHO, 2009; SANTOS, 2014).

As bactérias desnitrificantes são responsáveis pela conversão do nitrato (NO_3^-) em gás nitrogênio (N_2), passando por intermediários como nitrito (NO_2^-), óxido nítrico (NO), e óxido nitroso (N_2O). Por outro lado, as bactérias heterotróficas são essenciais para a degradação de compostos orgânicos, contribuindo para a remoção de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e outros poluentes.

Santos (2014) cita que quase todas as bactérias desnitrificantes são capazes de utilizar o nitrito substituindo o nitrato como aceptor final de elétrons, além de usar também diferentes compostos orgânicos como doadores de elétrons ou fonte de energia. Dessa forma, possivelmente essa tenha sido uma via metabólica exercida pelas bactérias desnitrificantes identificadas desde o início da operação do WCMA, uma vez que não foi verificado acúmulo de nitrito no sistema. Em resumo, mesmo com a ausência de BON houve desnitrificação completa para a amônia oxidada.

Estudando sistemas de *wetlands* construídos, Tan *et al.* (2020) identificaram a nitrificação heterotrófica e a desnitrificação aeróbia como principais vias de transformação do nitrogênio. O sistema operou em regime *em fluxo de marés* com períodos de 10 horas cheio e 2 horas vazio, com uma fase de adaptação de 30 e 45 dias e uma operação estável de 360 dias. Além disso, foram plantados 16 mudas/m² e a influência das razões de carbono e nitrogênio (C/N) foi considerada, variando entre 1, 3 e 6, levando à detecção de 16 gêneros de bactérias envolvidas na remoção de nitrogênio. As BOA, principalmente do gênero *Nitrosomonas*, apresentaram baixa abundância relativa (< 0,52%), enquanto as BON, principalmente do gênero *Nitrospira*, mostraram aumento em baixas temperaturas, porém com abundâncias relativas abaixo de 1,53%. Entre as bactérias desnitrificantes, destacaram-se as aeróbias e nitrificantes heterotróficas, como os gêneros *Aeromonas*, *Hydrogenophaga*, *Gemmobacter*, *Zoogloea* e *Pseudomonas*. *Chryseobacterium* foi predominante em algumas fases, mas sua abundância diminuiu em condições de baixa temperatura, enquanto *Acidovorax* foi dominante, com abundância relativa variando de 14,26% a 22,33% na razão C/N de 6,0. As bactérias

desnitrificantes anaeróbias facultativas, incluindo os gêneros *Thermomonas*, *Rhodanobacter* e *Pseudoxanthomonas*, também foram detectadas.

Aplicando a variação operacional de fluxo de maré de 12 h cheio e 12 h vazio, Liu *et al.* (2020) destacaram que o fluxo de maré é o principal mecanismo de transferência de oxigênio. Este estudo identificou que bactérias desnitrificantes como *Dechloromonas*, *Acidovorax*, *Chryseobacterium* e *Thermomonas* desempenharam um papel significativo no microbioma dos *wetland* preenchidos com shale ceramsite e alumina ativa, representando uma proporção maior do que nos sistemas compostos apenas por shale ceramsite ou apenas por alumina ativa.

Apesar de apresentar grupos de microrganismos semelhantes aos encontrados neste estudo, os gêneros identificados nos estudos de referência podem não ser os mesmos que se desenvolveram no WCMA. Isso ocorre porque as condições ambientais podem variar significativamente, incluindo pH, temperatura, concentração de oxigênio, área superficial para crescimento do biofilme, entre outros fatores que podem influenciar a composição e a atividade das comunidades microbianas.

A seleção adequada do substrato é crucial para o crescimento dos microrganismos e plantas em *wetland* construídos, influenciando diretamente o desempenho biótico desses sistemas (GUERRERO-BROTOS *et al.* 2024). Nesse contexto, substratos como plástico, borracha, mistura de solo, casca de noz, biochar, resíduos orgânicos, lodo de alumínio e agregado leve são recomendados por sua capacidade de aliviar entupimentos físicos, químicos e biológicos. Em contrapartida, substratos como casca, escória de aço, escória de alto-forno, zeólita e solo podem facilmente gerar substâncias que causam entupimentos por fósforo, comprometendo a eficiência do sistema (ZHONG *et al.* 2022). Dessa forma, o aprofundamento sobre a aplicação das conchas marinhas e dos tijolos cerâmicos com longos períodos de operação é essencial para avaliar a capacidade de saturação desses materiais e seu impacto no crescimento do biofilme. Uma vez que a quantidade e composição das Substâncias Poliméricas Extracelulares (EPS), podem contribuir para o entupimento do substrato (ZHOU *et al.* 2020).

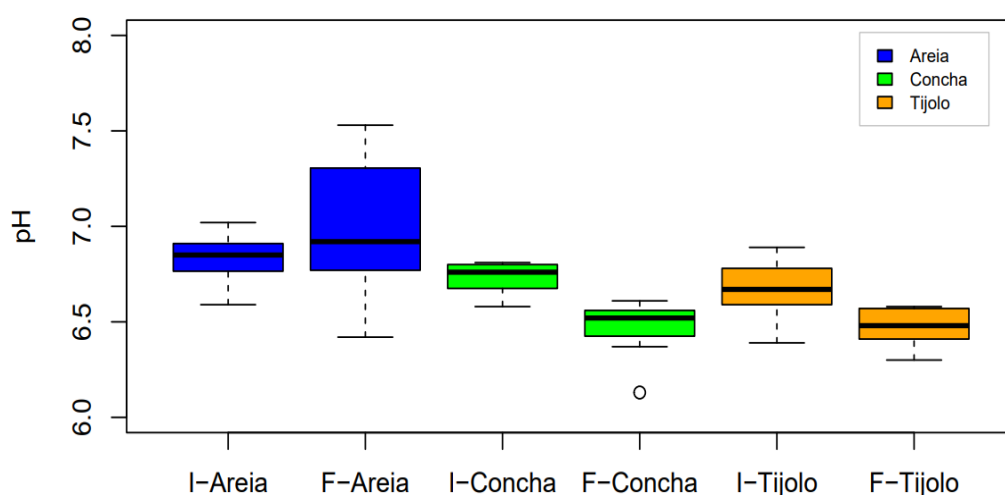
A alta carga orgânica, nitrogenada e fosfatada no esgoto afluente, mostraram-se favoráveis para o desenvolvimento e atividade desses microrganismos envolvidos, exceto para BON. Além disso, a aplicação da macrófita *Typha spp.* e a variação operacional contribuíram para a oxigenação adequada no meio reacional onde os consórcios microbianos se desenvolvem, otimizando ainda mais o processo biológico de remoção de contaminantes. Salienta-se que essas quantificações foram verificadas no efluente final, o que indica que, possivelmente, houvessem maiores concentrações desses microrganismos aderidos aos meios suportes, especialmente para

BON, as quais não foram detectadas na saída do sistema.

5.4 Monitoramento *in situ*

O monitoramento do pH nas diferentes camadas do WCMA, no início e no fim do Tempo de Reação (TR), permitiu verificar um aumento na camada da areia, enquanto que nas camadas de concha e tijolo houve redução. Na Figura 33 está apresentada uma representação desse comportamento.

Figura 33 — Perfil de pH nas diferentes camadas de substrato



Fonte: Autor (2025).

Apesar dos dados observados indicarem essa mudança de valores de pH entre o início e o fim da reação, essas variações não foram significativas. No início do TR, o pH médio da areia era de $6,83 \pm 0,13$, enquanto que no fim do TR o pH passou para $7,07 \pm 0,37$. Na camada da concha o pH inicial era de $6,73 \pm 2,13$ e no fim do TR passou para $6,51 \pm 0,08$. No Tijolo o pH médio no início do TR foi de $6,69 \pm 0,15$ e no fim do TR passou para $6,5 \pm 0,15$. Todos esses valores estão apresentados na Tabela 20, acompanhados dos valores máximo, mínimo e do coeficiente de variação para cada camada.

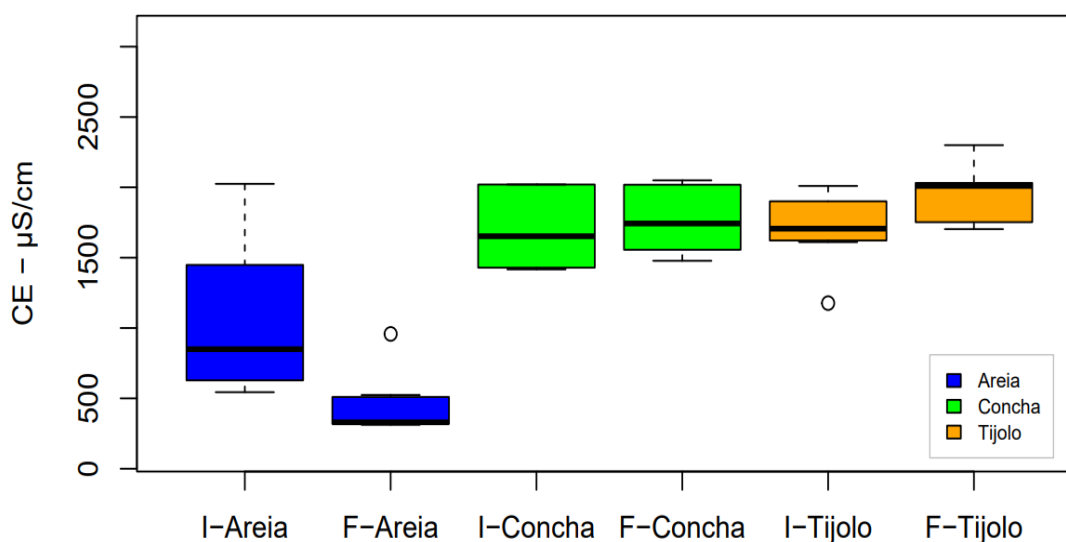
Tabela 20 — Valores de pH nas diferentes camadas de substrato

	pH Areia		pH Concha		pH Tijolo	
	Início	Fim	Início	Fim	Início	Fim
Máximo	7,02	7,53	6,8	6,61	6,89	6,85
Mínimo	6,59	6,42	6,59	6,37	6,4	6,3
Média	6,83	7,07	6,73	6,51	6,69	6,5
DV	0,13	0,37	2,13	0,08	0,15	0,15
CV	0,02	0,05	0,32	0,01	0,02	0,02

Fonte: Autor (2025).

Houve redução da condutividade elétrica na camada da areia logo após os 4 dias de reação. Diferentemente do que foi observado na camada de concha e na camada de tijolo, as quais apresentaram um leve aumento no fim do período de cheia. Na Figura 34 pode-se observar o perfil da condutividade elétrica para as três camadas.

Figura 34 — Perfil de CE nas diferentes camadas de substrato



Fonte: Autor (2025).

Em razão dos valores observados, a CE apresentou uma redução de 59,6% na camada da areia, enquanto que na camada de concha e na camada de tijolo houve um aumento de 4% e 17,8%, respectivamente. Esse comportamento variável da condutividade elétrica ao longo das camadas do leito pode estar relacionado com a composição química do substrato e dos meios suportes. Na Tabela 21 estão apresentadas a estatística descritiva da condutividade elétrica nas três camadas.

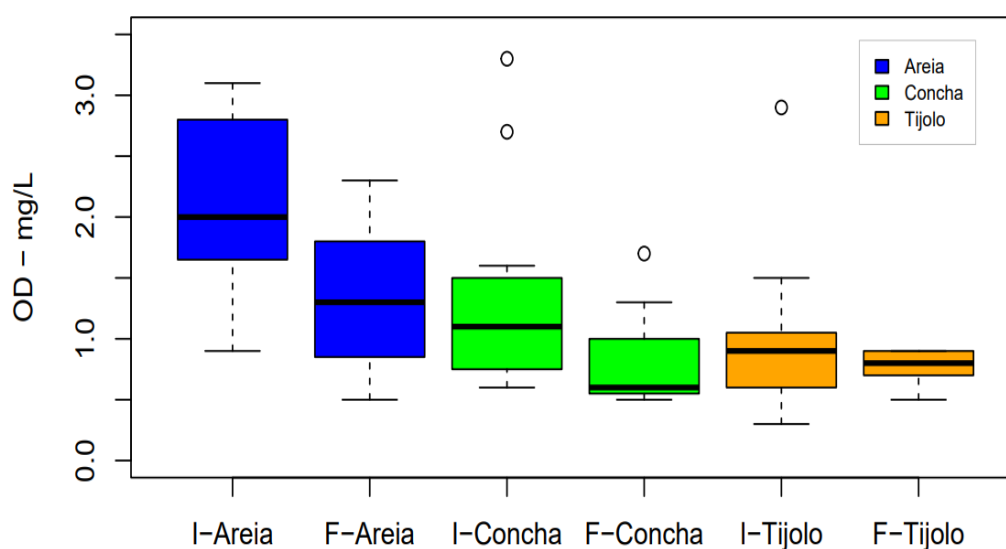
Tabela 21 — Valores da CE nas diferentes camadas de substrato

	CE Areia		CE Concha		CE Tijolo	
	Início	Fim	Início	Fim	Início	Fim
Máximo ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	2040	958	2020	2050	1901	2300
Mínimo ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	544	312	1417	1489	1177	1703,67
Média ($\mu\text{S.cm}^{-1}$)	1112	449	1718,89	1795,07	1669,67	1967,47
DV	641,76	234,39	292,6	220,78	215,74	209,95
CV	0,58	0,52	0,17	0,12	0,13	0,11

Fonte: Autor (2025).

A concentração do Oxigênio Dissolvido (OD) apresentou um declínio para as três camadas ao final do tempo de reação. Na camada da areia observou um valor inicial de $2,15 \pm 0,80 \text{ mg.L}^{-1}$ e no final essa concentração baixou para $1,35 \pm 0,59 \text{ mg.L}^{-1}$. Essa redução também foi tendenciosa nas demais camadas, uma vez que no início do TR o OD era $1,46 \pm 0,89 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,98 \pm 0,76 \text{ mg.L}^{-1}$, na camada da concha e na chamada do tijolo, respectivamente. No fim do TR a concentração de OD na concha e no tijolo reduziram para $0,82 \pm 0,42 \text{ mg.L}^{-1}$ e $0,86 \pm 0,28 \text{ mg.L}^{-1}$, respectivamente. Esse comportamento pode ser visualizado na Figura 35.

Figura 35 — Perfil de OD nas diferentes camadas de substrato



Fonte: Autor (2025).

O comportamento desses valores pode ser observado detalhadamente na Tabela 22, a qual apresenta uma estatística descritiva com valores máximos, mínimos e médio, além dos desvios padrão e dos coeficientes de variação.

Tabela 22 — Valores de OD nas diferentes camadas de substrato

	OD Areia		OD Concha		OD Tijolo	
	Início	Fim	Início	Fim	Início	Fim
Máximo (mg.L ⁻¹)	3,1	2,3	3,3	1,7	2,9	1,4
Mínimo (mg.L ⁻¹)	0,9	0,5	0,6	0,5	0,3	0,5
Média (mg.L ⁻¹)	2,15	1,35	1,46	0,82	0,98	0,86
DV	0,8	0,59	0,89	0,42	0,76	0,28
CV	0,37	0,44	0,61	0,52	0,78	0,32

Legenda: DV: Desvio Padrão; CV: Coeficiente de Variação.

Fonte: Autor (2025).

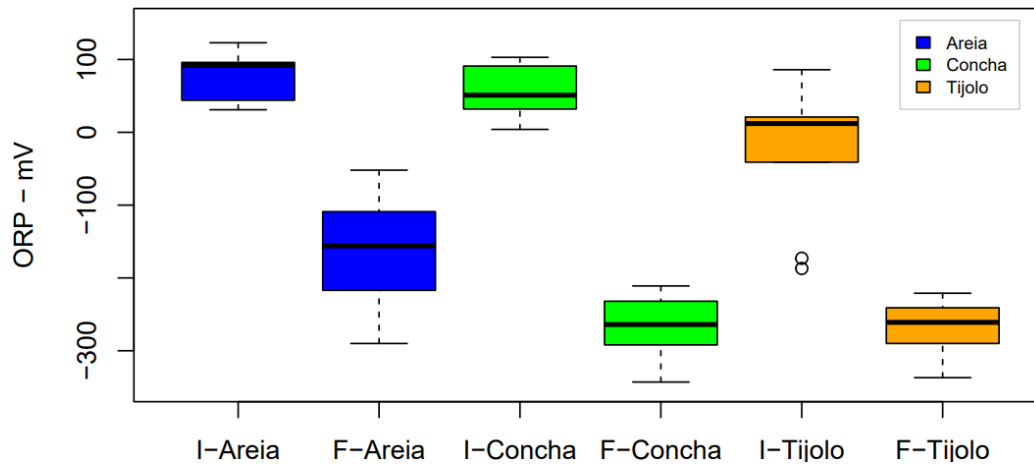
Segundo Vasconcellos (2015) o potencial redox é uma medição potenciométrica em que se mede o potencial que o meio tem de transferir elétrons. O monitoramento do ORP foi aplicado neste estudo de modo a avaliar a caracterização de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias no início e no fim do tempo de reação, uma vez que, as zonas aeróbias possuem ORP acima de +100 mV, zonas anóxicas entre +100 mV e -100 mV e as zonas anaeróbias quando o ORP está abaixo de -100 mV (VON SPERLING, 1996).

Nesta pesquisa, com o ORP variando de +123 mV e +31 mV, pode-se afirmar que a camada de areia pode proporcionar zonas que podem variar de aeróbia para anóxica no início do TR. Por outro lado, no fim da reação, esta camada apresentou uma variação de zona anóxica para zona anaeróbia, visto que os valores de ORP variaram de -73 mV a -290 mV.

No início do TR, a camada de concha ofereceu uma zona anóxica, com ORP variando de +103 mV a +4 mV. Já no fim do TR, o ORP indicou a presença de zona anaeróbia, com valores de -211 mV a -297 mV.

Na camada de tijolo, o ORP indicou uma variação de zona anóxica à zona anaeróbia, já que o valor observado foi de +86 mV a -187 mV no início do TR. No fim do TR, a camada de tijolo permaneceu em zona anaeróbia, com ORP de -220 mV a -293 mV. Esse perfil do ORP para as essas diferentes camadas pode ser melhor visualizado na Figura 36 e na Tabela 23.

Figura 36 — Perfil de ORP nas diferentes camadas de substrato



Fonte: Autor (2025).

Tabela 23 — Valores de ORP para as diferentes camadas de substrato

	ORP Areia		ORP Concha		ORP Tijolo	
	Início	Fim	Início	Fim	Início	Fim
Máximo (mV)	123	-73	103	-211	86	-220,67
Mínimo (mV)	31	-290	4	-297	-187	-293
Média (mV)	77,44	-181,75	55,89	-254,88	-22,22	-257,08
DV	31,77	102,2	34,04	110,85	95,91	111,02
CV	0,41	-0,56	0,61	-0,43	-4,32	-0,43

Fonte: Autor (2025).

O aumento do pH na camada de areia, camada superior do leito, pode estar associado ao processo de fotossíntese devido ao consumo de carbono inorgânico (LUAN *et al.* (2023), assim como outros processos biológicos, como a atividade das bactérias desnitrificantes, que libera alcalinidade no meio, aumentando o pH (METCALF; EDDY, 2003; SANTOS, 2014), uma vez que é na camada de areia que estão localizadas as raízes das macrófitas, as quais podem servir de meios suportes para o desenvolvimento do biofilme (JI; TANG; PEI, 2022).

A areia também pode interagir para a adsorção de componentes presentes na água residuária, devido a presença de sílica na sua composição química (YADAV *et al.* 2012). Contudo, a areia é relatada como um material de baixa remoção de contaminantes, embora haja porosidade em sua estrutura. Esse processo também pode reduzir a condutividade elétrica do meio líquido (ISLAM *et al.* 2023), em razão da presença de íons adsorvidos na superfície da areia. Por esta razão houve redução de 56,92 % da condutividade elétrica após as 96 horas contato do efluente com a camada de areia.

Diferentemente do que acontece na camada de concha e na camada de tijolo, onde se observou redução do pH e aumento da condutividade elétrica. O tijolo e a concha são materiais que possuem compostos alcalinos em sua composição química, que podem liberar componentes capazes de neutralizar ácidos. Uma vez que o tijolo cerâmico possui cálcio (Ca), alumínio (Al) e ferro (Fe) em sua composição (CABRAL *et al.* 2021), por outro lado, as conchas são compostas principalmente por cálcio (Ca) e carbono (C), com a calcita (CaCO_3) identificada como o componente principal (LEE *et al.* 2021). Esses elementos reagem com íons hidrogênio (H^+) presentes nos componentes ácidos, resultando na liberação de ácidos para o meio. Portanto, os íons liberados pelos substratos, especialmente pelas conchas e pelos fragmentos de tijolos, podem ter reagido com componentes da água residuária, como o fósforo, o que resultou na redução do pH e no aumento da condutividade elétrica. A produção de condutividade elétrica foi de 4,48 % para a camada de conchas e 15,14 % para as camadas de fragmentos de tijolos, essa produção foi quase três vezes maior na camada de tijolos em comparação com a camada de conchas.

A liberação desses componentes pode ocorrer durante a passagem do efluente pelas camadas, devido ao atrito e à dissolução dos componentes alcalinos. Wang *et al.* (2013) utilizaram concha de ostra, fragmentos de tijolos, rocha vulcânica e zeólita como substratos em *wetland* construídos. Os pesquisadores caracterizam a condutividade elétrica desses materiais com 2840, 1040, 98 e 70 ($\mu\text{S}/\text{cm}$) para a concha de ostra, fragmentos de tijolos, rocha vulcânica e zeólita, respectivamente, e citam que quanto maior a condutividade elétrica, mais íons metálicos são liberados. O que justifica o aumento de CE nas camadas de conchas e tijolos deste estudo. Islam *et al.* (2023) observaram aumento do pH e redução da condutividade elétrica ao analisar o baixo comportamento adsorvente do coprostanol em areia, ao comparar com outros materiais.

No contexto da caracterização das zonas redox, Yang *et al.* (2022) citam que geralmente, a concentração de oxigênio dissolvido dentro da camada de substrato é continuamente reduzida ao longo da direção do fluxo de água. Dessa forma, no contexto de caracterização de zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, o parâmetro ORP fornece informações sobre o potencial de oxido redução, que podem ser associados com a presença ou ausência de oxigênio dissolvido.

No estudo de Faulwetter *et al.* (2009) foi verificado que as reações como a respiração aeróbia, que utiliza O_2 comoceptor final de elétrons, ocorrem em ambientes com ORP positivo (300 a 700 mV), indicando condições favoráveis para a liberação de energia. Em

contraste, reações anaeróbias, como a redução de nitrato (100 a 350 mV) de manganês (-100 a 300 mV) de ferro (-100 a 200 mV) e de sulfato (-200 a -100 mV), ocorrem em ORPs variados, refletindo diferentes potenciais redox e a energia livre associada a cada processo. A metanogênese, ocorrendo em ORPs negativos (-350 a -100 mV) sinaliza condições anaeróbias estritas e produz metano como produto final.

Nesta pesquisa, observou-se uma diminuição gradual do ORP no início e no fim do tempo de reação à medida que se aprofunda nas camadas do leito. Valores de +77,44 mV, +55,89 mV e -22,22 mV para areia, concha e tijolos, respectivamente, caracterizam um ambiente anóxico no início do tempo de reação, conforme os valores reportados por Von Sperling (1996). Com base essa mesma referência, os valores de ORP no fim do tempo de reação caracterizam um ambiente anaeróbio, considerando os valores de -181,75 mV, -254,88 mV e -257,08 mV para areia, concha e tijolos, respectivamente.

Roth *et al.* (2021) operaram um sistema de WC preenchidos com tijolos cerâmicos em regime *em fluxo de marés* e observaram valores de ORP de -97 mV a +100 mV, permanecendo em condições anóxicas durante todo o período experimental, o qual durou 359 dias.

Um comportamento diferente foi notado por Wu *et al.* (2024) com um valor inicial de +195,28 mV, verificaram uma recuperação do ORP de -200 mV para +100 mV com um longo período de operação de 188 dias. Os pesquisadores alegam que a ORP não recuperou totalmente até o valor do estágio inicial em razão da decomposição das macrófitas.

Diferentes mecanismos para transferência de oxigênio têm sido empregados em sistemas de *wetland* construídos, dentre eles o enchimento e drenagem alternados e o fluxo vertical intermitente tem se mostrado promissor (KADLEC; WALLACE, 2008; CUI *et al.* 2012; SAEED; MIAH; YADAV, 2022).

Neste estudo, notou-se uma redução do oxigênio dissolvido, semelhante ao comportamento observado pelo ORP. Essa redução ao longo da profundidade das camadas pode estar relacionada com a capacidade de transporte de oxigênio da parte aérea da macrófita para as suas raízes (PELISSARI, 2013), assim como a redução ao fim do tempo de reação pode estar relacionada com o esgotamento dos processos de oxidação e intensificação da atividade anaeróbia dos microrganismos envolvidos.

Os valores observados de OD apresentaram um leve aumento, de 0,82 mg/L na camada de concha para 0,86 mg/L na camada de tijolo ao final do tempo de reação, o qual pode estar associado à liberação gradual de gases ou oxidação de compostos orgânicos presentes nos substratos.

O monitoramento *in situ* evidenciou uma redução na CE na camada da areia, diferentemente do que foi observado na camada de concha e fragmentos de tijolos, o qual notou-se liberação de íons. Da mesma forma em que se observou um aumento no pH na camada da areia e uma redução nas demais camadas. Dessa forma, esse comportamento da CE pode ser relacionado com a baixa redução de SDT, uma vez que apesar de haver um ótimo desempenho na redução dos demais contaminantes monitorados neste estudo, os sais dissolvidos liberados podem conferir SDT no efluente final.

Quanto ao OD e ORP pode-se observar que a medida em que se aprofunda o leito também reduz a quantidade de oxigênio, alterando consequentemente as zonas redox. Esse comportamento pode ser associado à presença dos microrganismos oxidadores de amônia e bactérias heterotróficas.

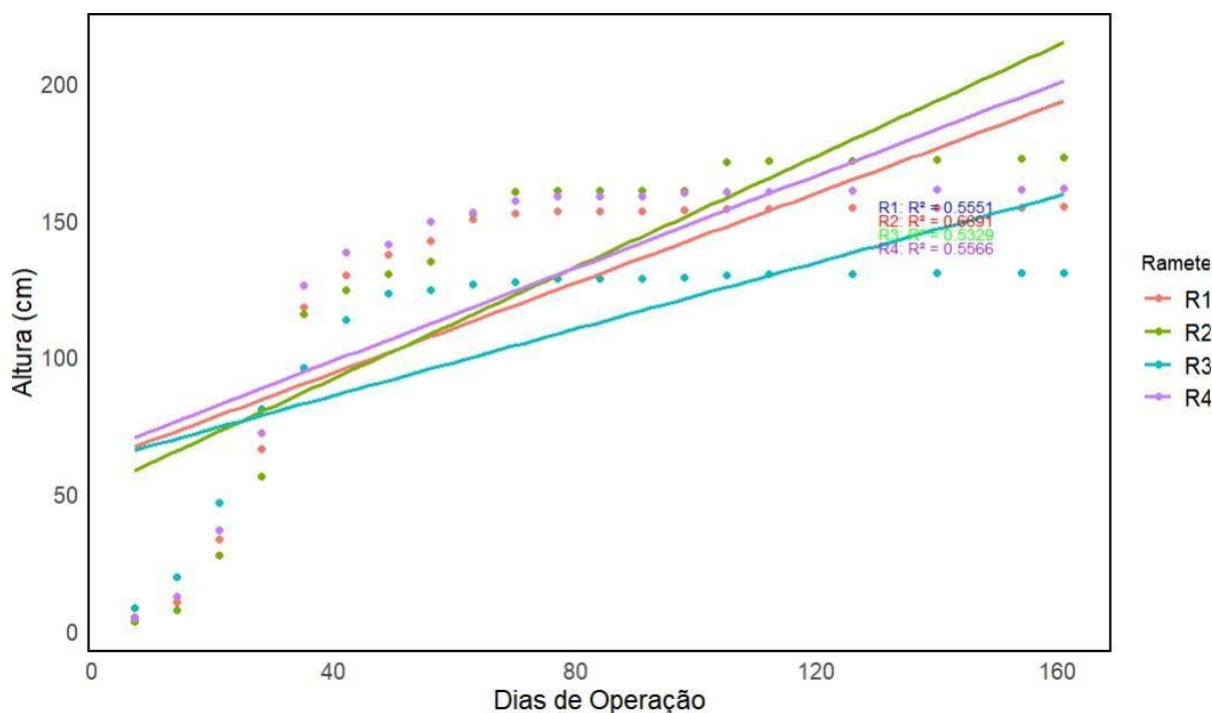
5.5 Interação da *Typha* spp.

O crescimento da parte aérea das macrófitas do gênero *Typha* aplicadas no WCMA apresentaram valores relativamente próximos entre os quatro rametes monitorados. As alturas dos rametes foram medidas a partir do nível do substrato até a extremidade da maior folha.

A ARS teve impacto no desenvolvimento das macrófitas. Na Figura 37, observa-se o comportamento não linear do crescimento das macrófitas ao longo dos dias de operação. O gráfico de dispersão foi gerado com o intuito de analisar a evolução das Taxas de Crescimento Relativo (TCR) de quatro grupos de rametes (R1, R2, R3 e R4) em função dos dias de operação durante o experimento. Com intuito de identificar tendências de crescimento ao longo do tempo, além de verificar se existem padrões distintos entre os diferentes grupos de rametes. Para isso, as linhas de tendência, ou modelos de regressão, foram ajustadas para cada grupo, permitindo uma análise detalhada do comportamento das TCR em resposta aos dias de operação.

Os valores de R^2 entre 0,5 e 0,6 indicam que há uma relação moderada entre as TCR e os dias de operação para os diferentes rametes. Ou seja, metade da variação observada nas TCR pode ser explicada ao longo dos dias de operação. Porém, a outra metade da variação não pode ser explicada apenas por esse fator, sugerindo que outros fatores podem estar influenciando o crescimento das macrófitas, como por exemplo a composição da ARS.

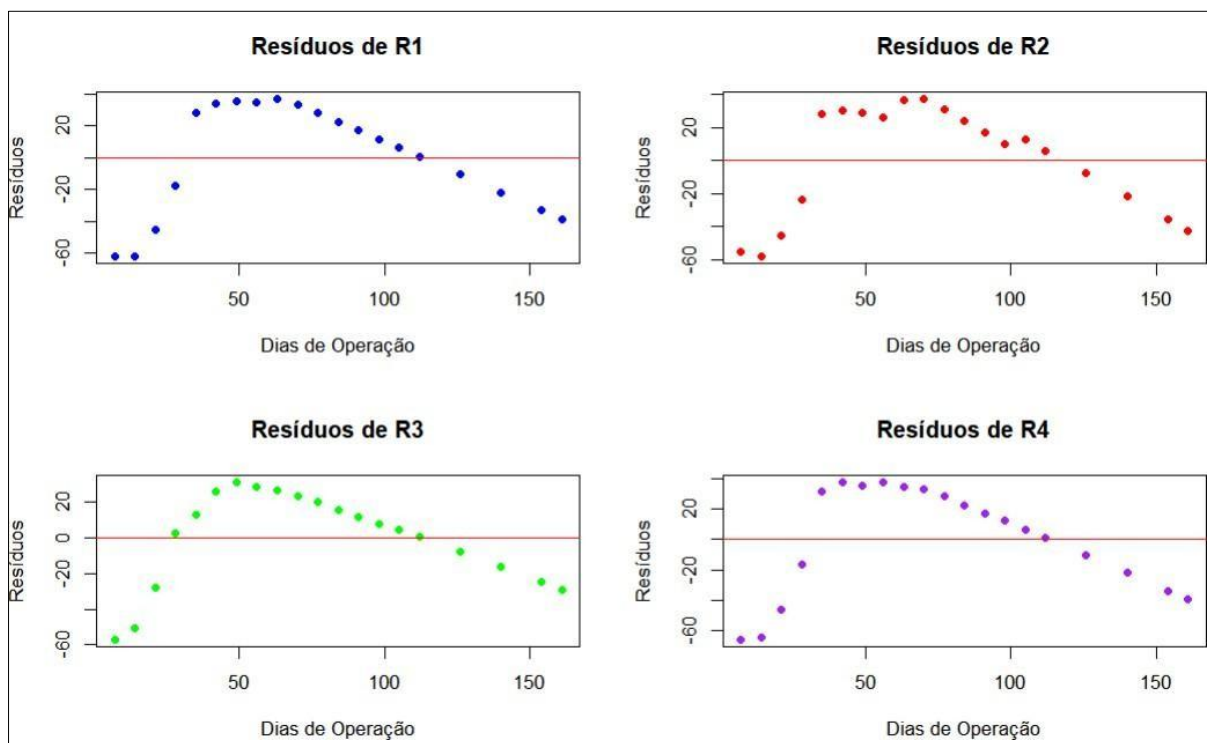
Figura 37 — Dispersão linear dos tamanhos do rametes em relação aos dias de adaptação e operação



Fonte: Autor (2025).

Para confirmar que os valores de TCR não são lineares, gráficos de resíduos foram plotados para cada ramete. O gráfico de resíduo ajuda a verificar se o modelo está capturando bem a relação entre os dias de operação e a altura das plantas. Se os resíduos não têm um padrão claro e estão distribuídos de maneira aleatória ao redor de 0, significa que o modelo de regressão é adequado para os dados. Porém, quando os resíduos aumentam ou diminuem com o tempo ou seguem uma curva, significa que o modelo linear não está capturando todas as características dos dados, e talvez seja necessário usar um modelo mais complexo ou adicionar outras variáveis, o que pode ser observado na Figura 38.

Figura 38 — Resíduos dos valores observados com os valores previstos



Fonte: Autor (2025).

A interferência positiva da água residuária sintética pode ser observada logo nos primeiros dias da adaptação, a qual se estendeu do dia 7 ao dia 28, os quais correspondem às concentrações de 25%, 50%, 75% e 100% da ARS. Nestas representações gráficas é possível observar ainda uma estabilização das taxas de crescimento ao decorrer do tempo de operação. O espaço amostral mostra que a altura média das macrófitas aos 161 dias (período de adaptação e operação) foi de aproximadamente 154 cm, valor semelhante ao observado por Belarmino (2013) que obteve um tamanho de 154 cm em 65 dias de crescimento da macrófita *Typha spp.*

A taxa de crescimento relativo dos rametes monitorados mostrou afinidade entre a macrófita e a água residuária sintética. Dado que, a média da TCR foi de 0,32 cm/dia, partindo de uma altura média inicial de 114,1 cm até atingir 154,9 cm aos 161 dias. Na Tabela 24 é possível observar o crescimento dos rametes ao longo do período de operação, através da TCR.

Tabela 24 — Taxa de crescimento relativo observado

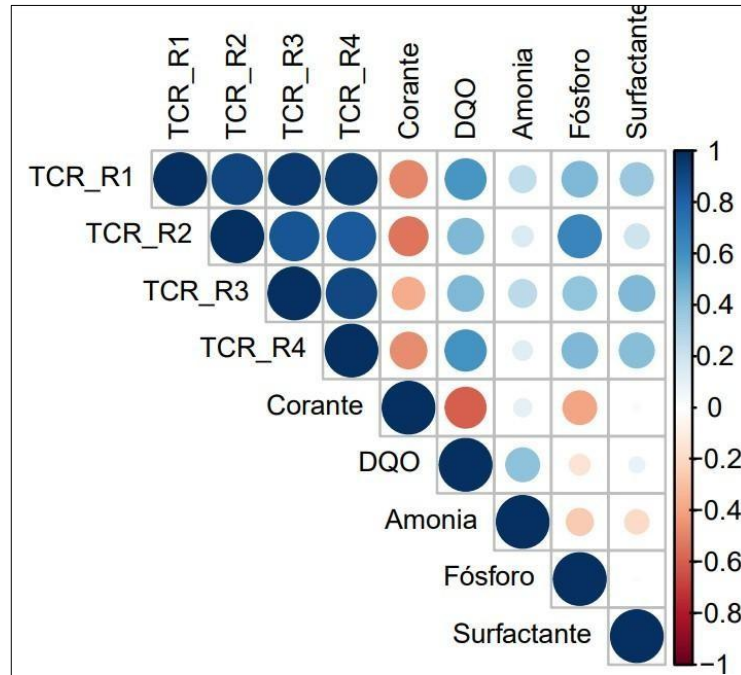
Ramete	Altura inicial (cm)	Altura final (cm)	Tempo inicial (dia)	Tempo final (dia)	TCR (cm/dia)
1	118,2	154,8	35	161	0,29
2	115,8	172,7			0,45
3	96,2	130,6			0,27
4	126,2	161,8			0,28

Fonte: Autor (2025).

O surgimento de novos brotos também indicou a interação positiva da *Typha* com a água residuária aplicada neste estudo. Os quais foram transplantados para o WCMA um total de 16 rametes e logo após a etapa de adaptação foram observados 35 novos indivíduos. Ao término da operação observou-se o surgimento de mais 97 indivíduos, o que totalizaram 148 rametes de *Typha spp.*

Considerando que os dados não apresentaram linearidade, optou-se por aplicar o modelo de Spearman para elaborar uma matriz de correção com nível de associação entre a concentração de DQO, amônia, fósforo total, surfactante e corante nas taxas de crescimento das macrófitas. A correlação de Spearman mede a força e a direção da associação entre as variáveis com base nos rankings (ou posições) dos dados, ao invés dos valores absolutos, conforme apresentado na Figura 39 está apresentada a matriz de correlação.

Figura 39 — Matriz de correlação entre parâmetros específicos de caracterização da água residuária sintética com os tamanhos da parte aérea dos rametes



Legenda: TRC_R1: Taxa de crescimento relativo do ramete 1; TRC_R2: Taxa de crescimento relativo do ramete 2; TRC_R3: Taxa de crescimento relativo do ramete 3 e TRC_R4: Taxa de crescimento relativo do ramete 4.
Fonte: Autor (2025).

A partir da matriz de correlação verifica-se que o crescimento dos rametes apresentaram uma relação diretamente proporcional com as variáveis de DQO e fósforo total presentes no afluente do sistema de tratamento, dado que os valores das correlações para essas variáveis foram os mais positivos e os mais próximos a 1. Diferentemente das variáveis de nitrogênio amoniacal, surfactante e corante, os quais se pronunciaram como inversamente proporcionais, uma vez que se apresentam com valores de correlação negativos. Assim, a variável que mais influenciou negativamente no desenvolvimento das macrófitas foi o corante, com valor médio de correlação mais próximo ao -1.

Tendo em vista a classificação dos valores de correlação de Spearman, os valores observados mostram que o parâmetro fósforo total apresenta-se com correlação moderada a forte positivo, a DQO com correlação moderada positiva, o nitrogênio amoniacal com correlação fraca negativa, o surfactante com correlação fraca a moderada negativa e o corante AR18 com correlação moderada a forte negativa.

Neste estudo, observou-se sinais de clorose e necrose nas folhas mais velhas de determinados rametes com 24 horas após receber a água residuária sintética dopada com o

corante alimentício sintético AR18. Essas folhas eram podadas com uma altura de 10 a 15 cm em relação ao nível do substrato. Contudo, era observado a ocorrência de novos brotos a cada ciclo. Também se observou a floração da *Typha* aos 35 dias de operação. Na Figura 40A é possível observar a espiga da *Typha spp.* enquanto que na Figura 40B observam-se os sinais de toxicidade e a ocorrência de novos brotos.

Figura 40 — Floração, novos brotos e sinais de clorose e necrose



Fonte: Autor (2025).

Apesar de notar sinais de toxicidade da água residuária sintética sobre as macrófitas, as mesmas ainda assim apresentaram crescimento constante. As macrófitas emergentes como a *Typha* produzem folhas verticais e aproximadamente lineares a partir de um extenso sistema de ancoragem de rizomas e raízes (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Na Figura 41A está apresentado o *wetland* no primeiro dia da fase de adaptação a 25%, enquanto que na Figura 41B apresenta o sistema de tratamento após 161 dias.

Figura 41 — Desenvolvimento da *Typha* spp.



Fonte: Autores, 2025.

Nos estudos de Mufarrege *et al.* (2021) foi avaliada a exposição da macrófita *Typha domingensis* a altas concentrações de metais, 200 e 600 mg.L⁻¹ de Cr, Ni e Zn em um meio com e sem nutrientes. Os pesquisadores observaram que as TCR foram positivas para cada tratamento, entretanto, foi registrado inibição de crescimento em todos os tratamentos, devido ao fato de as TCR terem sido significativamente inferiores à observada no sistema controle, aproximadamente 0,02 cm.dia⁻¹. Contudo, os valores da TCR nos tratamentos com nutrientes foram superiores àqueles sem nutrientes, evidenciando a importância da composição química do esgoto a ser tratado. Apesar disso, os valores da TCR encontrados pelos autores foram inferiores aos encontrados nesta pesquisa.

Di Luca *et al.* (2019) conduziram um estudo para avaliar a tolerância da macrófita *Typha domingensis* a concentrações de nitrogênio e fósforo. As plantas apresentaram TCR positivo, chegando a aproximadamente 6 cm/dia, valores superiores aos observados nesta pesquisa. No entanto, é importante ressaltar que o efluente foi caracterizado com menores concentrações de nitrogênio e fósforo, 10 e 5 mg.L⁻¹, respectivamente. Além disso, a condutividade elétrica, pode estar relacionada com a TCR, uma vez que, esse pode ser um fator limitante na absorção de nutrientes pelas plantas (COELHO, 2013; DE OLIVEIRA ROLIM *et al.* 2016; BRAGA *et al.* 2020, ZHAO *et al.* 2024) visto que foi observada uma condutividade menor que 300 (μS.cm⁻¹), enquanto que nesta pesquisa foi observado valores de condutividade próximos a 2000 (μS.cm⁻¹).

Em um estudo recente desenvolvido por Mahmoudi *et al.* (2024) sistemas de *wetland* construídos de pequena escala plantados com *phragmites australis* (junco), *Typha latifolia* (taboa) e *cyperus papyrus* (papiro) foram operados por seis meses para tratar um efluente com DQO 5060,0 mg.L⁻¹; 79,0 mg.L⁻¹ de nitrogênio total kjeldahl e 32,2 mg.L⁻¹ de fósforo total, de concentrações máximas. Com uma altura inicial de 12,4 cm, 47,0 cm e 12,6 no início do experimento e 59,2 cm, 78,5 cm e 54,0 cm no fim do experimento, para o junco, taboa e papiro, respectivamente, os autores concluíram as mesmas desempenharam um papel importante na absorção e remoção de contaminantes, uma vez que foi observado uma eficiência de remoção de 80%, 90,4% e 99,6% para DQO, nitrogênio total kjeldahl, e fósforo total, respectivamente. O crescimento máximo das macrófitas, especialmente da *Typha*, foi inferior ao observado neste estudo, que operou por menos tempo.

Compostos específicos podem interferir no crescimento das macrófitas. Em Li *et al.* (2021) citam que os corantes azo nas águas residuárias se apresentam como refratário orgânico de cor intensa, DQO e toxicidade. Hussein e Scholz (2017) avaliaram a remoção de dois azo corantes em *wetlands* construídos, o Acid Blue (AB113) e o Basic Red (BR46) para baixas e altas concentrações, 7 e 215 ppm com tempos de reação curto e longo, 48 h e 96h. Os pesquisadores observaram que as plantas expostas ao AB113 apresentaram um crescimento mais efetivo em comparação aquelas expostas ao BR46, independentemente da concentração ou do tempo de exposição. Contudo, o tempo de exposição mais longo, para ambos os corantes, mostrou um crescimento mais significativo se comparado com aquelas que foram expostas a um tempo mais curto.

Nesta pesquisa, após 24 horas de exposição à água residuária, houve uma notável mudança nos ápices das folhas devido ao aparecimento de manchas amareladas, e após 48

horas, foram observados sinais de necrose. Considerando a natureza e a composição química do corante *acid red 18*, é possível inferir a presença de toxicidade para as macrófitas. Visto que o corante foi esgotado logo nas primeiras 24 horas após a alimentação.

Nos estudos de Nilratnisakorn; Thiravetyan; Nakbanpote (2007) foram observados os efeitos de toxicidade de um corante reativo na taxa de crescimento de taboas e aparecimento de sintomas como necrose e murcha crônica ou aguda. Com altas concentrações do corante sendo 100, 200 e 300 mg/L, as macrófitas responderam com sintomas de murcha verde de aproximadamente de 5 a 10 do ápice foliar e os sinais de necrose ocorreram com 48 horas de exposição.

Em um estudo mais recente realizado por Oon *et al.* (2018) foi avaliado a capacidade da tecnologia *wetland* construído plantado com *Typha* em remover altas concentrações do corante *acid red 18*. Com concentração de 0, 100, 200, 300, 400 e 500 mg/L de AR18, o sistema alcançou 94-95% de remoção para concentrações de 100 a 400 mg/L e 91% para 500 mg/L. Com incremento gradual para promover adaptação das plantas ao corante, as macrófitas foram toleráveis para concentração de 100 mg/L. Por outro lado, o crescimento das *Typhas* foi relativamente menor em concentrações de 200-500 mg/L. Neste estudo, não foi aplicado o corante na fase de adaptação, possivelmente isso tenha motivado os surgimentos de sinais de toxicidade na fase de operação.

Além da composição do esgoto afluente, os meios suportes também podem interferir no crescimento das macrófitas (JI; TANG; PEI, 2022; GUO *et al.* 2023; MUNIR *et al.* 2023). Wang *et al.* (2013) investigaram diversos substratos, como cascas de ostras, fragmentos de tijolos e zeólita, como materiais adsorventes em *wetland* de fluxo vertical. A caracterização desses materiais refletiu uma condutividade elétrica menor que 4000 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, o que levou os pesquisadores a concluir que esses materiais devem ser adequados para o enriquecimento do crescimento das plantas e dos microrganismos em sistemas do tipo *wetland* construído. Nesse contexto, os substratos implementados neste estudo e pode ter influenciado no crescimento das macrófitas, uma vez que a condutividade se manteve abaixo do valor de referência.

Dires, Birhanu e Ambelu (2019) aplicaram fragmentos de tijolos como substratos em *wetlands* construídos plantados com *Typha domingensis*, *cyperus papyrus*, *scirpus atrovirens* e *saccharum officinarum*. A *Typha* apresentou-se como planta que melhorou significativamente o desempenho da tecnologia na remoção de nutrientes, como amônia, nitrato e fósforo.

A correlação do crescimento da *Typha latifolia*, *Phragmites australis* e *Cyperus alternifolius* plantadas em *wetland* com biochar foi avaliada por Guo *et al.* (2023). Os

pesquisadores observaram que a análise da correlação de Pearson apresentou um coeficiente de correlação de 0,77 para biochar no crescimento das plantas. Além disso, com eficiência máxima de remoção 81,1% para DQO e 78,61% para nitrogênio total, foi observado um coeficiente correlação de 0,74. Esses valores de eficiências foram próximos aos observados neste estudo, o qual utilizou conchas marinhas e fragmentos de tijolos como meios suportes, sendo possível inferir que os meios suportes não foram um fator limitante para o crescimento da *Typha spp.*

6 CONCLUSÃO

O planejamento fatorial apresentou resultados satisfatórios, tendo em vista a verificação do melhor TR e da melhor concentração de corante para tratamento da água residuária sintética nos WC de menor escala. A variação de TR demonstrou influência significativa no comportamento do surfactante e dos sólidos suspensos totais (SST), enquanto o corante foi identificado como uma variável determinante para as alterações no parâmetro nitrogênio amoniacal. No entanto, não foi constatada interação entre essas variáveis na remoção de DQO, fósforo total e sólidos dissolvidos totais (SDT).

Embora não tenha sido identificada significância estatística, os resultados indicam que uma redução no TR associada a um aumento na concentração de corante apresenta potencial para impactar os comportamentos de remoção de DQO, correspondência total e SDT. Essas evidências apontam para a necessidade de estudos complementares que aprofundem essa relação e possibilitem a otimização das condições operacionais do sistema.

O WC 3 operado com 4 dias e 8 mg/L de corante, apresentou as melhores condições a serem aplicadas em um sistema de escala maior, uma vez que este sistema desempenhou uma melhor eficiência de remoção em relação a DQO, SST e SDT em um menor tempo. Considerando a resolução CONAMA nº 430 e a resolução COEMA Nº 02 de 2017, todos os sistemas WC apresentaram um efluente final em conformidade para lançamento e reuso. No entanto, destaca-se a importância de avaliar os parâmetros microbiológicos, como ovos de helmintos e *Escherichia coli*.

A execução operacional do WCMA com o TR definido pelo planejamento fatorial (4 d), associada ao regime de fluxo de marés, aos meios suportes e à macrófita *Typha spp.* mostrou que a tecnologia WC se apresentou viável para o tratamento de uma água residuária sintética dopada com corante, considerando, que o efluente final desta combinação operacional atendeu aos valores de referência para lançamento e reuso regidos pelas mesmas resoluções consultadas no planejamento fatorial. Além disso, esta combinação operacional favoreceu o desenvolvimento de consórcios microbianos capazes de contribuir na redução dos poluentes.

O monitoramento *in situ* abriu espaço para verificação da influência de cada camada de meio suporte no desenvolvimento dos consórcios microbianos e na qualidade do efluente final. Houve um aumento da CE na camada das conchas e na camada dos fragmentos de tijolos,

contudo não influenciou no atendimento à legislação para despejo e reuso. O potencial redox permitiu identificar três zonas, a saber: aeróbia – na camada de areia, anóxica e anaeróbia – nas camadas de conchas e de tijolos, permitindo o processo de desnitrificação no sistema.

O monitoramento da TCR permitiu verificar que o corante é o contaminante que mais interfere negativamente no crescimento das *Typhas*, seguido do surfactante e do nitrogênio amoniacal, enquanto fósforo e DQO apresentam-se diretamente proporcionais, ou seja, influenciam positivamente no crescimento.

Os dados de RAS e CE indicaram que os efluentes finais dos 19 ciclos operados se mantiveram classificados como C3-S1, evidenciando alta salinidade e baixo risco de sodificação. Apesar de adequados para reuso em solos bem drenados e cultivos tolerantes à salinidade, os resultados reforçam a necessidade de considerar os riscos de salinização do solo em aplicações agrícolas. A composição dos substratos utilizados, como conchas marinhas e fragmentos cerâmicos, pode ter contribuído para a elevada salinidade observada, destacando a importância de estratégias adicionais para reduzir a salinidade e melhorar a qualidade do efluente tratado.

REFERÊNCIAS

ABED, S. N.; SCHOLZ, M. Chemical simulation of greywater. **Environmental Technology**, v. 37, n. 13, p. 1631–1646, 2016.

AKHTAR, N.; HAMEED, M.; NAWAZ, F.; AHMAD, K. S.; HAMID, A.; SEGOVIA-SALCEDO, C.; SHAHNAZ, M. Leaf anatomical and biochemical adaptations in *Typha domingensis* Pers. ecotypes for salinity tolerance. **Botanical Sciences**, v. 95, n. 4, p. 807–821, 1 out. 2017.

ALMAAMARY, E. A. S.; ABDULLAH, S. R. S.; ISMAIL, N; IZZATI; IDRIS, M.; KURNIAWAN, S. B.; IMRON, M. F. Comparative performance of *Scirpus grossus* for phytotreating mixed dye wastewater in batch and continuous pilot subsurface constructed *wetland* systems. **Journal of Environmental Management**, v. 307, 1 abr. 2022.

ALMEIDA, P. H. S.; FRANCO, J. D. M.; TAVARES, C. R. G. Influência do tipo de argila no processo de solidificação/estabilização de lodo têxtil. **Cerâmica**, v. 61, n. 357, p. 137–144, 2015.

ANDREO-MARTÍNEZ, P.; GARCÍA-MARTÍNEZ, N.; QUESADA-MEDINA, J.; ALMELA, L. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed *wetland*: A case study in the southeast of Spain. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 236–246, 2017.

APHA. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22nd ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2012.

AUSTIN, D. Influence of cation exchange capacity (CEC) in a fluxo de marés, flood and drain wastewater treatment *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 1, p. 35–43, 1 nov. 2006.

ÁVILA, C.; BAYONA, J. M.; MARTÍN, I.; SALAS, J. J.; GARCÍA, J. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed *wetland* system for wastewater treatment and reuse. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 108–116, 1 jul. 2015.

AWAN, S.; IPPOLITO, J. A; ULLMAN, J. L.; ANSARI, K.; CUI, L.; SIYAL, A. A. Biochars reduce irrigation water sodium adsorption ratio. **Biochar**, v. 3, n. 1, p. 77–87, 1 mar. 2021.

BELARMINO, M. G. O Sequestro de Carbono por rametes de *Typha Domingensis* Pers. (Typhaceae) no contexto de adaptação e mitigação das mudanças climáticas. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Macaé. 2013. 65-74 f.

BERMÚDEZ, V. M. S. Sistema de *wetland* construído com macrófita nativa *Echinodorus subalatus* para tratamento de águas cinzas. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Ceará, Fortaleza. 2022. 113 f.

CHENG, Y. X.; CHEN, J.; WU, D.; LIU, Y. S.; YANG, Y. Q.; HE, L. X.; YE, P.; ZHAO, J. L.; LIU, S. S.; YANG, B.; YING, G. G. Highly enhanced biodegradation of pharmaceutical and personal care products in a novel em fluxo de marés constructed *wetland* with baffle and plants. **Water Research**, v. 193, 1 abr. 2021.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios: princípios do tratamento biológico em águas residuárias. 2. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2007, 359p.

COELHO, D. S. Influência da salinidade nos aspectos nutricionais e morfofisiológicos de genótipos de sorgo forrageiro. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Vale do São Francisco, Juazeiro, Bahia. 2013. 85 f

COMPAORÉ, C. O. T.; MAIGA, Y.; NAGALO, I.; SAWADOGO, M.; ZONGO, S. G.; MIEN, O.; NIKIEMA, M.; OUILI, A. S.; MOGMENGA, I.; OUATTARA, C. A. T.; MIHELICIC, J. R.; OUATTARA, A. S. Effect of greywater treated by horizontal subsurface flow *wetland* planted with *Chrysopogon zizanioides* and *Andropogon gayanus* on the germination of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) seeds under Sahelian climate. **Ecological Engineering**, v. 199, 1 fev. 2024.

COOPER, P; GRIFFIN, P; HUMPHRIES, S; POUND, A. Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 283-289, 1999.

CORDEIRO, A.; PAOLI, D.; VON SPERLING, M. **Avaliação das condições hidrodinâmicas de *wetland* construídos de escoamento horizontal subsuperficial (unidades plantada e não plantada)**. Gesta. v. 1. n. 2. p. 213-222. 2013.

CUI, L.; FENG, J.; OUYANG, Y.; DENG, P. Removal of nutrients from septic effluent with re-circulated hybrid em fluxo de marés constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 112–115, set. 2012.

DALAHMEH, S. S.; PELL, M.; VINNERÅS, B.; HYLANDER, L. D.; ÖBORN, I.; JÖNSSON, H. Efficiency of bark, activated charcoal, foam and sand filters in reducing pollutants from greywater. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 223, n. 7, p. 3657–3671, set. 2012.

DE AQUINO, S. F.; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (agvs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle build up of volatile fatty acids (vfa) in anaerobic reactors under stress conditions: causes and control strategies. **Eng. Sanit. Ambiente**. v. 10, p. 152-161, jun. 2005.

DE OLIVEIRA ROLIM, H.; CHAVES, J. R.; DE ARAÚJO NUNES, A. B.; FILHO, H. A. S.; DOS SANTOS, E. V. M. Qualidade dos efluentes de sistemas de tratamento biológico uasb e uct para reúso agrícola. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 9, n. 2, p. 393–414, 1 abr. 2016.

DE PAOLI, A. C. Análise de desempenho e comportamento de *wetland* horizontais de fluxos subsuperficiais baseado em modelos hidráulicos e cinéticos. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010. 148f.

DI LUCA, G. A.; MUFARREGE, M. M.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Nitrogen and phosphorus removal and *Typha domingensis* tolerance in a floating treatment *wetland*. **Science of the Total Environment**, v. 650, p. 233–240, 10 fev. 2019.

DIRES, S.; BIRHANU, T.; AMBELU, A. Use of broken brick to enhance the removal of nutrients in subsurface flow constructed *wetland* receiving hospital wastewater. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 1, p. 156–164, 2019.

FAISAL, A. A. H.; TAHA, D. S.; HASSAN, W. H.; LAKHERA, S. K.; ANSAR, S.; PRADHAN, S. Subsurface flow constructed *wetland* for treating of simulated cadmium ions-wastewater with presence of *Canna indica* and *Typha domingensis*. **Chemosphere**, v. 338, 1 out. 2023.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. **Microbial processes influencing performance of treatment wetland: A review**. **Ecological Engineering**, jun. 2009.

FEITOSA, A. P. Tecnologia de *wetland* construídos em escala de bancada para tratamento de água cinza. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Fortaleza. 2023. 79 f.

FERREIRA, M. S.; SOEIRA, T. V. R.; FERREIRA, D. C.; LUZ, M. S.; POLETO, C.; GONÇALVES, J. C. S. I. The effect of SDS surfactant on surface reaeration coefficient: a laboratory scale approach. **Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. Jun. 2020. ISSN: 1980-993X – doi: 10.4136/1980-993X.

FUNCEME. Fundação Cearense de Meteorologia e Recursos Hídricos. Qualigraf – Classificação das águas para fins de irrigação (RAS/USSL). Software, versão 1.17 - 2014. Disponível em <<http://www5.funceme.br/qualigraf/mi/midia/show/3>> Acesso em 25 de janeiro de 2025.

GEBRU, S. B.; WERKNEH, A. A. **Applications of constructed wetland in removing emerging micropollutants from wastewater: Occurrence, public health concerns, and removal performances – a review**. **South African Journal of Chemical Engineering**. Elsevier B.V. 1 abr. 2024.

GLENN, E.; THOMPSON, T. L.; FRYE, R.; RILEY, J.; BAUMGARTNER, D. Effects of salinity on growth and evapotranspiration of *Typha domingensis* Pers. **Aquatic Botany**. v. 52. p. 75-91. 1995.

GOMES, M. V. T.; DE SOUZA, R. R.; TELES, V. S.; ARAÚJO MENDES, É. Phytoremediation of water contaminated with mercury using *Typha domingensis* in constructed *wetland*. **Chemosphere**, v. 103, p. 228–233, 2014.

GUERRERO-BROTOS, M.; PERUJO, N.; ROMANÍ, A. M.; GÓMEZ, R. Advantages of using a carbon-rich substrate in a constructed *wetland* for agricultural water treatment: Carbon

availability and biota development. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 360, 1 fev. 2024.

GUO, F.; LUO, Y.; NIE, M.; ZHENG, F.; ZHANG, G.; CHEN, Y. A comprehensive evaluation of biochar for enhancing nitrogen removal from secondary effluent in constructed *wetland*. **Chemical Engineering Journal**, v. 478, 15 dez. 2023.

HUSSEIN, A.; SCHOLZ, M. Dye wastewater treatment by vertical-flow constructed *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 101, p. 28–38, 1 abr. 2017.

ISLAM, M. S.; NAKAGAWA, K.; YU, Z. Q.; TAKAO, Y.; BERNDTSSON, R. Coprostanol adsorption behavior in agricultural soil, riverbed sediment, and sand. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 3, 1 jun. 2023.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. **Constructed *wetland* substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal**. **Chemosphere** Elsevier Ltd, 1 jan. 2022.

JURADO, E.; FERNÁNDEZ-SERRANO, M.; NÚÑEZ-OLEA, J.; LUZÓN, G.; LECHUGA, M. Simplified spectrophotometric method using methylene blue for determining anionic surfactants: Applications to the study of primary biodegradation in aerobic screening tests. **Chemosphere**, v. 65, n. 2, p. 278–285, out. 2006.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment *Wetland***. 2. ed. Boca Raton, Florida: CRC Press. 1016 p, 2008.

KASAK, K.; TRUU, J.; OSTONEN, I.; SARJAS, J.; OOPKAUP, K.; PAISTE, P.; KÕIV-VAINIK, M.; MANDER, Ü.; TRUU, M. Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed *wetland*. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 67–74, 2018.

KATAKI, S.; CHATTERJEE, S.; VAIRALE, M. G.; DWIVEDI, S. K.; GUPTA, D. K. Constructed *wetland*, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, v. 283, 1 abr. 2021.

KHANAM, K.; PATIDAR, S. K. Greywater characteristics in developed and developing countries. **Materials Today: Proceedings**, p. 1494–1499, 2022.

LAN, W.; ZHANG, J.; HU, Z. JI, M.; ZHANG, X.; ZHANG, J.; LI, F.; YAO, G. Phosphorus removal enhancement of magnesium modified constructed *wetland* microcosm and its mechanism study. **Chemical Engineering Journal**, v. 335, p. 209–214, 1 mar. 2018.

LEE, J. I.; KANG, J. K.; OH, J. S.; YOO, S. C.; LEE, C. G.; JHO, E. H.; PARK, S. J. New insight to the use of oyster shell for removing phosphorus from aqueous solutions and fertilizing rice growth. **Journal of Cleaner Production**, v. 328, 15 dez. 2021.

LEVERENZ, H. L.; HAUNSCHILD, K.; HOPES, G.; TCHOBANOGLOUS, G.; DARBY, J. L. Anoxic treatment *wetland* for denitrification. **Ecological Engineering**, v. 36, n. 11, p. 1544–1551, nov. 2010.

LI, C. DING, S.; MA, X.; CHEN, M.; ZHONG, Z.; ZHANG, Y.; REN, M.; ZHANG, M.; YANG, L.; RONG, N.; WANG, Y. O₂ distribution and dynamics in the rhizosphere of *Phragmites australis*, and implications for nutrient removal in sediments. **Environmental Pollution**, v. 287, 15 out. 2021a.

LI, J.; HU, Z.; LI, F.; FAN, J.; ZHANG, J.; LI, F.; HU, H. Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed *wetland*: Intermittent aeration and em fluxo de marés. **Chemosphere**, v. 223, p. 366–374, 1 maio 2019.

LI, T.; SONG, H. L.; XU, H.; YANG, X. L.; CHEN, Q. L. Biological detoxification and decolorization enhancement of azo dye by introducing natural electron mediators in MFCs. **Journal of Hazardous Materials**, v. 416, 15 ago. 2021b.

LIMA, L. T. tratamento de efluente doméstico por meio de *wetland* construído com potencialidade para reúso agrícola. Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Fortaleza. 2021. 101 f.

LINDELIEN, C. M.; XU, X.; PECK, E. Metal removal by two constructed *wetland* in the southeastern US: Implications on metal remediation. **Ecological Engineering**, v. 201, 1 abr. 2024.

LINHARES, H. P.; RIBEIRO, J. A. S.; SOUSA, E. J. R.; DE LIMA, F. F.; BUARQUE, H. L. DE B.; ELOI, W. M.; SILVA, G. M. M.; ARAÚJO, R. D. S. Removal of acid red 18 dye in aqueous solution by the Fenton process. **Águas Subterrâneas**, v. 37, n. 1, 2023.

LIU, C.; LI, X.; YANG, Y.; FAN, X.; TAN, X.; YIN, W.; LIU, Y.; ZHOU, Z. Double-layer substrate of shale ceramicsite and active alumina em fluxo de marés constructed *wetland* enhanced nitrogen removal from decentralized domestic sewage. **Science of the Total Environment**, v. 703, 10 fev. 2020.

LIU, J.; GAO, F.; GAO, M.; ZHAO, Y.; GUO, L.; JIN, C.; JI, J.; SHE, Z. Effects of flow mode on the performance and microbial community in em fluxo de marés constructed *wetland* treating mariculture wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 47, 1 jun. 2022.

LUAN, W.; LI, H.; ZHANG, L.; LIU, J. *Enhalus acoroides* efficiently alleviate ocean acidification by shifting modes of inorganic carbon uptake and increasing photosynthesis when pH drops. **Marine Environmental Research**, v. 186, 1 abr. 2023.

MAHMOUDI, A.; HANNACHI, C.; MHIRI, F.; HAMROUNI, B. Performances of constructed *wetland* system to treat whey and dairy wastewater during a macrophytes life cycle. **Desalination and Water Treatment**, v. 318, 1 abr. 2024.

MARINA B. SCHEEREN¹, A. K. R. L. R. S.; V. L. D. O processo ANAMMOX como alternativa para tratamento de águas residuárias, contendo alta concentração de nitrogênio. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 15, p. 1289-1297, 27 set. 2011.

METCALF, D.; EDDY, H. P. Wastewater engineering: treatment and reuse. 4th ed. Boston: McGraw-Hill, xxviii, 1819 p, 2003.

MITTAL, Y.; DASH, S.; SRIVASTAVA, P.; MISHRA, P. M.; AMINABHAVI, T. M.; YADAV, A. K. Azo dye containing wastewater treatment in earthen membrane based unplanted two chambered constructed *wetland*-microbial fuel cells: A new design for enhanced performance. **Chemical Engineering Journal**, v. 427, 1 jan. 2022.

MONTEIRO, R. C. M. Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo "*Wetland*" para o tratamento de água cinza visando o reúso não potável. Dissertação (Mestrado) - Universidade de São Paulo, São Paulo. 2009.

MORAES, M. A. A. Comportamento hidráulico de um sistema de *wetland* construídos de escoamento vertical (primeiro estágio do sistema francês). Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2019. 128-135 f.

MUFARREGE, M. D. L. M.; DI LUCA, G. A.; HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Exposure of *Typha domingensis* to high concentrations of multi-metal and nutrient solutions: Study of tolerance and removal efficiency. **Ecological Engineering**, v. 159, 15 jan. 2021.

MUNIR, R.; ALI, K.; NAQVI, S. A. Z.; MUNEER, A.; BASHIR, M. Z.; MAQSOOD, M. A. Green metal oxides coated biochar nanocomposites preparation and its utilization in vertical flow constructed wetlands for reactive dye removal: Performance and kinetics studies. **Journal of contaminant hydrology**, v. 256, n. 104167, p. 104167, 2023.

NOREEN, S. Green metal oxides coated biochar nanocomposites preparation and its utilization in vertical flow constructed *wetland* for reactive dye removal: Performance and kinetics studies. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 256, 1 maio 2023.

NASCIMENTO, N. G.; SILVA, G. D. V.; SILVA, G. A. V.; MAIA, R. C. Aspectos da dinâmica populacional de *Anomalocardia brasiliensis*: subsídios para a pesca sustentável no Litoral Oeste do Ceará, Brasil. **Ciência Animal Brasileira**, v. 23, 2022.

NILRATNISAKORN, S.; THIRAVETYAN, P.; NAKBANPOTE, W. Synthetic reactive dye wastewater treatment by narrow-leaved cattails (*Typha angustifolia* Linn.): Effects of dye, salinity and metals. **Science of the Total Environment**, v. 384, n. 1–3, p. 67–76, 1 out. 2007.

NOROUZI PAREI, A.; NAEENI, S. T. O.; AKBARI, Z. Application of hybrid vertical flow constructed *wetland* systems to treatment of greywater for their use to irrigation in rural areas. **Journal of Cleaner Production**, v. 412, 1 ago. 2023.

NUVOLARI, A. Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola. 2 ed. São Paulo: Blucher, 2011. ISBN: 978-85-212-0568-5.

OLIJNYK, D. P. Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*Wetland*) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2008. 112 f.

OON, Y. L.; ONG, S. A.; HO, L. N.; WONG, Y. S.; DAHALAN, F. A.; OON, Y. S.; LEHL, H. K.; THUNG, W. E.; NORDIN, N. Up-flow constructed *wetland*-microbial fuel cell for azo dye, saline, nitrate remediation and bioelectricity generation: From waste to energy approach. **Bioresource Technology**, v. 266, p. 97–108, 1 out. 2018.

OON, Y. L.; ONG, S. A.; HO, L. N.; WONG, Y. S.; DAHALAN, F. A.; OON, Y. S.; TEOH, T. P.; LEHL, H. K.; THUNG, W. E. Constructed *wetland*–microbial fuel cell for azo dyes degradation and energy recovery: Influence of molecular structure, kinetics, mechanisms and degradation pathways. **Science of the Total Environment**, v. 720, 10 jun. 2020.

PACHECO, A. Avaliação do tempo de inundação/drenagem de um sistema *wetland* tipo tidal-flow no tratamento de esgoto sanitário sintético. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. 2022. 103 f.

PARDE, D.; PATWA, A.; SHUKLA, A.; VIJAY, R.; KILLEDAR, D. J.; KUMAR, R. **A review of constructed *wetland* on type, treatment and technology of wastewater. Environmental Technology and Innovation** Elsevier B.V. , 1 fev. 2021.

PATYAL, V.; JASPAL, D.; KHARE, K. Evaluation of composite matrix in constructed *wetland* for phosphorus removal. **Bioresource Technology Reports**, v. 26, 1 jun. 2024.

PELLISSARI, C. Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando *wetland* construídos de escoamento subsuperficial. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 2013. 147 f.

PENTEADO, J. C.P; SEOUD, O. A.E.; CARVALHO, L. R. F. **Alquilbenzeno sulfonato linear: uma abordagem ambiental e analítica. Quim. Nova.** v. 29, n. 5, p. 1098-1046, mai. 2006.

RAMPRASAD, C.; PHILIP, L. Contributions of various processes to the removal of surfactants and personal care products in constructed *wetland*. **Chemical Engineering Journal**, v. 334, p. 322–333, 15 fev. 2018.

RAMPRASAD, C.; PHILIP, L. Surfactants and personal care products removal in pilot scale horizontal and vertical flow constructed *wetland* while treating greywater. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 458–468, 15 jan. 2016.

RODIER, J. (1975). L’analyse de l’eau: eaux naturelles, euax résiduales, eaux de mer. Volume I, 5ed. Dunod (Ed.) Paris. 692 p.

ROTH, J. J. Influência do tempo de cheia em um sistema de *wetland* construído em fluxo de marés tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana. Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020. 124 f.

ROTH, J. J.; PASSIG, F. H.; ZANETTI, F. L.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; NAGALLI, A.; CARVALHO, K. Q. Influence of the flooded time on the performance of a em fluxo de marés constructed *wetland* treating urban stream water. **Science of the Total Environment**, v. 758, 1 mar. 2021.

SA’AT, S. K. M.; ZAMAN, N. Q.; YUSOFF, M. S. **Effect of hydraulic retention time on palm oil mill effluent treatment in horizontal sub-surface flow constructed *wetland*.** AIP Conference Proceedings. **Anais...**American Institute of Physics Inc. 23 jul. 2019.

SAEED, T.; MIAH, M. J.; KHAN, T.; OVE, A. Pollutant removal employing em fluxo de marés constructed *wetland*: Media and feeding strategies. **Chemical Engineering Journal**, v. 382, 15 fev. 2020.

SAEED, T.; MIAH, M. J.; YADAV, A. K. Development of electrodes integrated hybrid constructed *wetland* using organic, construction, and rejected materials as filter media: Landfill leachate treatment. **Chemosphere**, v. 303, 1 set. 2022.

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed *wetland* based on modelling results. **Science of the Total Environment**, v. 461–462, p. 430–440, 1 set. 2013.

SÁNCHEZ, M.; RUIZ, I.; SOTO, M. Sustainable wastewater treatment using a new combined hybrid digester – Constructed *wetland* system. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 11, n. 5, 1 out. 2023.

SANTOS, E. V. M. Desnitrificação em Sistemas de Lodo Ativado. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Campina Grande, 2009. 136 f.

SANTOS, E. V. M. Estratégias para predominância de organismos acumuladores de fósforo em sistemas de lodo ativado e respirometria aplicada à biodesfosfatação. Tese (Doutorado) - Universidade Federal da Paraíba, Campina Grande. 2014. 268 f.

SANTOS, J.; RODRIGUES, S.; MAGALHAES, M.; RODRIGUES, K.; PEREIRA, L.; MARINHO, G. A state-of-the-art review (2019–2023) on constructed *wetland* for greywater treatment and reuse. **Environmental Challenges**. Elsevier B. v 16. 1 ago. 2024.

SCHWITZGUÉBEL, J-P.; AUBERT, S.; GROSSE, W.; LATURNUS, F. **Phytoremediation: sulphonated aromatic pollutants: i sulphonated aromatic pollutants limits of microbial degradability and potential of phytoremediation**. V. 9, p. 62 – 72, 2002.

SEZERINO, P. H. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed *wetland*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2006. 171f.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Brazilian experiences with constructed *wetland* applied to wastewater treatment: Design parameters for horizontal systems. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151–158, 7 jul. 2015.

SHEHZADI, M.; AFZAL, M.; KHAN, M. U.; ISLAM, E.; MOBIN, A.; ANWAR, S.; KHAN, Q. M. Enhanced degradation of textile effluent in constructed *wetland* system using *Typha domingensis* and textile effluent-degrading endophytic bacteria. **Water Research**, v. 58, p. 152–159, 2014.

SHREYA, VERMA, A. K.; DASH, A. K.; BHUNIA, P.; DASH, R. R. **Removal of surfactants in greywater using low-cost natural adsorbents: A review**. **Surfaces and Interfaces**. Elsevier B.V. 1 dez. 2021.

SILVA FILHO, H. A. Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Campina Grande (UFCG). Campina Grande, 2009. 134 f.

SILVA, D.; DEBACHER, N. A.; BORGES DE CASTILHOS JUNIOR, A.; ROHERS, F.; CATARINA, S. Caracterização físico-química e microestrutural de conchas de moluscos bivalves provenientes de cultivos da região litorânea da ilha de Santa Catarina **Quim. Nova**. v. 33. p. 1053-1058. 2010.

SILVA, S. C.; LUCRECIA, M.; RAMOS, G.; SILVEIRA BERNARDES, R. **Remoção de sais em wetland construídos no tratamento de esgotos domésticos primário removal of salts in built wetland in primary domestic sewage treatment**. [s.l: s.n.].

TAN, X.; YANG, Y. L.; LI, X.; ZHOU, Z. W.; LIU, C. J.; LIU, Y. W.; YIN, W. C.; FAN, X. Y. Intensified nitrogen removal by heterotrophic nitrification aerobic denitrification bacteria in two pilot-scale em fluxo de marés constructed *wetland*: Influence of influent C/N ratios and tidal strategies. **Bioresource Technology**, v. 302, 1 abr. 2020.

TAVARES, D. C. Formação de Biomassa Granular, visando a remoção combinada de matéria orgânica e nutrientes em altas temperaturas. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE. Rio de Janeiro, 2017. 136-158 f.

VAN HAANDEL, A. C. MARAIS, G. V. R. (1999). O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações. Campina Grande: Epgraf, 472 p.

VASCONCELLOS, G. R. Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial. Dissertação (Mestrado) -Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia. Belo Horizonte, 2015. 110 f.

VON SPERLING, M. (1996). Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. von. 2. princípios básicos do tratamento de esgotos. 1 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 1. 211p.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2016. v. 2. 211 p. ISBN: 978-85423-0174-8.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed *wetland*: A review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582–592, dez. 2013.

VYMAZAL, J. **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetland systems for wastewater treatment**. Ecological Engineering. **Anais...**1 dez. 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetland*. **Science of the Total Environment**, v. 380, n. 1–3, p. 48–65, 15 jul. 2007.

VYMAZAL, J.; KROPFELLOVA, L. Wastewater treatment in constructed wetland with horizontal sub-surface flow. 2008. v. 14. Nova Iorque, NY, USA: Springer, 2008. ISBN 978-1-4020-8579-6, e-ISBN 978-1-4020-8580-2.

WANG, S.; GONG, Z.; WANG, Y.; CHENG, F.; LU, X. An anoxic-aerobic system combined with integrated vertical-flow constructed *wetland* to highly enhance simultaneous

organics and nutrients removal in rural China. **Journal of Environmental Management**, v. 332, 15 abr. 2023.

WANG, W.; WANG, J.; WANG, X.; CUI, Y.; ZHAI, T.; WU, H.; WANG, S. Performance and mechanism of azo dyes degradation and greenhouse gases reduction in single-chamber electroactive constructed *wetland* system. **Bioresource Technology**, v. 365, 1 dez. 2022.

WANG, Z.; DONG, J.; LIU, L.; ZHU, G.; LIU, C. Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed *wetland* treating swine wastewater. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 57–65, maio 2013.

WU, D.; XING, T.; YONG, Y.; ZHANG, Y. J.; HOU, J.; LIU, H. B.; GUO, W. G.; ZHAO, X. Underestimated indirect and persistent effects of decaying macrophytes on aquatic ecosystem through alteration of bacterial community structure and function. **International Biodeterioration and Biodegradation**, v. 187, 1 fev. 2024.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed *wetland* inperformance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**. Elsevier Ltd, 15 jun. 2014.

XIONG, C.; LI, Q.; TAM, N. F.; ZHANG, X.; TAI, Y.; WU, R.; HUANG, L.; VYMAZAL, J.; DAI, Y.; YANG, Y. The combination sequence effect on nitrogen removal pathway in hybrid constructed *wetland* treating raw sewage from multiple perspectives. **Science of the Total Environment**, v. 833, 10 ago. 2022.

XU, D.; LING, H.; LI, Z.; LI, Y.; CHEN, R.; CAI, S.; GAO, B. Treatment of Ammonium-Nitrogen-Contaminated Groundwater by Em fluxo de marés Constructed *wetland* Using Different Substrates: Evaluation of Performance and Microbial Nitrogen Removal Pathways. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 233, n. 5, 1 maio 2022.

YADAV, S.; SRIVASTAVA, V.; BANERJEE, S. WENG, C. H.; SHARMA, Y. C. Adsorption characteristics of modified sand for the removal of hexavalent chromium ions from aqueous solutions: Kinetic, thermodynamic and equilibrium studies. **Catena**, v. 100, p. 120–127, jan. 2013.

YANG, C.; ZHANG, X.; TANG, Y.; JIANG, Y.; XIE, S.; ZHANG, Y.; QIN, Y. **Selection and optimization of the substrate in constructed *wetland*: A review**. **Journal of Water Process Engineering**. Elsevier Ltd, , 1 out. 2022.

YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D. **Global development of various emerged substrates utilized in constructed *wetland***. **Bioresource Technology**. Elsevier Ltd, , 1 ago. 2018.

YIN, W.; WEN, C.; LIU, L.; XIE, D.; HAN, J.; LIN, X. Prediction and correlation study of dioxin emissions classifications from municipal solid waste incinerators. **Atmospheric Pollution Research**, v. 15, n. 5, 1 maio 2024.

YU, G.; WANG, G.; CHI, T.; DU, C.; WANG, J.; LI, P.; ZHANG, Y.; WANG, S.; YANG, K.; LONG, Y.; CHEN, H. **Enhanced removal of heavy metals and metalloids by**

constructed wetland: A review of approaches and mechanisms. Science of the Total EnvironmentElsevier B.V. , 15 maio 2022.

ZANONI, M. V. B.; YAMANAKA, H. (2016). Corantes: caracterização química, toxicológica, métodos-- de detecção e tratamento (1ª ed.). São Paulo: Cultura Acadêmica. ISBN 978-85-7983-780-7.

ZHANG, M.; HUANG, J. C.; SUN, S.; REHMAN, M. M. U.; HE, S. Depth-specific distribution and significance of nitrite-dependent anaerobic methane oxidation process in em fluxo de marés constructed *wetland* used for treating river water. **Science of the Total Environment**, v. 716, 10 maio 2020.

ZHANG, M.; HUANG, J. C.; SUN, S.; REHMAN, M. M. U.; HE, S.; ZHOU, W. Nitrogen removal through collaborative microbial pathways in em fluxo de marés constructed *wetland*. **Science of the Total Environment**, v. 758, 1 mar. 2021a.

ZHANG, M.; HUANG, J. C.; SUN, S.; UR REHMAN, M. M.; HE, S.; ZHOU, W. Dissimilatory nitrate reduction processes and corresponding nitrogen loss in em fluxo de marés constructed *wetland*. **Journal of Cleaner Production**, v. 295, 1 maio 2021b.

ZHAO, H.; ZHANG, S.; YANG, W.; XIA, F.; GUO, H.; TAN, Q. Coupling and decoupling of soil carbon and nutrients cycles at different salinity levels in a mangrove *wetland*: Insights from CUE and enzymatic stoichiometry. **Science of the Total Environment**, v. 922, 20 abr. 2024.

ZHAO, Z.; ZHANG, X.; CHENG, M.; SONG, X.; ZHANG, Y.; ZHONG, X. Influences of Iron Compounds on Microbial Diversity and Improvements in Organic C, N, and P Removal Performances in Constructed *wetland*. **Microbial Ecology**, v. 78, n. 4, p. 792–803, 1 nov. 2019.

ZHIMIAO, Z.; XINSHAN, S.; YANPING, X.; YUFENG, Z.; ZHIJIE, G.; FANDA, L.; YI, D.; WEI, W.; TIANLING, Q. Influences of seasons, N/P ratios and chemical compounds on phosphorus removal performance in algal pond combined with constructed *Wetland*. **Science of the Total Environment**, v. 573, p. 906–914, 15 dez. 2016.

ZHONG, H.; HU, N.; WANG, Q.; CHEN, Y.; HUANG, L. **How to select substrate for alleviating clogging in the subsurface flow constructed wetland?** **Science of the Total Environment**Elsevier B.V. , 1 jul. 2022.

ZHONG, L.; YANG, S. S.; SUN, H. J.; CUI, C. H.; WU, T.; PANG, J. W.; ZHANG, L. Y.; REN, N. Q.; DING, J. New insights into substrates shaped nutrients removal, species interactions and community assembly mechanisms in em fluxo de marés constructed *wetland* treating low carbon-to-nitrogen rural wastewater. **Water Research**, v. 256, 1 jun. 2024.

ZHOU, M.; CAO, J.; LU, Y.; ZHU, L.; LI, C.; WANG, Y.; HAO, L.; LUO, J.; REN, H. The performance and mechanism of iron-modified aluminum sludge substrate em fluxo de marés constructed *wetland* for simultaneous nitrogen and phosphorus removal in the effluent of wastewater treatment plants. **Science of the Total Environment**, v. 847, 15 nov. 2022.

ZHOU, X.; CHEN, Z.; LI, Z.; WU, H. Impacts of aeration and biochar addition on extracellular polymeric substances and microbial communities in constructed *wetland* for low C/N wastewater treatment: Implications for clogging. **Chemical Engineering Journal**, v. 396, 15 set. 2020.