



INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA DO CEARÁ
IFCE CAMPUS FORTALEZA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM TECNOLOGIA E GESTÃO AMBIENTAL

CLÉCIO DA FROTA RODRIGUES

**ECOTECNOLOGIA DE WETLAND CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE
ÁGUAS RESIDUÁRIAS E REÚSO EM CULTURA DE SUBSISTÊNCIA**

FORTALEZA

2025

CLÉCIO DA FROTA RODRIGUES

**ECOTECNOLOGIA DE WETLAND CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE
ÁGUAS RESIDUÁRIAS E REÚSO EM CULTURA DE SUBSISTÊNCIA**

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

Orientadora: Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva.

Coorientadores: Dra. Victória M. Silva Bermúdez.

Prof. Dr. Rinaldo dos Santos Araújo.

FORTALEZA

2025



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

FOLHA DE APROVAÇÃO

Processo: 23256.001016/2025-08

Interessado: Gloria Maria Marinho Silva

CLÉCIO DA FROTA RODRIGUES

ECOTECNOLOGIA DE WETLAND CONSTRUÍDO PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS E REÚSO DE CULTURA DE SUBSISTÊNCIA

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

Aprovada em: **03/02/2025**.

BANCA EXAMINADORA

Profa. Dra. Glória Maria Marinho Silva

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE

Profa. Dra. Maria Águeda Pontes Caminha Muniz

AMBIENTAL CEARÁ - AEGEA

Profa. Dra. Marisete Dantas de Aquino

Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado eletronicamente por **Gloria Maria Marinho Silva, Coordenador(a) do PGTGA**, em 28/02/2025, às 09:51, 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](#).



Documento assinado eletronicamente por **Marisete Dantas de Aquino, Usuário Externo**, em 06/03/2025, às 07:19, 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 **7012060** e o código CRC **CB122E16**.

Ao altíssimo Deus por minha vida e salvação.
Aos meus pais, Francisco do Nascimento Rodrigues e Antônia Célia da Frota Rodrigues, as minhas filhas Rebeca Frota e Raabe Frota, que na minha vida, com muita dedicação são meu principal estímulo para a realização de tudo que faço e aos meus amigos pelo apoio e incentivo a mim oferecidos.

AGRADECIMENTOS

A Deus por me conceder vida, saúde, força, coragem e por mais uma etapa de minha vida vencida. Elevo a Ti, ó Deus, toda a minha gratidão, porque de Ti, e por Ti, e para Ti são todas as coisas. A Deus, toda honra e toda a glória, hoje e para sempre. Amém!

Ao Instituto Federal do Ceará (IFCE) Campus de Fortaleza, pela oportunidade de realização do curso de pós-graduação.

Aos meus pais, Antônia Célia da Frota Rodrigues e Francisco do Nascimento Rodrigues, pela confiança a mim dedicado, pelo amor incondicional e por todos os momentos alegres proporcionados. E aos demais familiares pelo incentivo.

A professora Glória Marinho, pela amizade, confiança depositada, orientação e apoio neste trabalho.

Ao professor Rinaldo dos Santos Araújo que, apesar de ser torcedor do Ceará Sporting Club, contribuiu com sua amizade, paciência, ensinamentos e importantes sugestões.

Aos demais professores do Curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental que contribuíram com meu aprendizado no decorrer da minha formação para o título de Mestre.

As secretárias do curso de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do IFCE: Raquel Casemiro e Raquel Leal, pela amizade e presteza durante todo o curso.

Aos demais funcionários do campus do IFCE em Fortaleza.

Aos meus amigos da Pós-Graduação, em especial: Sheila Araújo, Sara Maria, Joice Maciel, Senira, Marcelo Magalhaes, Lidiane, Sandro Braga e Beatriz pela demonstração de carinho e amizade e pela convivência durante o curso, pela compreensão, respeito, incentivo e força que me concederam nos momentos de dificuldade.

Especialmente, a Aline dos Santos Barros Frota, pela ajuda incondicional durante todo meu trabalho, você mora no meu coração minha amada.

E, finalmente, a todas as pessoas que, das mais variadas formas, deram sua parcela de contribuição e apoio para que este trabalho fosse realizado.

*“Confie no Senhor de todo o seu
coração e não se apoie em seu
próprio entendimento”.
(Provérbios 3:5)*

RESUMO

A escassez crescente de água torna essencial o reaproveitamento de águas residuárias geradas nos setores doméstico, agrícola e industrial com uma abordagem sustentável, ecológica e econômica de reuso. Notadamente a tecnologia de tratamento a ser utilizada deve ser eficiente na remoção de matéria orgânica, sólidos em suspensão e outros poluentes específicos dessas águas. As *wetlands* construídas (WC) se destacam, dentre as ecotecnologias para tratamento de águas residuárias, devido suas características de sustentabilidade e baixo custo. Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar a eficiência de remoção de poluentes de água residuária sintética com o uso da ecotecnologia de *wetland* constituído por uma camada de concha marinha e de tijolos quebrados, como substrato e *Typha ssp* como espécie vegetal, e posterior reutilização dos efluentes para fins agrícolas. Para o tratamento da água residuária sintética foram utilizadas unidades de *wetlands* denominadas WC-1, WC-2, WC-3, WC-4, WC-5, WC-6, WC-7, WC-8, WC-9 e WC-10 operadas segundo um planejamento fatorial com metodologia de superfície de resposta. Experimentalmente foram avaliados os efeitos das concentrações de azo corante Ponceau 4R (0,8 a 9,2 mg/L) e tempos de detenção (4 a 11 dias) sobre a eficiência de remoção de poluentes das WC à temperatura ambiente (27° C). Para o estudo de reuso agrícola foram empregados efluentes tratados de 3 sistemas (WC-6, WC-7 e WC-8) de acordo com um delineamento inteiramente casualizado com 4 tratamentos e 4 repetições para avaliar os componentes de crescimento inicial do feijão-caupi. No planejamento fatorial os melhores resultados de tratamento foram observados na WC-8 sob tempo de retenção de 11 dias, sendo encontradas remoções de DQO, NO₃⁻, NO₂⁻ e sólidos suspensos totais de 92,82%, 100%, 84,67% e 89,80%, respectivamente. A utilização dos efluentes tratados para a irrigação do feijão-caupi proporcionou melhor desenvolvimento inicial das plantas quando analisados os parâmetros altura das hastes, produção de matéria seca das folhas, da raiz, das hastes e da matéria seca total. Estes resultados demonstram a possibilidade de utilização da ecotecnologia de *wetlands* construídas no tratamento de águas residuárias com fins de reutilização na irrigação de culturas agrícolas de interesse. A adoção de WC no presente estudo está alinhada a vários Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, podendo ser uma estratégia viável para o alcance das metas dessa agenda, especialmente em regiões com recursos hídricos limitados.

Palavras Chaves: *Wetland*. Planejamento fatorial. *Typha ssp*. Remoção de poluentes. Reuso.

ABSTRACT

The growing water scarcity makes it essential to reuse wastewater generated in the domestic, agricultural, and industrial sectors with a sustainable, ecological, and economic reuse approach. Notably, the treatment technology to be used must be efficient in removing organic matter, suspended solids, and other specific pollutants from these waters. Constructed wetlands stand out among the ecotechnologies for wastewater treatment due to their sustainability and low cost. Thus, the objective of this research was to evaluate the efficiency of pollutant removal from synthetic wastewater using the ecotechnology of a wetland consisting of a layer of seashells and broken bricks as a substrate, and *Typha* spp as the plant species, with subsequent reuse of the effluents for agricultural purposes. For the treatment of synthetic wastewater, wetland units called WC-1, WC-2, WC-3, WC-4, WC-5, WC-6, WC-7, WC-8, WC-9, and WC-10 were operated according to a factorial design with response surface methodology. Experimentally, the effects of azo dye Ponceau 4R concentrations (0.8 to 9.2 mg/L) and detention times (4 to 11 days) on pollutant removal efficiency of the WC at ambient temperature (27°C) were evaluated. For the agricultural reuse study, treated effluents from 3 systems (WC-6, WC-7, and WC-8) were used according to a completely randomized design with 4 treatments and 4 repetitions to evaluate the initial growth components of cowpea. In the factorial design, the best treatment results were observed in WC-8 under a retention time of 11 days, with removals of COD, NO₃⁻, NO₂⁻, and total suspended solids of 92.82%, 100%, 84.67%, and 89.80%, respectively. The use of treated effluents for the irrigation of cowpea provided better initial plant development when analyzing the parameters of stem height, dry matter production of leaves, roots, stems, and total dry matter. These results demonstrate the possibility of using constructed wetland ecotechnology in the treatment of wastewater for reuse in the irrigation of agricultural crops of interest. The adoption of WC in the present study is aligned with several Sustainable Development Goals (SDGs) of the 2030 Agenda and may be a viable strategy for achieving the goals of this agenda, especially in regions with limited water resources.

Keywords: *Wetland. Factorial design. Typha spp. Pollutant removal. Reuse*

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 — Índices de atendimento com rede pública de esgoto (% por macrorregião)	19
Figura 2 — Índices de tratamento de esgotos coletados (% por macrorregião)	20
Figura 3 — <i>Wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV)	26
Figura 4 — Classificação das WC e suas principais características.....	28
Figura 5 — Macrófita <i>Typha ssp.</i>	33
Figura 6 — Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).....	36
Figura 7 — Perfil das camadas de substratos dentro de cada <i>wetland</i> construído para o estudo.....	43
Figura 8 — Macrófita <i>Typha ssp</i> e seu posicionamento em cada WC.....	45
Figura 9 — Seleção das sementes de feijão-caupi.....	49
Figura 10 — Disposição das sementes nas células da bandeja de polietileno.....	49
Figura 11 — Feijão-caupi 10 DAS (a) e durante o desbaste para o transplântio das mudas (b).....	50
Figura 12 — Preparação para a extração das raízes das plantas de feijão.....	54
Figura 13 — Resultados de DQO, durante a etapa de adaptação com ARS como afluente diluída a 25% (a); 50% (b); 75% (c); e sem diluição (100%) (d).....	58
Figura 14 — Eficiência da remoção de corante na fase de adaptação com ARS como afluente a 25% (a); 50% (b); 75% (c) e sem diluição (100%) (d).....	61
Figura 15 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de DQO considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.....	73
Figura 16 — Superfícies de resposta para a remoção % de DQO das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.....	74
Figura 17 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de NO_3^- considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.....	76
Figura 18 — Superfícies de resposta para a remoção % de NO_3^- das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.....	78

Figura 19 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de NO_2^- considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.....	80
Figura 20 — Superfícies de resposta para a remoção % de NO_2^- das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.....	81
Figura 21 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de SST considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.....	83
Figura 22 — Superfícies de resposta para a remoção % de SST das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.....	83

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	— Características dimensionais dos sistemas de WC em estudo.....	44
Tabela 2	— Composição da solução nutritiva.....	46
Tabela 3	— Composição da água residuária sintética (ARS) na fase de adaptação.....	47
Tabela 4	— Fatores e níveis das variáveis usadas no experimento fatorial em estudo.....	48
Tabela 5	— Matriz do planejamento fatorial para o tratamento da ARS nas WC em estudo.....	48
Tabela 6	— Tratamentos adotados para irrigação do feijão-caupi.....	50
Tabela 7	— Composição do meio Martin.....	53
Tabela 8	— Valores médios dos parâmetros das amostras de água do poço e da ARS.....	55
Tabela 9	— Concentração de DQO nos efluentes das WC para cada diluição da ARS, no período de adaptação. DQO de entrada de 302,67 mg/L em ARS 25%; 663,30 mg/L em ARS 50%; 1013,30 mg/L em ARS 75% e 1290,00 mg/L em ARS 100%)	56
Tabela 10	— Perfil das concentrações de corante nos efluentes dos WC para a ARS a 25%, 50%, 75% e sem diluição (100%). Concentrações iniciais de corante de 2,303 mg/L em ARS 25%; 7,787 mg/L em ARS 50%; 7,271 mg/L em ARS 75% e 9,038 mg/L em ARS sem diluição (100%)	60
Tabela 11	— Caracterização da ARS bruta (afluente) usada nas WC no estudo.....	63
Tabela 12	— Resultados do planejamento fatorial para os valores de pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE) e potencial de oxidação-redução (ORP) no tratamento da ARS usando <i>wetland</i> construída.....	65
Tabela 13	— Remoções % de DQO, corante, amônia (NH ₃), nitrato (NO ₃ ⁻), nitrito (NO ₂ ⁻), sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (FT) e surfactante (DSS) no tratamento da ARS com <i>wetland</i> construído segundo o planejamento fatorial estudado.....	68
Tabela 14	— Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de DQO no tratamento das ARS pelas WC em estudo.....	72
Tabela 15	— Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção % de NO ₃ ⁻ no tratamento das ARS pelas WC em estudo.....	76
Tabela 16	— Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção % de NO ₂ ⁻ no tratamento das ARS pelas WC em estudo.....	79

Tabela 17 — Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de NO ₂ no tratamento das ARS pelas WC em estudo.....	82
Tabela 18 — Contagem de colônias.....	86
Tabela 19 — Caracterização da água do poço (controle) e dos efluentes tratados de algumas WC a serem utilizadas na irrigação de feijão-caupi.....	87
Tabela 20 — Componentes de crescimento inicial da cultura do feijão-caupi avaliados nesse estudo.....	88

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO.....	15
2	OBJETIVOS.....	17
2.1	Objetivo geral.....	17
2.2	Objetivos específicos.....	17
3	REVISÃO DE LITERATURA.....	18
3.1	Saneamento básico.....	18
3.2	Wetlands construídos.....	21
3.2.1	<i>Tipos de wetlands construídos</i>	24
3.2.1.1	<i>Wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV)</i>	26
3.2.2	<i>Componentes das wetlands</i>	28
3.2.2.1	<i>Materiais filtrantes</i>	28
3.2.2.2	<i>Macrófitas</i>	32
3.3	Microorganismos	34
3.4	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).....	35
3.5	Reuso das águas residuárias tratadas para fins de irrigação.....	38
4	MATERIAL E MÉTODOS.....	43
4.1	Descrição da área de estudo e montagem do sistema.....	43
4.2	Período de adaptação.....	46
4.3	Planejamento fatorial.....	47
4.4	Potencial de reuso dos efluentes para irrigação.....	48
4.5	Coleta e análises.....	51
4.5.1	<i>Caracterização físico-química</i>	51
4.5.2	<i>Avaliação do crescimento microbiano</i>	53
4.5.3	<i>Análises do crescimento inicial do feijão-caupi</i>	53
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	55

5.1	Fase de adaptação.....	55
5.1.1	<i>Caracterização da água residuária sintética (ARS) na fase de adaptação.....</i>	55
5.1.2	<i>Avaliação da remoção de DQO.....</i>	56
5.1.3	<i>Avaliação da remoção de corante.....</i>	60
5.2	Tratamento da ARS via planejamento fatorial.....	63
5.3	Avaliação do crescimento microbiano.....	86
5.4	Reuso dos efluentes das WC para fins de irrigação.....	87
5.4.1	<i>Avaliação do crescimento do feijão-caupi.....</i>	88
6	CONCLUSÃO.....	91
	REFERÊNCIAS.....	92

1 INTRODUÇÃO

O tratamento e o lançamento inadequado de águas residuárias domésticas no solo e corpos d'água, representam uma das principais fontes poluidoras dos recursos hídricos no Brasil. Diante disso, o tratamento de efluentes e sua reutilização são questões que atraem bastante preocupação, pela escassez do recurso hídrico e pelos impactos diretos a saúde humana.

Tal condição, se intensifica quando é estudada a qualidade do esgotamento doméstico nas zonas rurais, onde há uma disposição inadequada dos resíduos oferecendo sérios riscos à saúde da população local e ao meio ambiente. Estas localidades e suas populações têm sido colocadas de lado pelas políticas públicas de saneamento.

O déficit de saneamento é uma realidade nas comunidades rurais do Brasil e estima-se, que no Brasil cerca de 15,1% da sua população ainda não tem acesso ao abastecimento de água por redes de distribuição, e 44% não possuem acesso ao esgotamento sanitário (SNIS, 2023)

As *wetlands* construídas (WC) podem ser uma alternativa para comunidades afastadas de centros urbanos, que não são atendidas por rede de tratamento de esgoto (FADANELLI *et al.*, 2019). Trata-se de uma técnica de tratamento de águas residuárias simples e de baixo custo que simula os processos naturais. Baseia-se nos biomas de zonas húmidas naturais, porém em ambiente controlado.

As ecotecnologias podem ser utilizadas como tratamento primário, secundário ou terciário, consoante a origem das águas residuárias. As combinações de WC com outras técnicas de tratamento como fossas sépticas e reatores UASB são comuns. Em vários estudos, os sistemas de WC apareceram como uma alternativa de tratamento descentralizado para áreas rurais (CARDONA *et al.*, 2019, JÓŹWIAKOWSKI *et al.*, 2019; MOREIRA; DIAS, 2020).

A escolha adequada da espécie vegetal a ser introduzida nas WC podem contribuir com o sucesso do tratamento das águas residuárias. A plantas macrófitas em WC devem ser capazes de tolerar os contaminantes a tratar e as suas concentrações variáveis. Portanto, o conhecimento da eficiência de acumulação e tolerância de diferentes macrófitas é necessário para selecionar as espécies vegetais mais convenientes a serem utilizadas (HADAD; MAINE, 2023).

Frequentemente são utilizadas nos WC uma combinação de materiais filtrantes, como cascalho, areia, carvão ativado, tijolos cerâmicos, conchas marinhas e substratos sintéticos específicos projetados para a remoção de poluentes específicos. A água contaminada é direcionada para esses sistemas, onde passa por uma série de processos físicos, químicos e biológicos, que ajudam a remover poluentes e nutrientes indesejados.

A eficácia das *wetlands* construídas depende de vários fatores, incluindo o projeto hidráulico e a seleção adequada dos materiais filtrantes com base nas características da água a ser tratada. Esses sistemas podem ser projetados em diferentes escalas, desde unidades menores para tratamento de águas residuárias domésticas até grandes sistemas de tratamento de águas pluviais e industriais.

A densidade e a atividade de populações microbianas presentes nessas ecotecnologias exibem uma correlação positiva direta na sua eficácia, desempenhando um papel primordial nos processos bioquímico para a remoção de poluentes no efluente a serem tratados sendo oportuno analisar a diversidade microbiana.

Tais características colocam as *wetlands* construídas como soluções de custo competitivo e forte apelo natural para o tratamento de águas residuárias das mais variadas fontes, sendo amplamente defendida quando se trata de viabilidade para uso em sistemas descentralizados de esgoto sanitário.

A reutilização, reciclagem e recuperação de efluentes fornece uma alternativa sustentável a falta de águas para uso na agricultura, nas indústrias, residenciais, entre outros, com base na satisfação dos padrões de qualidade, diminuindo as retiradas dos sistemas de água doce, bem como o volume de águas residuárias lançadas em corpos hídricos (HENDGES; DOS SANTOS ANTES; TONES, 2018).

Como possível solução para uso do efluente tratado nos sistemas de WC podemos citar a irrigação de culturas alimentares que tenham importância econômica e social para agricultores familiares como é o caso do feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.).

Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar a eficiência do tratamento de uma água residuária sintética contendo corante por meio da ecotecnologia de WC de fluxo subsuperficial vertical utilizando um leito filtrante misto com conchas marinhas e tijolos cerâmicos e a macrófita *Typha* ssp.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a eficiência de tratamento de água residuária sintética em wetland construído com o emprego de substrato misto (concha marinha e tijolos) e *Typha ssp* como espécie vegetal.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a adaptação da espécie *Typha ssp* às condições experimentais das *wetlands* construídos (WC) com relação à remoção de DQO e corante Ponceau 4R;
- Analisar a contribuição do sistema de WC como estratégia para o alcance dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS 2, 3, 6, 11, 12, 13, 14 e 15) da Agenda 2030;
- Analisar a eficiência da ecotecnologia WC na remoção de DQO, corante, amônia (NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), fósforo total (FT), sólidos suspensos totais (SST) e surfactantes de águas residuária sintéticas via planejamento fatorial;
- Verificar se o tratamento nas WC atinge os padrões requeridos para lançamento de efluente no corpo receptor e reuso de acordo com suas características;
- Avaliar o crescimento inicial do feijão-caupi submetido a irrigação com os efluentes produzidos pela ecotecnologia em estudo.

3 REVISÃO DE LITERATURA

3.1 Saneamento básico

No mundo é possível se observar uma preocupação com a qualidade da água que é consumida e com a destinação dos efluentes domésticos, uma vez que o descarte incorreto desses elementos pode trazer efeitos deletérios ao homem e a natureza. No Brasil, apesar de o atendimento dos serviços de água ser considerado abrangente, ele ainda não é universal. No que diz respeito ao esgotamento sanitário, esse atendimento é bem menor do que o abastecimento de água potável, principalmente nas regiões Norte e Nordeste do país (CARDOSO, 2023).

A Organização Mundial da Saúde (OMS) e o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF) em 2021 relatam conjuntamente que 616 milhões de pessoas em todo o mundo vivem em ambientes sem acesso a esgotamento sanitário, e 92% vivem em assentamentos rurais (ZHONG *et al.*, 2023).

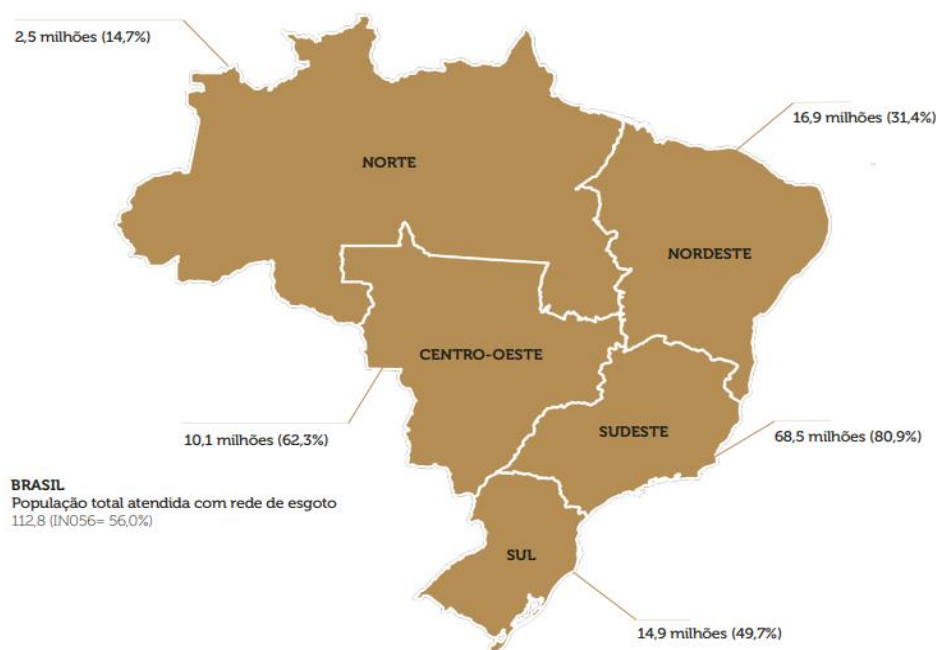
Segundo Gleick (1998) a cada ano, espera-se que 80 países em todo o mundo experimentem uma grave escassez de água. De acordo com Scheierling *et al.* (2011) cerca de 1,8 bilhão de pessoas provavelmente enfrentarão grave escassez de água, o que significa que, dois terços do mundo podem experimentar a falta de água até 2025 e aproximadamente metade do mundo experimentará alta pressão hídrica até 2030.

No Brasil, a política Nacional de Recursos Hídricos, nomeadamente na redação da Lei nº 9.433/91, dispõe como fundamento, em seu art. 1º, I e II, que a água é um bem de domínio público e um recurso natural limitado, dotado de valor econômico. Portanto, a gestão das águas é de responsabilidade pública, devendo ser alvo dos devidos cuidados a fim de garantir a qualidade e a quantidade do seu uso em todas as instâncias sociais e econômicas.

De acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS 2023), em 2022, as redes de esgotos atenderam 56,0% da população total (112,8 milhões de habitantes) do Brasil. O maior valor do índice de atendimento total foi encontrado na macrorregião Sudeste (80,9%) e o menor da macrorregião Norte (14,7%) como observado na Figura 1.

Do total do esgoto gerado em todo Brasil apenas 52,2% são tratados, em 2022 o volume de esgotos coletado chegou a 6,1 bilhões de m³ e o de esgoto tratado a 5,0 bilhões de m³, representando um tratamento de 81,6% dos esgotos coletados. Nas macrorregiões, o menor índice é registrado no Nordeste, com 76,3% e o maior no Centro-Oeste, com 94,3% como visto na Figura 2.

Figura 1 — Índices de atendimento com rede pública de esgoto (% por macrorregião)



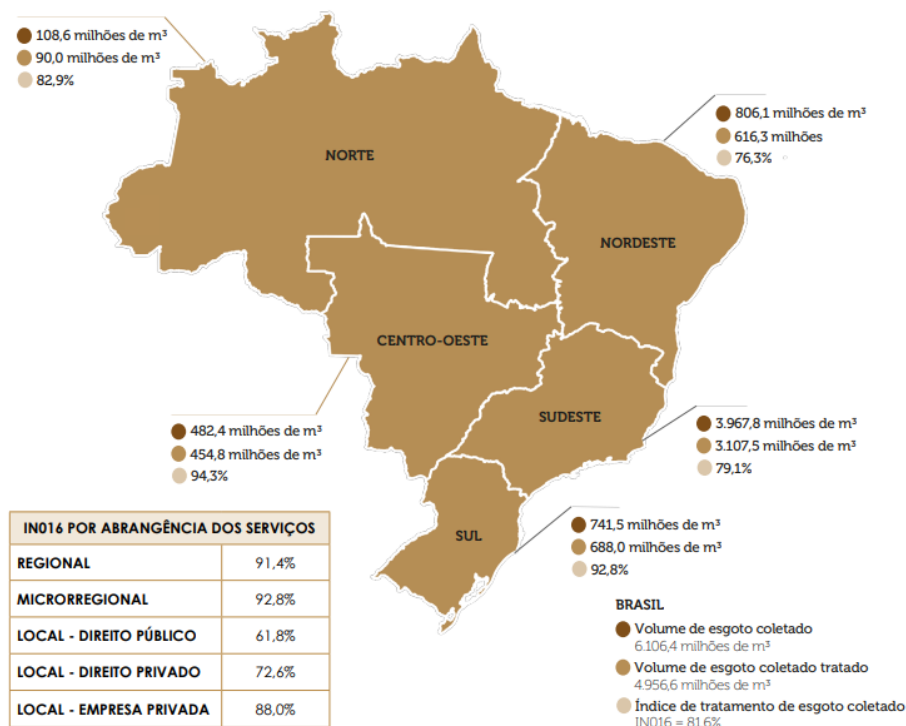
Fonte: SNIS (2023).

É possível se observar que as populações mais pobres e vulneráveis sofrem as consequências de forma mais acentuada, uma vez que, em geral, residem em áreas propensas a propagações de doenças, com limitado acesso a serviços de saúde, sem ocupação ou ocupações que não lhes permite o trabalho remoto, além disso, as moradias são precárias, superlotadas e não tem acesso à água e saneamento (MATTA *et al.*, 2021).

O acesso a estes recursos básicos é um direito humano essencial, fundamental e indispensável para a vida com dignidade, para a saúde pública e bem-estar social, sendo reconhecido pela ONU como “condição para o gozo pleno da vida e dos demais direitos humanos”. Porém, o saneamento no Brasil é considerado um dos setores mais atrasados de infraestrutura, se distribuindo ao longo do território de maneira desigual a níveis preocupantes (ONU, 2020).

Com a deficiência no saneamento básico se abrem as portas para um aumento do acúmulo de compostos inorgânicos e orgânicos no ambiente aquático nas últimas décadas (VINAYAGAM, *et al.*, 2023). Devido à sua natureza persistente, esses fluxos industriais são uma fonte potencial de poluentes e os efeitos tóxicos e a influência desses contaminantes no ecossistema têm sido intensamente investigados, uma vez que 1,5 mg/L de corante adiciona cor ao efluente sendo inadequado para a ingestão humana (KÜMMERER, 2009).

Figura 2 — Índices de tratamento de esgotos coletados (% por macrorregião)



Fonte: SNIS (2023).

No tratamento de efluentes industriais dois processos são comumente utilizados: tratamento primário e tratamento secundário. No tratamento primário, grandes sólidos/partículas são removidos, enquanto no tratamento secundário, a biorremediação de materiais orgânicos ocorre através da ação de microrganismos (UDAIYAPPAN *et al.*, 2017).

Em países desenvolvidos a taxa de tratamento de águas residuárias tratadas giram em torno de 55 a 59%, enquanto nos países em desenvolvimento aproximadamente 80% dos efluentes são lançados em lagos e rios sem tratamento adequado (JAYASWAL; SAHU; GURJAR, 2018).

É notório que, com o rápido progresso da indústria e da agricultura modernas, muitos poluentes tóxicos e nocivos foram liberados no meio ambiente nas últimas décadas, o que ameaça seriamente a sobrevivência e o desenvolvimento dos seres humanos e o equilíbrio ecológico. Dentre os tipos de poluentes, os poluentes orgânicos presentes no ar e na água têm despertado ampla atenção por serem, em sua maioria, tóxicos e potencialmente cancerígenos (ZHANG *et al.*, 2020).

Os corantes sintéticos são amplamente empregados em uma infinidade de indústrias, incluindo fabricação de corantes, fabricação de couro, fabricação de papel, tecnologia de alimentos, cosméticos e atividades agrícolas (MANSOURI, JELLALI; AKROUT, 2019).

As plantas macrófitas podem remover contaminantes da água de várias maneiras, incluindo absorção pelas raízes, adsorção na superfície das raízes, volatilização e biodegradação pelos microrganismos associados às raízes. Portanto, ao estudar a remoção dos corantes por plantas macrófitas, é importante considerar esses diferentes mecanismos e como eles podem estar contribuindo para a remoção dessa substância no ambiente aquático.

3.2 *Wetlands* construídos

Os *wetlands*, cuja tradução literal do inglês é "terras úmidas", é um termo usado para todos os habitats húmidos permanentemente ou periodicamente saturados. Devido a essas condições saturadas ou alagadas, as áreas úmidas geralmente também têm outros dois atributos: solos hídricos e hidrófitas crescendo em água ou solos saturados (CHEN *et al.*, 2023).

As zonas de terras úmidas, incluindo pântanos, brejos, charcos, várzeas, turfeiras, lagos rasos, deltas, planícies aluviais e manguezais são exemplos desse tipo de terreno e podem ser encontradas em todas as regiões climáticas (ABDELHAKHEEM; ABOULROOS; KAMEL, 2016) e com uma área global estimada em cerca de 12.100.000 km² (DAVIDSON, FLUET-CHOUINARD; FINLAYSON, 2018).

Wetlands construídos (WC) são sistemas projetados que imitam sistemas naturais de zonas úmidas. As zonas húmidas construídas são artificiais e podem também ser designadas por zonas húmidas artificiais, zonas húmidas projetadas ou zonas húmidas de tratamento simulando vários efeitos físicos, químicos e biológicos no ambiente natural para o tratamento das descargas antropogênicas (IDRIS *et al.*, 2024; BAKHSHOODEH *et al.*, 2017; NUAMAH *et al.*, 2020).

Na primeira década do século XXI, a tecnologia de tratamento de águas residuárias em *wetlands* construídas pode ser caracterizada pelo seguinte: combinação de vários tipos de *wetlands* construídas em sistemas híbridos para obter um melhor desempenho de tratamento, especialmente para o nitrogênio; tratamento de compostos específicos presentes em águas residuárias; procura de meios adequados com elevada capacidade de remoção de fósforo em *wetlands* construídas de fluxo subsuperficial; identificação de bactérias que ajudam nos processos de tratamento; modelação da hidráulica e remoção de poluição em vários tipos de *wetlands* construídas (VYMAZAL, 2011).

Além disso, devido às vantagens em baixos requisitos de energia, fácil operação e manutenção, a tecnologia WC tem sido amplamente adotada como uma tecnologia verde para tratamento de poluição ambiental e produção mais limpa (CORBELLA; PUIGAGUT, 2018).

Existem muitos projetos de *wetlands* que precisam de poucos espaços, podendo ser personalizada de acordo com as condições locais e a área disponível graças à vasta gama de alternativas de design, materiais e tecnologias. Um aspecto crucial do pântano construído é o material do substrato usado (DOTRO *et al.*, 2017).

Quanto aos custos, há uma variação que depende do custo da terra e dos materiais, mas as *wetlands* criadas são particularmente rentáveis onde a terra é menos dispendiosa e mais facilmente disponível (HOTA, *et al.*, 2023).

Alguns desses sistemas foram projetados e operados com o único propósito de tratar águas residuárias. Contudo, outros foram implementados com objetivos de uso múltiplo em mente, como o uso de efluentes de águas residuárias tratadas como fonte de água para a criação e restauração de habitats de zonas úmidas para uso da vida selvagem, para reuso na agricultura ou melhoria ambiental (VYMAZAL, 2014).

Segundo Vymazal (2010) essa tecnologia foi utilizada inicialmente na Alemanha, pelo Instituto Max Planck, na década de 1950 para remoção de fenol e redução de carga orgânica em efluente de laticínios. No Brasil, as primeiras experiências ocorreram no início de 1980 e na década de 1990 essa tecnologia se espalhou.

Sistemas WC ganharam popularidade generalizada por seu tratamento eficiente de diversas águas residuárias, incluindo, mas não se limitando, a águas residuárias municipais (HICKEY *et al.*, 2018; MUISA *et al.*, 2020), industrial (ISLAM; SAEED; MAJED, 2022; WU *et al.*, 2015), águas residuárias agrícolas (NAN; LAVRNIĆ; TOSCANO, 2020; TANG *et al.*, 2021), escoamento superficial e drenagem (VYMAZAL; BŘEZINOVÁ, 2015). Eles também podem ser usados para gerenciar o escoamento de águas pluviais (HEADLEY; TANNER, 2012; XU *et al.*, 2020), reduzindo o impacto do escoamento superficial nos corpos receptores de água e melhorando a qualidade da água.

A remoção de poluentes dentro dessa ecotecnologia construída ocorre através de uma gama diversificada de interações entre os sedimentos, substrato, micro-organismos, serapilheira, plantas, atmosfera e águas residuárias à medida que se movem pelo sistema.

O comportamento e a eficiência das zonas úmidas no tratamento de águas residuárias estão principalmente ligados à composição de macrófitas, substrato, hidrologia, taxa de carga superficial, modo de alimentação do afluente, disponibilidade de microrganismos e temperatura (ALMUKTAR; ABED; SCHOLZ., 2018).

Em relação as macrófitas a serem utilizadas nos sistemas *wetlands*, as mesmas podem ser de três tipos:

- **Emergentes** – São caracterizadas como plantas que possuem suas raízes fixas no sedimento, porém suas folhas permanecem sobre a lâmina d'água. Ex: Taboa (*Typha domingensis* / *Typha latifolia*); Junco (*Juncus effusus*); Capim Vetiver (*Chrysopogon zizanioides*); Papiro (*Cyperus papyrus*); Ciperáceas (*Cyperus giganteus* / *Cyperus involucratus*)

- **Submersas** – São plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente abaixo da superfície da água. Ex: Elódea (*Egeria densa*); Rabo-de-raposa (*Ceratophyllum demersum*); Samambaia-d'água-submersa (*Salvinia minima*); Cabomba (*Cabomba caroliniana*); Pinheirinho-d'água (*Myriophyllum aquaticum*);

- **Flutuantes** – As macrófitas podem ser fixas no sedimento com folhas flutuantes na superfície das águas ou totalmente flutuantes com raízes livres. Ex: Aguapé (*Eichhornia crassipes*); Salvinia (*Salvinia auriculata*); Lentilha-d'água (*Lemna minor*); Alface-d'água (*Pistia stratiotes*); Falsa-baronesa (*Eichhornia azurea*).

Ainda sobre a eficiência, as *wetlands* construídas com materiais filtrantes dependem de vários fatores, incluindo o projeto hidráulico e a seleção adequada dos materiais filtrantes com base nas características da água a ser tratada. Esses sistemas podem ser projetados em diferentes escalas, desde unidades menores para tratamento de águas residuárias domésticas até grandes sistemas de tratamento de águas pluviais e industriais.

Dentre as várias operações e processos que ocorrem nas WC para que se remova os contaminantes podemos citar: a remoção da matéria orgânica por degradação biológica, sedimentação e absorção microbiana, a contaminação orgânica, incluindo os pesticidas, que é removida por adsorção, volatilização, fotólise e degradação biótica, os sólidos em suspensão que são removidos por sedimentação e filtração, o nitrogênio que é removido por absorção vegetal, sedimentação, o fósforo que é removido por sedimentação, filtração, adsorção, absorção vegetal e microbiana, os agentes patogênicos que são removidos por morte natural, sedimentação, filtração, degradação ultravioleta (UV), adsorção, os metais pesados, esses são removidos por sedimentação, adsorção pela vegetação e substrato e processo de absorção vegetal (SWARNAKAR; BAJPAI; AHMAD, 2022).

Do ponto de vista ambiental, as WC são tecnologias que se adequam aos métodos convencionais e recomendada para o tratamento de águas residuárias no local em pequenas comunidades para atender aos padrões de lançamento de efluentes exigidos (WALY *et al.*, 2022) sendo uma alternativa de saneamento de baixo custo e podendo minimizar os impactos ambientais (> 90%) em comparação com as soluções convencionais, reduzindo o uso de

produtos químicos, energia e transporte devido à necessidade de gestão de terceiros (FLORES *et al.*, 2023).

Apesar de ser uma tecnologia consolidada, conforme já mencionado, ainda há que se incorporar conceitos, métodos de dimensionamento, inventários de utilização, padrões de qualidade de efluente tratado e tendências de aproveitamento do efluente tratado e dos subprodutos, sob uma escala nacional.

A remoção de poluentes dentro dessa ecotecnologia construída ocorre através de uma gama diversificada de interações entre os sedimentos, substrato, micro-organismos, serapilheira, plantas, atmosfera e águas residuárias à medida que se movem pelo sistema.

A eficiência e extensões dessas interações também é influenciada pela natureza e a dinâmica do movimento da água. As características hidráulicas e os processos de mistura dentro de *wetlands* construídas são fatores importantes que governam sua eficiência de tratamento (HEADLEY; KADLEC, 2007).

3.2.1 Tipos de *wetlands* construídas

Existem três tipos diferentes de WC, à exemplo de zonas úmidas construídas com superfície de água livre horizontal; zonas húmidas construídas de fluxo subsuperficial horizontal; e zonas húmidas construídas de fluxo vertical. Podem ainda ser classificadas como de superfície livre (águas abertas pouco profundas, onde as plantas estão enraizadas numa camada de solo no fundo; estes sistemas são os mais semelhantes às zonas húmidas naturais) ou de subsuperfície (leitões estanques pouco profundos, preenchidos com meios porosos, as plantas estão enraizadas nos leitões saturados de água, a água é carregada na entrada do leito e, por conseguinte, flui abaixo da superfície num padrão horizontal ou vertical) (MOREIRA; DIAS, 2020; MASI; RIZZO; REGELSBERGER, 2018).

As zonas úmidas construídas usadas para a remoção de contaminantes de águas residuárias podem ser classificadas em três categorias levando em consideração a direção do fluxo e a posição do nível da água, sendo, principalmente, classificados em: WC subsuperficiais de águas livres (FWS), WC de fluxo subsuperficial (FSS) e WC híbridas (DOTRO *et al.*, 2017; GEBRU; WERKNEH, 2024).

A escolha do *wetland* construída dependerá do tipo de afluente a ser tratado, do material dos substratos, da vegetação disponível no local, da temperatura, do tempo de retenção hidráulica e da taxa de carga hidráulica (SWARNAKAR; BAJPAI; AHMAD, 2022)

Os sistemas FWS são utilizados principalmente para tratar águas residuárias no estágio de tratamento terciário, por isso são submetidos a cargas baixas contaminantes (DOTRO *et al.*, 2017).

WC de fluxo vertical livre são similares as *wetlands* naturais, sendo semelhantes aos encontrados na natureza tendo forma e usos parecidos, combinando área de águas abertas, plantas em crescimento, diferentes profundidades de água e outras características típicas de *wetlands* (WETZEL, 2020; IDRIS *et al.*, 2024). São essencialmente constituídas por bacias ou canais pouco profundos (0,5 a 1,0 m), com a água fluindo horizontalmente e exposta a atmosfera; devido a essas condições, há perdas de água devido à evapotranspiração e infiltração no sistema (GIL-MÁRQUEZ; ANDREO; MUDARRA, 2021).

Em detalhes, as WC de fluxo subsuperficial podem ser divididas em WC de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FH), WC de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV) e WC de fluxo superficial livre (WC-FL). Nos sistemas WC-FH, as águas residuárias são alimentadas na zona húmida nas proximidades da entrada e fluem horizontalmente através do substrato sob o solo do leito úmido que é plantado com vegetação.

Os sistemas de WC de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV) são mais conhecidos por suas pegadas reduzidas, boa capacidade de aeração e atraente potencial de remoção de nutrientes das águas residuárias. Os meios filtrantes desempenham um papel essencial na remoção de fósforo e outros poluentes das águas residuárias nesses sistemas (PRIYA; BRIGHU, 2013). Para os sistemas WC-FV, as águas residuárias são dosadas no solo do leito úmido e, em seguida, fluem verticalmente da camada plantada para baixo através do substrato até chegar à zona de saída (VYMAZAL, 2011).

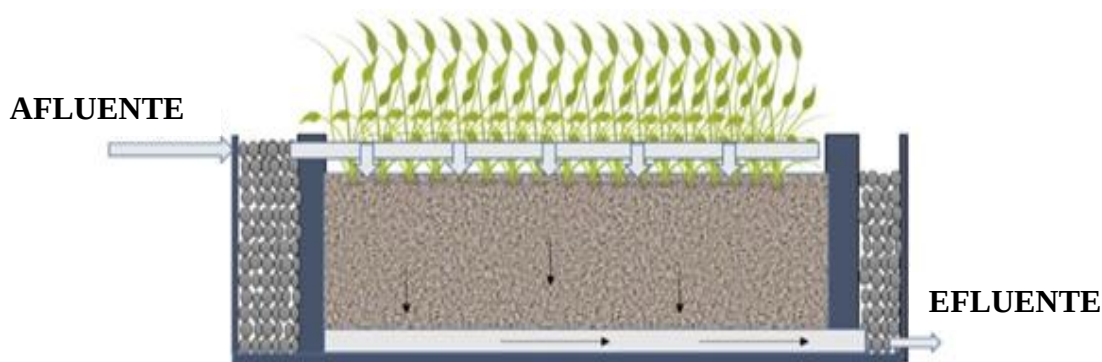
Quanto se trata de WC híbridos, as mesmas possuem as vantagens dos FWS, WC-FH e WC-FV que podem ser combinadas para se complementarem e o que ocasiona uma melhora na sua eficiência do tratamento de águas residuárias. Os WC híbridos são geralmente utilizados para realização de tratamento larga escala. De acordo com Said *et al.* (2020), as estruturas de WC híbridas existem para melhorar a remoção de poluentes, tendo em vista que WC construídos de forma individuais são incapazes de alcançar resultados viáveis.

Para Li *et al.* (2014), esse sistema eventualmente requer um tempo de retenção mais longo, pelo menos até 15 dias, uma vez que combina dois ou mais sistemas. Este sistema ainda possui a característica de obter uma remoção simultânea de vários contaminantes, ao combinar dois ou mais sistemas que exibem capacidade diferente para poluentes específicos (SAEED *et al.*, 2019).

3.2.1.1 Wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV)

De acordo com Gebru e Werkneh (2024), as WC-FV são aquelas em que as águas residuárias são drenadas para fora do fundo e submersas a partir do topo da *wetland*. A estrutura básica para esse sistema seria um leito nivelado com materiais filtrantes graduados coberto de areia e plantado com macrófitas (Figura 3). Nesta configuração as águas residuárias entram pela superfície superior e são drenadas gradualmente na parte inferior. A vantagem do VFCW é a maior capacidade de transporte de oxigênio, alta redução de DBO, sólidos suspensos e patógenos, menos entupimento e requer menos espaço (VYMAZAL, 2014).

Figura 3 — Wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV)



Fonte: Adaptado de Parde *et al.* (2021).

As WC de fluxo vertical podem ser empregados para limpeza de águas residuárias em regiões metropolitanas com alta densidade populacional, é uma tecnologia que se adapta em vários locais com eficiência energética devido à necessidade de pequena área, remoções de orgânicos, condição ambiental aeróbica predominante dentro da matriz do leito e conversão de nitrificação de amônio ($\text{NH}_4^+\text{-N}$) a nitrato ($\text{NO}_3^-\text{-N}$) são favorecidos, esse ambiente aeróbico também restringe a redução de $\text{NO}_3^-\text{-N}$ via desnitrificação anaeróbica, DQO, DBO e outras remoções de poluentes (PARDE *et al.*, 2021; HAMADA; IBAID; SHATAT, 2021).

Estudos conduzidos por Xu *et al.* (2022) e Chu *et al.* (2022) utilizando sistemas de *wetlands* construídas de fluxo vertical (WC-FV) revelaram que o sistema é adequado em relação aos parâmetros de qualidade da água, sendo observado ainda que o desempenho dos sistemas WC- FV foi satisfatório em relação a sólidos suspensos (SS) e matéria orgânica (MO), representados pela demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO). Por outro lado, a remoção de P foi limitada devido à interação insuficiente entre a água residuária e o substrato.

De acordo com Khajah e Ahmed (2023), as WC- FV são usados principalmente na Europa, predominantemente na Áustria, Dinamarca, Alemanha, Reino Unido (Reino Unido), França e Estados Unidos da América (EUA), porém, há aplicações desse sistema em desenvolvimento gradual na Ásia e na África.

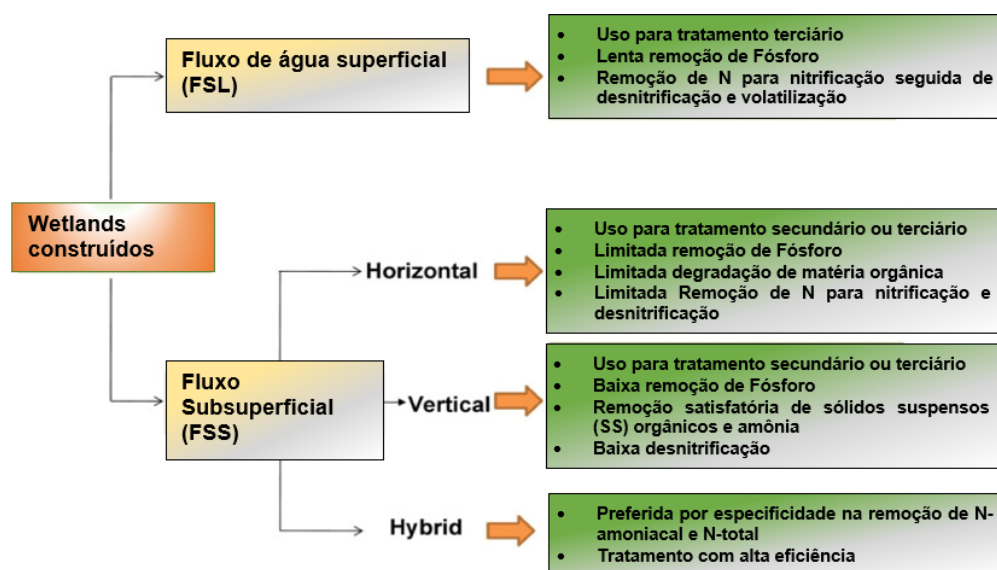
As WC-FV, ao contrário das WC-FH, são uma alternativa viável diante da disponibilidade restrita de terra e geralmente são adequados na reciclagem de efluentes domésticos e industriais. Este sistema de tratamento é projetado para remover efetivamente matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e patógenos através da atividade microbiana (SIRIWARDHANA *et al.*, 2023).

O processo de tratamento na WC-FV envolve zonas aeróbias, anaeróbias e anóxicas a serem passadas para tratar as águas cinzas. No entanto, operam de maneira diferente, onde as águas residuárias são percoladas pelo solo com períodos de carga descontínuos e períodos de descanso. Esses sistemas são geralmente construídos em escavações rasas ou acima do solo com uma cobertura linear impermeável ao redor da área úmida. Outro fator que envolve esse sistema seria o uso de as plantas emergentes nas *wetlands* que auxiliam na manutenção da condutividade hidráulica do leito da WC-FV (SIRIWARDHANA *et al.* 2023).

A característica de uso de macrófitas se assemelha ao sistema WC-FH, uma vez que, esse tipo de vegetação irá realizar um tratamento primário, evitando a colmatção do filtro favorecendo os processos físico-químicos e biológicos e consequentemente uma interação desejável entre planta, ambiente e micróbios (CROSS, 2021).

Segundo Sperling e Sezerino (2018) as plantas que podem ser usadas nesse tipo de WC são: *Cynodon spp* (capim Tifton 85); *Typha* (taboa), caso o período sem alimentação não seja longo; *Cyperus Papyrus* (papiro); *Zizanopsis bonariensis*. *Chrysopogon zizanioides* (capim vetiver). *Eleocharis spp*. *Zantedeschia aethiopica* (conhecido por copo de leite) *Canna L.* (conhecida por cana índica) da Família da *Cannaceae*. *Heliconia spp*. Os autores ainda fazem ressalvas que outras plantas podem ser utilizadas desde que se adaptem às condições operacionais impostas.

Figura 4 — Classificação das WC e suas principais características



Fonte: Adaptado de Rani *et al.* (2024).

3.2.2 Componentes das wetlands

3.2.2.1 Materiais filtrantes

A diferença entre áreas úmidas naturais e construídas é o revestimento do meio filtrante. Em sistemas de *wetlands*, o substrato ou meio filtrante também cobre uma enorme parte e fornece um meio de cultivo adequado para micróbios e plantas e controla o fluxo de água, além de suporte químico e físico para mecanismos de tratamento de águas residuárias (FAHIM; CHENG; MISHRA, 2023).

O substrato é um componente importante nas WC, o que influencia significativamente o custo, a eficiência do tratamento e a sustentabilidade das WC. Para otimizar a função das WC, mais informações e resultados detalhados são necessários para determinar o efeito dos substratos nas WC. Além disso, com base na avaliação do ciclo de vida, as WC economizam cerca de 50% do custo inicial de construção e cerca de 90% do custo de operação e manutenção do que os métodos tradicionais (HICKEY *et al.*, 2018; GHOLIPOUR *et al.*, 2020).

É notório que os substratos desempenham um papel vital no cultivo e nutrição de macrófitas em WC (LIU *et al.*, 2020). As WC podem eliminar com sucesso poluentes da coluna d'água, como sólidos suspensos totais (SST), material orgânico, nutrientes e metais pesados, reunindo processos químicos, físicos e biológicos para purificar a água poluída (WANG *et al.*, 2021).

Até o momento, muitos materiais ativos têm sido usados e/ou propostos como substratos em WC, incluindo materiais naturais (mineral, rocha e casca de ostras), subprodutos industriais (restos da indústria, cinzas volantes de carvão e lodo de água) e produtos artificiais (agregado leve, polonita e cerâmica) (CHENG *et al.*, 2018).

É notório que, o reaproveitamento de resíduos permite que as WC sejam incluídas como parte de um ciclo de recuperação desses materiais, evitando que sejam encaminhadas para aterros sanitários (MATEUS; PINHO; JO, 2020).

Materiais naturais são materiais na natureza que podem ser usados diretamente sem processamento ou basicamente sem processamento. Os resíduos agrícolas referem-se aos resíduos descartados da produção agrícola, do processamento de produtos agrícolas, da vida dos moradores rurais e da criação de animais. Resíduos industriais referem-se a partículas e substâncias sólidas, semissólidas, líquidas e gasosas que são liberadas nas atividades de produção industrial ou que foram descartadas ou abandonadas. Os materiais artificiais são feitos de materiais naturais e/ou resíduos e geralmente têm a característica de reciclabilidade.

A escolha dos materiais do substrato depende da fonte e do custo, da viabilidade hidráulica e de engenharia, do desempenho de remoção de poluentes, do suporte para o crescimento da planta e da adesão microbiana, da avaliação da segurança (contaminação secundária), do entupimento do substrato, da vida útil e da disposição final (WANG *et al.*, 2020).

Assim, para atender aos objetivos de tratamento de diferentes águas residuárias, a seleção de substratos deve ser determinada caso a caso. Portanto, determinar os mecanismos de efeito do substrato em WC contribui para a seleção altamente individualizada de substratos, o que pode melhorar ainda mais as vantagens dos WC na eficiência e custo do tratamento, contribuindo também para a utilização sustentável dos recursos materiais e tratamento da poluição (JI; TANG; PEI, 2022).

A configuração e a sinergia dos meios filtrantes são cruciais para alcançar uma alta eficiência de remoção. Tem sido demonstrado que a sinergia de vários substratos pode aumentar muito a eficácia do tratamento com WC. No entanto, o sinergismo dos meios filtrantes é geralmente baseado em condições práticas como padrão de fluxo, tipo de poluente, proporção de substratos e permeabilidade hidráulica (FAHIM; CHENG; MISHRA, 2023).

Para Kataki *et al.* (2021) a utilização de materiais para compor o meio filtrante de um *wetland* podem ser característicos de uma região, citando o caso da utilização de cortiça no bioma em Portugal, uma vez que esse país é o maior produtor desse material oriundo da casca

do Sobreiro, ou mesmo da casca de arroz em países asiáticos onde a produção desse cereal é uma atividade agrícola predominante.

Nos últimos anos, materiais emergentes têm sido estudados como substratos, uma vez que apresentam alta afinidade pelo fósforo devido à sua superfície rica em Al, Si, Ca, Fe e Mg. Dentre esses materiais de baixo custo, alguns exemplos incluem tijolos de argila (LIMA *et al.*, 2018), mistura de agregados leves de argila expandida e porcelana (MARCELINO *et al.*, 2020), resíduos da construção civil (MATEUS; PINHO; JO, 2020), cascas de ostras (KUMAR; SINGH, 2019), tijolos (LI *et al.*, 2021) e chapa de gesso acartonado (SOUZA *et al.*, 2023).

Geralmente, os resíduos de construção civil são constituídos de silicatos, aluminossilicatos de Ca, K e Na (argilas, quartzo e feldspato) e carbonatos de Ca e Mg (calcários e dolomitas), apresentando uma coloração avermelhada devido ao processo de queima de impurezas contidas no material como óxido de ferro. Por possuírem cálcio e carbonato de cálcio em sua composição há uma tendência de precipitação ou adsorção do fósforo por afinidade (PARADELO *et al.*, 2016).

O descarte de resíduos de construção não apenas esgota importantes recursos terrestres, mas também resulta em danos ecológicos, como a degradação das paisagens naturais urbanas e a contaminação do solo e da água, levando a consequências ambientais crescentes (DING *et al.*, 2018)

Segundo Li *et al.* (2022), a utilização do agregado reciclado de resíduos de construção civil (tijolos vermelhos e concretos) como matérias filtrantes em *wetlands* construídos não causará efeitos tóxicos ao meio ambiente, e seu estudo sobre adsorção mostrou que o agregado reciclado de resíduos de construção civil apresentou forte adsorção física e adsorção química para nitrogênio e fósforo. Os autores afirmam ainda que os restos de materiais de construção podem efetivamente reduzir os poluentes descartados em corpos hídricos naturais, ao mesmo tempo em que realiza a reciclagem do mesmo.

Saeed *et al.* (2018) estudando desempenho da remoção de poluentes e rotas associadas em dois sistemas híbridos paralelos de WC (WC-FH e WC-FV) observou que o meio filtrante constituído de tijolos reciclados mostrou uma maior remoção de amônia e sulfato em comparação com o meio de bagaço de cana-de-açúcar. As remoções de fósforo e cor também foram maiores nos tijolos. Os autores, utilizando WC-FV com bagaço de cana-de-açúcar, encontraram uma maior remoção de nitrogênio total (NT) devido à lixiviação de C do meio.

No estado o Ceará a mariscagem se revela como uma atividade artesanal e meio de subsistência familiar de diversas comunidades litorâneas ao longo da costa brasileira, sendo

Anomalocardia brasiliiana uma das principais espécies de molusco exploradas. (NASCIMENTO *et al.*, 2022).

O molusco *A. brasiliiana*, pertencente à família *Veneridae*, reúne aproximadamente 500 espécies viventes, pertencentes à, aproximadamente, cinquenta gêneros e doze subfamílias. Esta espécie possui concha com formato trigonal, inflada, sólida, com uma forte carena radial delimitando a região dorsal posterior de sua concha, recebendo diferentes denominações populares como marisco-pedra, vôngole, berbigão, búzio entre outros (DENADAI *et al.*, 2007).

As conchas de *Anomalocardia brasiliiana* apresentam um problema ambiental significativo, pois sua acumulação pode impactar os ecossistemas locais e a saúde marinha. O descarte inadequado dessas cascas pode levar à poluição e prejudicar a fauna e flora locais. Além disso, o manejo das cascas é importante para a utilização sustentável de recursos marinhos e a mitigação de resíduos (LIMA; LOPES, 2016; OLIVEIRA, 2016).

De acordo com Chairpoulou *et al.* (2022), as conchas de ostras são um material valioso que pode ser usado de várias maneiras, e como essas conchas são predominantemente compostas de carbonato de cálcio anidro, podem ser usadas para eliminar fósforo e nitrogênio em *wetlands* construídas. A concha de ostra é um resíduo natural e apresenta uma boa capacidade de adsorção de fósforo e tem como principal componente o CaCO_3 (> 95% em peso) (PARK; POLPRASERT, 2008)

Para Lin *et al.* (2022) que estudaram o aumento da eficiência de um biofiltro para tratamento de água potável, as conchas marinhas são bastante usadas como meio filtrante ativo para tratar efetivamente as águas residuárias. Um adsorvente à base de concha pode servir como um material promissor para a remoção de P do efluente de águas residuárias (PAP *et al.*, 2022)

Bermudez (2022) relata que o uso de conchas marinhas como substrato do sistema de *wetland* construído demonstrou ser viável no tratamento da água residuária cinza, especialmente do surfactante aniônico, sendo uma alternativa ecológica para minimização desse resíduo da atividade marisqueira, pois além de aumentar o potencial de tratamento do sistema *wetland*, traz benefícios ao minimizar os impactos negativos do seu descarte incorreto no ambiente.

Em estudo para a investigação preliminar da eficiência do tratamento de águas residuárias e do custo econômico das *wetlands* construídos com camadas de ostras em comparação com as *wetlands* construídas convencionais, Yam *et al.* (2013) relataram que as conchas de ostras foram um meio de adsorção eficiente em WC de fluxo subsuperficial (FSS)

devido ao seu menor custo e melhor desempenho no tratamento de águas residuárias em comparação com a WC-FSS convencional com cascalho.

3.2.2.2 Macrófitas

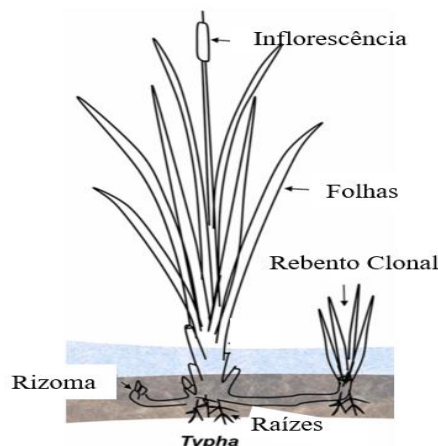
A capacidade de remoção de um sistema de WC depende do tipo de planta macrófita e do substrato do leito (El BARKAOUI *et al.*, 2023). A maioria das pesquisas realizadas estudam o impacto das macrófitas na remoção de nutrientes por meio de WC comparando as concentrações de nutrientes no efluente de canteiros de WC plantados com diferentes espécies (QADIRI *et al.*, 2021).

No ambiente conglomerado de WC, as macrófitas realizam processos dinâmicos complexos, incluindo ancoragem para os consórcios microbianos, ambiente adequado e nutrientes (C, N, P) para sua sobrevivência, crescimento e metabolismo (PATRO *et al.*, 2024).

As macrófitas também proporcionam a absorção e sequestro de contaminantes; dispersão do fluxo de água através de seu sistema radicular denso para movimentação controlada de água e prevenção de canalização; e, retêm os sólidos em suspensão dentro do leito de tratamento (KATAKI *et al.*, 2021). Elas realizam um papel importante na ciclagem de nutrientes e no fluxo de energia nesses ambientes. As macrófitas comportam-se como elo entre os ecossistemas aquático e terrestre, atuando como hospedeiros para associação com algas e bactérias fixadoras de nitrogênio (CRUZ *et al.*, 2023).

A seleção de vegetação apropriada desempenha um papel vital em qualquer WC, pois influencia fortemente o desempenho dos tratamentos. Macrófitas aquáticas emergentes como *Typha angustifolia* e *Canna indica* são comprovadamente eficazes para seu uso potencial em WC por sua influência a remoção de poluentes como no crescimento de bactérias *anammox* (KRAIEM *et al.*, 2019).

A *Typha ssp* é uma das macrófitas bastante utilizadas em *wetlands*. Essa planta é popularmente conhecida como “taboa”, por ser uma espécie vegetal aquática é encontrada com facilidade em locais de encharcados e alagados, ocorrendo naturalmente na América do Norte, América do Sul, Ásia e Europa (Figura 5). É considerada uma planta daninha aquática perene de crescimento selvagem, com cerca de 2 a 3 m de comprimento em plena maturidade, com rizomas extremamente ramificados com folhas planas ligeiramente arredondadas pertencente à família *Typhaceae* (VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008, HALDER; VENU; RAO, 2014).

Figura 5 — Macrófita *Typha ssp*

Fonte: Adaptado de Sesin, Davy e Freeland (2021).

Para Obeng *et al.* (2023) o uso das *Typhas spp.*, por serem plantas aquáticas, proporcionam extensas redes radiculares ou rizomas que atravessam todo o substrato, aprimorando os processos microbianos e a remoção de poluentes em WC.

Essa remoção pode ser denominada de fitorremediação que é descrita como o bioacúmulo de contaminantes do ecossistema por plantas naturais com a ajuda de microrganismos associados, o que acentua a redução de sua biodisponibilidade no ambiente. Assim como a sedimentação, a fitoextração também é um importante processo de *wetlands*, limitando o potencial de danos no que se refere à exposição de humanos e macroorganismos à toxicidade por metais pesados (HEISI *et al.*, 2023).

Segundo Hegazy, Abdel-Ghani e El-Chaghaby (2011), a *Typha ssp* possui alta capacidade de propagação e competição o que pode resultar em crescimento descontrolado e sua dominância em áreas úmidas, isso fatalmente leva a um prejuízo na biodiversidade e nas atividades antrópicas que envolvem o uso da água em áreas onde a mesma se comporta como espécie invasora. Contudo, para Oliveira *et al.* (2017), esta capacidade de crescimento e tolerância a diferentes condições fazem desta planta uma espécie potencial para fitorremediação de ambientes aquáticos. Ainda há estudos que trazem a *Typha ssp* como uma planta de interesse industrial emergente como fonte de fibras naturais (PANDEY; JOSE; SINHA, 2022).

Em estudos conduzidos por Zhu *et al.* (2021), *Typha ssp* foi usada como uma das macrófitas para compor o sistema de *wetlands* de construídas de fluxo vertical para o tratamento de águas residuárias da estação de tratamento de águas residuárias de Tunnan na China. Os autores observaram uma remoção média de 40% de DQO, 45% de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 62% de fósforo total, 55% de nitrogênio total e 57% de SST.

Para Nilratnisakorn, Thiravetyan e Nakbanpote, (2009), a descoloração das águas com resíduos de corante por *Typha ssp* foi de aproximadamente 60%. Os autores afirmaram ainda que essa planta pode reduzir a DQO e remover corante, sódio e sólidos totais dissolvidos (SDT), enquanto outros métodos biológicos e químicos não conseguem remover SDT e corante ao mesmo tempo.

Yalcuk e Okcu (2014) usaram *Typha angustifolia* e *Canna indica* em pântanos construídos para tratar a solução diluída de Yellow 2G com alimentação média de 250 mg/L utilizando como substrato cascalho fino, areia e zeólito obtiveram eficiência de remoção de DQO de 83,2% no WC com *Typha angustifolia* após um período de 40 dias. Esses mesmos autores observaram que a remoção do corante chegou a níveis de $98,58 \pm 2,49\%$ após o tratamento com WC utilizando *Typha* como espécie vegetal. Os autores relataram que a *Typha angustifolia* foi a espécie vegetal que alcançou alto desempenho de tratamento para tratar o corante azo Yellow 2G.

3.3 Microorganismos

O mecanismo inicial de remoção de poluentes em WC é a adsorção em meios de tratamento, como cascalho, solo e raízes de plantas (JI *et al.*, 2022). Em geral, o sucesso do tratamento de águas residuárias por meio de um sistema de WC dependerá das interações de fatores, incluindo espécies de plantas, atributos de substrato, condições do solo, consórcios microbianos e variáveis operacionais (RANI *et al.*, 2024). Assim, os microrganismos na rizosfera da planta degradam poluentes orgânicos adsorvidos no meio (CHEN *et al.*, 2016).

A comunidade microbiana presente na WC é extremamente importante para a remoção dos micropoluentes encontrados nos efluentes. Processos biológicos como a oxidação da amônia, a desnitrificação e a fixação do nitrogênio ocorrem dentro das WC devido às diferentes bactérias encontradas (FERNANDES *et al.*, 2015).

Segundo Seth *et al.* (2024) as comunidades microbianas estão distribuídas por toda a WC, contudo, dentro do sistema existem três áreas principais de sua ocorrência, as quais são: ligadas, próximas ou associadas a raízes de plantas (rizosféricas), dentro de biofilmes ao redor do meio geral e na água livre. Os autores ainda afirmam que existem diversos ambientes dentro dos WC que influenciam as atividades funcionais das comunidades microbianas. Uma vez que essas áreas são caracterizadas por diferentes composições de tamanho de partícula, condições físico-químicas e vegetação utilizada, pode-se esperar a presença de comunidades microbianas separadas em diferentes zonas de um WC. Por outro lado, ainda não se sabe se o curto tempo

de retenção é suficiente para a formação de uma comunidade microbiana específica em um WC (SEMENOV *et al.*, 2020).

Segundo Tang *et al.* (2018) é de extrema importância analisar a comunidade microbiana no ambiente, seja ela presente na água ou no substrato, pois permite avaliar as alterações ocorridas.

O substrato também desempenha um papel importante em um sistema WC quando se trata de desenvolvimento de comunidade microbiana, atuando como base de crescimento sendo vital tanto na degradação de poluentes orgânicos quanto na transformação de compostos inorgânicos em nutrientes valiosos (GUAN *et al.*, 2015).

Além dos processos de mineralização de matéria orgânica e remoção de nitrogênio por meio da combinação de nitrificação-desnitrificação, os microrganismos também podem realizar uma oxidação anaeróbica de metano dependente de nitrito/nitrato (YANG *et al.*, 2017). Esses mesmos autores ainda afirmam que, as diferenças nas eficiências de tratamento entre WC podem ser explicadas por variações na composição da comunidade microbiana.

Bermudez (2022) enfatiza que, como o desempenho da WC-FV também depende das bactérias nitrificantes, o estudo da comunidade microbiana presente no ambiente é de extrema importância, sendo essas comunidades responsáveis por desempenhar um papel fundamental na remoção da matéria orgânica poluente e do nitrogênio, que, em altas concentrações no efluente a ser lançado, desequilibra o ecossistema.

Entre as populações microbianas relacionadas a *Typha* *ssp* estão *Proteobacteria*, *Firmicutes*, *Bacteroides*, *Actinobacteria*, *Sphingobacteria* e *Cyanobacteria* (WANG *et al.*, 2016). Wang *et al.* (2023) constataram que o nicho da endosfera da raiz de *Typha orientalis* era derivado principalmente dos nichos do solo da rizosfera (bactérias 39,9% e fungos 27,3%) e da água (bactérias 18,9% e fungos 19,1%).

3.4 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS)

Nas últimas décadas, começaram a surgir estudos sobre a aplicação e sustentabilidade de WC em países em desenvolvimento, devido às suas exigências de operação de baixo custo (ZHANG *et al.*, 2015) ou em países como a China devido ao rápido aumento da poluição da água (ZHANG; GERSBERG; KEAT, 2009).

Em setembro de 2015, a comunidade internacional adotou uma agenda global de desenvolvimento sustentável, a Agenda 2030, que é uma iniciativa da Organização das Nações Unidas (ONU) e tem como objetivo propor um pacto global em prol do desenvolvimento

sustentável. Seu principal intuito é garantir o desenvolvimento humano e o atendimento às necessidades básicas do cidadão por meio de um processo econômico, político e social que respeite o ambiente e a sustentabilidade. A ONU e seus parceiros no Brasil estão trabalhando para atingir os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), sendo 17 objetivos audaciosos e interconectados (Figura 6) e 169 submetas detalhadas com as quais a "transformação do nosso mundo" em direção a um futuro mais justo e pacífico deve ser colocada em movimento. (ONU BRASIL, 2015).

Figura 6 — Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS).



Fonte: ONU Brasil (2015).

De acordo com o relatório dos ODS da ONU (2020), cerca de 4,2 bilhões de pessoas em todo o mundo ainda não são atendidas com saneamento básico gerenciado com segurança, incluindo 2 bilhões sem esse serviço, das quais 673 milhões ainda defecam a céu aberto.

Pérez *et al.* (2024) considera as *wetlands* construídas eficientes na redução do grau de contaminação das águas residuárias a níveis abaixo dos padrões de descarte para parâmetros como DBO5 e DQO, encontrando ainda valores de eficiência de remoção de sólidos dissolvidos totais (SDT) de 39%, estando abaixo do limite de 450 mg/L, considerado por Norton-Brandão, Scherrenberg e Van Lier, (2013) o limite de teor de SDT para a reutilização de águas residuárias tratadas para fins de irrigação. Os resultados contemplam o ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável) onde a água tratada pode ser reutilizada na irrigação, promovendo uma agricultura mais sustentável e reduzindo a dependência de fertilizantes químicos.

Segundo a ONU (2020), o objetivo da ODS 3 é assegurar uma vida saudável e promover o bem-estar para todos, em todas as idades, para isso uma das submetas (3.9) refere-se a reduzir substancialmente o número de mortes e doenças por produtos químicos perigosos, contaminação e poluição do ar e água do solo.

Nesse contexto, as *wetlands* construídas são conhecidas e amplamente utilizadas nos países para melhorar a qualidade da água. Na Letônia, as WC atingiram patamares de eficiência de redução da demanda bioquímica de oxigênio de até 98% sem manutenção frequente e concentrações médias de nitrogênio total e fósforo total em 53% e 89%, respectivamente. Os resultados do monitoramento obtidos durante o período de estudo mostraram que essas ecotecnologias podem ganhar confiança para serem implementadas para a garantia da qualidade da água como sistemas de tratamento de águas residuais dos setores doméstico e agrícola no país (GRINBERGA, 2020).

Para Martín-Dato *et al.* (2023), é necessária uma mudança de paradigma para alcançar o saneamento para todos, contemplando o objetivo proposto na ODS 6 de forma verdadeiramente sustentável. Um sistema de saneamento e seus serviços fornecidos somente podem ser considerados sustentáveis se protegerem e promoverem a saúde humana, não contribuir para a degradação ambiental ou esgotamento da base de recursos e forem técnica e institucionalmente apropriados, economicamente viáveis e socialmente aceitáveis (DUARTE *et al.*, 2010)

Em uma análise da sustentabilidade de uma WC de fluxo subsuperficial vertical no sul da Itália e de uma WC de fluxo superficial no norte da Itália aplicando a análise de Custo-Benefício foi possível atestar resultados promissores em termos de custo. As WC podem trazer o desenvolvimento de novos modelos de negócio ao abrigo de um quadro político favorável associado às tendências atuais da economia circular (GARCÍA-HERRERO *et al.*, 2022). Os resultados contribuem para o ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) ao fornecer soluções ecológicas para a gestão da água.

WC são tecnologias facilmente gerenciáveis e de baixo custo que requer um nível mínimo de manutenção. Pode ser aplicado em diferentes contextos socioeconômicos e geográficos e tem flexibilidade para ser adotado e adaptado a diferentes condições territoriais (GKIKI *et al.*, 2014; LAVRNIĆ *et al.*, 2018).

Em relação a ODS 12 (Consumo e Produção Sustentáveis), as WC são sistemas descentralizados com relativamente baixos custos de operação e manutenção, simplicidade operacional e satisfatórios índices de remoção de poluentes (PERONDI *et al.*, 2020).

Na União Europeia existe um monitoramento dos indicadores do ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), como as emissões líquidas de gases de efeito estufa, contudo, apesar das diminuições das emissões registradas nos últimos anos, ainda são necessários mais progressos para cumprir a meta de redução de 55 % das emissões de gases de efeito de estufa para 2030 (NAKHLE *et al.*, 2024).

Juntamente com o ODS 6 e o ODS 13, o estado do meio ambiente no âmbito dos ODS é monitorado no ODS 15 (Vida terrestre). A conectividade de habitats em paisagens agrícolas pode melhorar a multifuncionalidade de *wetlands* construídas como soluções baseadas na natureza, sendo possível a observação da redução da poluição da água e uma melhoria a conectividade geral do habitat das espécies de anfíbios (PRÉAU *et al.*, 2022). A pesquisa destaca a contribuição desses sistemas para a biodiversidade e a qualidade da água, alinhando-se aos ODS 15 (Vida Terrestre) e ODS 6 (Água Potável e Saneamento).

Para Moreira *et al.* (2019), apesar da ambição e da dimensão global, a estratégia política para a implementação dos ODS tem ênfase nacional, cabendo ao governo de cada país determinar prioridades, estruturas de governança, monitoramento de resultados e formas de financiamento.

Contudo, ao não apresentar fortes propostas globais de governança e financiamento que apoiem efetivamente os governos nacionais, a Agenda 2030 lida com o risco de os ODS serem cumpridos de maneira desigual pelo mundo, sendo que alguns sequer podem atingir resultados parciais (ALVES, 2015).

3.5 Reuso das águas residuárias tratadas para fins de irrigação

A agricultura ainda depende de muita água e usa a maior parte da água doce podendo ser seriamente afetada negativamente se não for procurada uma fonte alternativa de água para irrigação além da água doce. O efeito negativo seria muito maior em regiões de escassez de água, como as regiões áridas e semiáridas. Portanto, é imperativo que outras fontes alternativas de água, como água do mar dessalinizada e águas residuárias tratadas, sejam buscadas para complementar as fontes convencionais de água doce (águas superficiais, subterrâneas) (OFORI *et al.*, 2021).

A reutilização de águas residuárias municipais não tratadas é praticada há muitos séculos com o objetivo de desviar os dejetos humanos para fora dos assentamentos urbanos. Da mesma forma, a aplicação de águas residuárias domésticas no solo é uma prática antiga e comum, que passou por diferentes estágios de desenvolvimento. Este contexto levou a uma melhor compreensão da tecnologia de processo e tratamento e ao eventual desenvolvimento de padrões de qualidade da água (PARANYCHIANAKIS *et al.*, 2015).

As águas residuárias domésticas foram usadas para irrigação por civilizações pré-históricas (Mesopotâmia, Vale do Indo e Minóico) desde a Idade do Bronze (3200-1100 AC). Depois disso, as águas residuárias foram usadas para fins de descarte, irrigação e fertilização

pelas civilizações helênicas e mais tarde pelos romanos em áreas vizinhas às cidades (Atenas e Roma) (TZANAKAKIS; PARANYCHIANAKI; ANGELAKIS, 2007).

Países do sul da Europa como Chipre já tem experiência com a reutilização das águas do mar para irrigação de culturas (KATHIJOTES; PANAYIOTOU, 2013), assim como em Malta foi avaliada a utilização de águas residuárias tratadas para uso em fertirrigação (CHOJNACKA *et al.*, 2020). Estes países são mais proativos neste campo, com respectivamente 90% e 60% de reutilização de efluentes, devido às condições de escassez de água. Outros países com escassez de água, como Israel, Tunísia e Jordânia, reutilizam na irrigação mais de 80% e 90% das águas residuárias tratadas, respectivamente (ONU, 2017; BEDBABIS *et al.*, 2014; REZNIK *et al.*, 2017; VOULVOULIS, 2018).

Em relação aos benefícios da aplicação de águas residuárias tratadas em solos, estudos indicam um aumento significativamente a fertilidade do solo como resultado do aumento da quantidade de matéria orgânica, micro e macro elementos e atividades microbianas (PEREDES *et al.*, 2005, LESAGE-MEESSEN *et al.*, 2001, OVED *et al.*, 2001, MENDUM; HIRSCH, 2002, BORKEN; MUHS; BEESE, 2002, PERKIOMAKI; FRITZE, 2002, KOMILIS; KARATZAS; HALVADAKIS, 2005).

Atualmente, a maioria dos países utilizam águas residuárias domésticas para irrigação de pequenas hortas presentes em suas propriedades ou para outros fins agrícolas em regiões onde a escassez de água é um problema importante ou quando o custo do abastecimento de água é alto (SIRIWARDHANA *et al.*, 2023).

Por conseguinte, é necessário o desenvolvimento de tecnologias adequadas para o tratamento de águas residuárias, bem como a sua reutilização adequada em vários sectores incluindo a agricultura, contudo, embora a reutilização de águas residuárias tratadas para agricultura irrigada tenham vários pontos positivos, como matéria orgânica e fornecimento de nutrientes, ele causa um sério risco à saúde pública devido ao seu conteúdo patogênico, especialmente helmintos, pois pode sobreviver até vários meses em solo irrigado (SHINGARE *et al.*, 2019).

As águas residuárias domésticas consistem em três componentes principais: água provenientes de vasos sanitários, normalmente combinada com urina e água cinza (águas provenientes de chuveiros, lava-louças, máquinas de lavar roupa), as características das águas residuárias domésticas variam dependendo do número de membros da família, idade e uso, bem como os produtos químicos usados por uma família individual contribuem para as propriedades variadas das águas cinzas geradas (PATIL *et al.*, 2022; MAINARDIS *et al.*, 2022).

Embora as águas residuárias domésticas possuam parâmetros de qualidade tipicamente variáveis, e dependendo das condições locais gerais podem apresentar DQO variando de 50 a 250 mg/L, N total de 20 a 100 mg/L, P total de 6 a 30 mg/L e TSS de 300 a 1500 mg/L (CAPODAGLIO, 2021).

Adicionalmente, águas cinzas sejam consideravelmente menos poluídas em comparação com outras fontes de águas residuárias, ela ainda contém vários contaminantes que precisam ser removidos por meio de um processo de tratamento adequado antes de tentar reutilizar ou liberar no meio ambiente. Se o tratamento adequado não for realizado antes de reutilizar, isso levará a impactos adversos na saúde humana, no solo, na qualidade das águas subterrâneas e, em última análise, em todo o sistema ambiental (KUMAR; DUTTA, 2019).

A promoção de *wetlands* construídas para aplicações de reuso de água pode ajudar a mitigar os problemas de escassez de água exacerbados pelas mudanças climáticas, particularmente em regiões áridas e semiáridas. Avaliar o potencial de produção de água reutilizável por meio desse tipo de sistema pode impulsionar o progresso científico nessa área e, conseqüentemente, promover a implementação desses sistemas como uma tecnologia social para o tratamento de efluentes (SIRIWARDHANA *et al.*, 2023).

Mesmo a água cinza representando um risco potencial para o meio ambiente e a saúde pública devido ao seu conteúdo contaminante, ela pode ser tratada e usada de forma benéfica na agricultura (COMPAORÉ *et al.*, 2024).

A irrigação de águas residuárias oferece alguns benefícios ambientais e socioeconômicos atraentes, principalmente devido à redução do descarte de efluentes em corpos d'água receptores ou recuperação de nutrientes como fertilizantes e produção agrícola durante a estação seca (RODRÍGUEZ-LIÉBANA *et al.*, 2014)

De acordo com a resolução CONAMA 430/2011, realizar o tratamento de efluentes é obrigatório. O tratamento de efluentes é projetado para remover substâncias nocivas dos efluentes, isso inclui produtos químicos tóxicos, metais pesados e matéria orgânica, reduzindo significativamente a carga de poluição que é liberada no meio ambiente (IPSE, 2023).

Embora não haja recomendações na Resolução COEMA N° 02/2017 sobre limite de DQO para água de reuso agrícola, os efluentes tratados por sistemas *wetlands* construídas apresentam características físico-químicas que se adequam aos valores limites da legislação nacional (CONAMA, 2011) e a americana (EPA, 2012) para lançamento de efluentes em corpos hídricos receptores.

Em estudos avaliando a interação do feijão-fava irrigado com águas residuárias com a infestação do inseto pulgão, Shannag, Al-mefleh e Freihat (2021) observaram que a irrigação

com diferentes tipos de águas residuárias tratadas aumentaram a maioria das variáveis de crescimento do feijão-fava (*Vicia faba*) como, massa fresca da parte aérea, massa seca da parte aérea e área foliar.

De acordo com Werfelli *et al.* (2021) a reutilização de águas residuárias tratadas descarregadas de diferentes fontes na irrigação de duas espécies de cereais (*T. turgidum* e *H. vulgare*) causou um impacto prejudicial em vários parâmetros de crescimento, ou seja, altura da planta, comprimento da raiz, área foliar, matéria seca e/ou rendimento.

Os resultados obtidos por Mkhinini *et al.* (2018) mostraram que as plantas de feijão-fava expostas a solos irrigados com água residuária tratada produziram rebentos e peso radicular significativamente menores em comparação com plantas controle irrigadas com água doce.

A irrigação de águas residuárias adiciona macro e micronutrientes importantes ao solo, sendo assim fontes valiosas de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), zinco (Zn), ferro (Fe), manganês (Mn) e cobre (Cu) devido à sua composição (QADIR; SCOTT, 2010).

Para Quemada *et al.* (2016) o nitrogênio é geralmente o nutriente mais limitante para as plantas em diferentes agroecossistemas. O aporte natural de N em solos agrícolas vem da atmosfera por fixação de N, o que implica na transformação do N gasoso em NH_4^+ . A fixação é principalmente um processo biológico, e os organismos mais relevantes envolvidos são as bactérias *Rhizobium* que infectam as raízes das leguminosas como o feijão. A forma orgânica (proteínas, aminoácidos, aminoácúcares, etc.) é a mais predominante em comparação com a inorgânica (amônio, nitrito, nitratos, etc.). No entanto, a forma inorgânica é a mais relevante em termos de absorção da cultura ou fertilidade do solo.

Segundo Ofori *et al.* (2021), a aplicação de águas residuárias no solo melhora o teor de fósforo e aumenta o crescimento das plantas, podendo ainda aumentar o fósforo disponível para absorção pelas plantas e prevenir a deficiência nas plantas. Esses mesmos autores afirmaram que a reutilização de águas residuárias tratadas para irrigação pode ser considerada como um mecanismo de reciclagem indireta do fósforo do solo.

Delgado *et al.* (2016) relatam que o potássio, semelhante ao fósforo, é considerado um nutriente não móvel no solo, notadamente nas suas formas. solúvel, trocável e não trocável. O potássio disponível para as plantas é solúvel e trocável. Sua forma catiônica é ativamente absorvida pelas plantas. Uma vez absorvido, é distribuído para os tecidos jovens da planta.

No Estado do Ceará, O projeto “Hora de Plantar”, criado pelo Governo em 1987, e ainda em vigência, sob a coordenação da Secretaria do Desenvolvimento Agrário (SDA) visa atender com sementes e mudas de elevado potencial genético os (as) agricultores (as) de base familiar

do Estado, realizando uma distribuição direta e os estímulos indiretos da utilização de sementes e mudas de alta qualidade e produtividade, recomendadas por instituições de pesquisa, por exemplo a EMBRAPA (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária), e entre as sementes distribuídas está o feijão-caupi, cultura que se adapta ao nosso clima semiárido e é menos dependente das precipitações pluviométricas.

O feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.) é conhecido por ser uma cultura que possui grande importância econômica e social para o país, principalmente a região do semiárido, sendo uma dicotiledônea da família Fabaceae, ordem *Fabales*, subfamília *Faboideae*, tribo *Phaseoleae*, subtribo *Phaseolinae*, tendo como gênero *Vigna*, é produzida em baixo custo e possui boa rentabilidade, sendo rico em proteínas, minerais e fibras (EMBRAPA, 2016). Na região Nordeste do Brasil onde se tem um balanço hídrico negativo, consequência do regime de chuvas menores e mal distribuídas, torna-se necessário a utilização da prática de irrigação para suprir à quantidade de água necessária para crescimento e desenvolvimento do feijão-caupi (EMBRAPA, 2017).

Feitosa *et al.* (2015) estudaram o crescimento de plantas feijão-caupi irrigadas com diferentes concentrações de efluente doméstico e água salina e obtiveram melhores resultados quando aplicaram 100% de água de reuso proporcionando melhores desempenhos de número de folhas, diâmetro caulinar, altura da haste, taxa de crescimento absoluto, taxa de crescimento relativo, massa seca das folhas, massa seca do caule, massa seca total.

Guirado Faccioli *et al.* (2017) avaliaram a viabilidade do reuso de efluentes provenientes de um sistema de tratamento de esgotos por lagoas de estabilização na irrigação do feijão-caupi (*Vigna unguiculata* (L.) Walp.), e chegaram a resultados satisfatórios mostrando que o uso de água residuária tratada na irrigação da cultura do feijão-caupi não influenciou nas características agrônômicas avaliadas e que os resultados laboratoriais do efluente apresentaram parâmetros com níveis inferiores aos estabelecidos pela ANVISA, podendo as águas tratadas serem utilizada para a irrigação da cultura do Feijão.

Segundo Bermudez (2022) é possível observar a alta heterogeneidade dos regulamentos sobre a utilização de águas residuárias tratadas para irrigação, uma padronização universal dos parâmetros (microbiológicos e orgânicos) básicos poderia ser adotada e ainda que cada país poderia adicionar suas restrições específicas de acordo com o clima, tipo de solo e tipo de tratamento.

4 MATERIAL E MÉTODOS

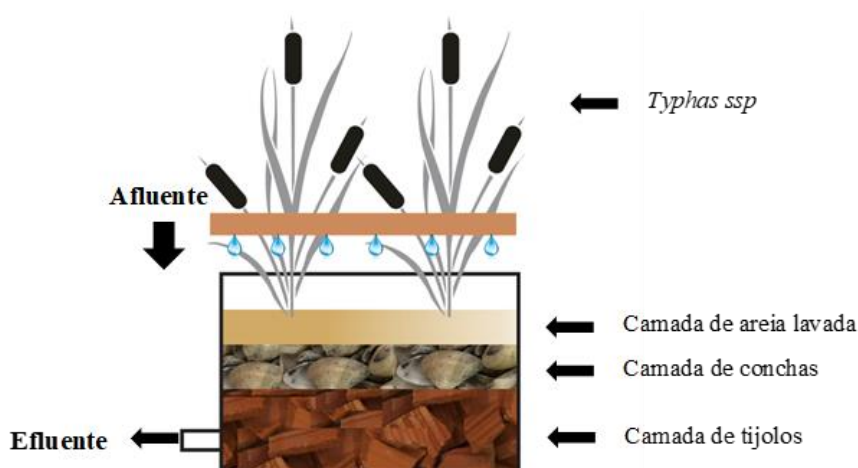
4.1 Descrição da área de estudo e montagem do sistema

O estudo foi realizado nas dependências do Instituto Federal do Ceará *campus* de Fortaleza entre os meses de janeiro a setembro de 2024. A área de estudo é caracterizada por um clima árido a semiárido com invernos amenos e verões quente-úmidos.

Para os experimentos foi adotado o sistema de *wetlands* construídas de fluxo vertical descendente em que a água residuária era adicionada verticalmente e gradualmente percolava todo o leito até a base, no qual era recolhido por um sistema de drenagem. O volume total nas *wetlands* construídas foi de aproximadamente 27 L (0,027 m³), correspondente a uma caixa retangular com dimensões de 38 cm de comprimento, 26 cm largura e 27 cm de altura. Como reservatório de alimentação foram utilizados bombonas com capacidade de 10 L, as quais distribuíam o afluente por gravidade para os sistemas de tratamento: WC-1, WC-2, WC-3, WC-4, WC-5, WC-6, WC-7, WC-8, WC-9, WC-10 e WC-C (controle).

Cada sistema de WC foi constituído de um leito filtrante misto contendo uma camada de areia lavada de rio, uma camada de conchas marinhas e uma última camada de tijolos oriundos de restos da construção civil (Figura 7).

Figura 7 — Perfil das camadas de substratos dentro de cada *wetland* construído para o estudo



Fonte: Autor (2025).

Na Tabela 1 estão apresentadas as características do meio filtrante nos WC com massa dos substratos de 9,0; 5,0 e 11,5 kg de areia, conchas marinhas (*Anomalocardia brasiliiana*) e tijolos cerâmicos respectivamente.

Tabela 1 — Características dimensionais dos sistemas WC em estudo.

Altura (cm)	Camada de areia	4,5
	Camada de conchas	3,4
	Camada de tijolos	10,1
Volume (L)	Leito (camadas de substrato)	14,3
	Útil	17,8
	Volume útil com os meios suportes + 1 cm de lâmina d'água	8,8
	Vazios	2,2
	Total	26,7

Fonte: Autor (2025).

A escolha pela utilização do tijolo cerâmico ($\varnothing \sim 50$ mm) e das conchas marinhas ($\varnothing \sim 30$ mm) se deu devido as características adsorventes dos substratos que permitem uma melhor remoção de poluentes e por serem resíduos de atividades da construção civil e da aquicultura, respectivamente, o que garante um caráter de sustentabilidade a pesquisa.

As conchas marinhas utilizadas pertencem a espécie *Anomalocardia brasiliiana* e foram coletadas na cidade de Acaraú, Ceará e os tijolos cerâmicos foram obtidos de áreas de construção próximas ao local de instalação da pesquisa. Ambos os materiais foram previamente lavados com água corrente para a retirada de impurezas mais grosseiras.

Nos experimentos foram utilizadas 22 mudas da macrófita *Typha ssp*, comumente conhecida como Taboa, sendo plantadas 2 mudas por WC, de modo que o indivíduo ocupasse um quadrante de 13 x 19 cm, perfazendo uma área de 0,247 m² para cada planta (Figura 8). A escolha do material vegetal se deu por se tratar de uma espécie com características que a qualificam como sendo de elevado potencial para a remoção de poluentes, tolerância a ambientes impactados, crescimento vegetativo rápido e alta produção de biomassa (KATAKI *et al.*, 2021).

Figura 8 — Macrófita *Typha ssp* e seu posicionamento em cada WC



Fonte: Autor (2025).

As mudas de macrófitas foram coletadas, com autorização, das margens do Açude Santo Anastácio que está localizado na Universidade Federal do Ceará (UFC) *campus* do Pici entre os pontos de 3°44'36" lat. S e 38°34'13" long. W. As plantas foram transportadas em caixas plásticas até as dependências do Instituto Federal do Ceará *campus* Fortaleza. As mudas se caracterizam como plantas adultas saudáveis com pelo menos 40 cm de altura e sistema radicular bem desenvolvido.

As macrófitas antes do uso tiveram suas raízes lavadas para retirada do excesso de materiais orgânicos e inorgânicos. Em seguida foi realizado o transplântio das macrófitas para cada WC, o que foi feito no final do dia para evitar estresse das mudas e facilitar a adaptação das *Typhas* ao novo ambiente.

Após o transplântio foi realizada uma irrigação com utilização de uma solução nutritiva preparada com os componentes listados na Tabela 2, os quais foram pesados, reunidos e dissolvidos em um tanque com 100 L de água proveniente do poço. Essa solução foi vertida em todas as bombonas de 10 L e usada para irrigação das mudas.

A irrigação com a solução nutritiva teve o objetivo de manter as macrófitas vivas e saudáveis até o início da adaptação. A distribuição da solução nutritiva ocorreu a cada 7 dias desde o transplântio até o início do processo de adaptação das *Typhas* à água residuária sintética.

Tabela 2 — Composição da solução nutritiva

Volume (L)		100
Componentes (g)	Ácido bórico	3,30
	Ácido molíbdico	1,43
	Cloreto de cálcio	1,43
	Cloreto de manganês	3,85
	Cloreto de potássio	1,65
	Fosfato de monopotássio	0,22
	Nitrato de sódio	0,77
	Sulfato de amônio	0,77
	Sulfato de cobre II	3,85
	Sulfato de zinco	3,85
	Sulfato ferro II	0,44
	Sulfato de magnésio	0,44
	Sacarose	55,00

Fonte: Adaptado de Feitosa (2023).

4.2 Período de adaptação

As *Typhas* passaram por um período de adaptação de 28 dias com renovação da carga orgânica a cada 7 dias pela adição de água residuária sintética com concentrações crescentes (Tabela 3). Essa fase objetivou a adaptação biológica das plantas ao novo meio, evitando o estresse das mudas de macrófitas, pela mudança ambiental devido ao aporte maior de carga poluente, uma vez que, recomenda-se não iniciar a operação alimentando o sistema diretamente com a água residuária que deseja tratar, mas fazer uma alimentação gradativa, inserindo o efluente diluído e aumentando a concentração gradativamente (SUBTIL *et al.*, 2018).

A água residuária sintética utilizada neste experimento foi preparada de acordo com a metodologia de Abed e Scholz (2016) e adaptada por Feitosa (2023), que utilizou um surfactante tipo dodecil benzeno sulfonato de sódio ($C_{18}H_{29}O_3SNa$) (DSS), em substituição aos diferentes produtos de higiene e limpeza comerciais.

Tabela 3 — Composição da água residuária sintética (ARS) na fase de adaptação

Componente (%)		25	50	75	100
Componentes (g)	Surfactante	0,60	1,20	1,80	2,40
	Amido solúvel	2,08	4,16	6,24	8,32
	Bicarbonato de sódio	2,50	5,00	7,50	10,00
	Celulose	0,40	0,80	1,20	1,60
	Cloreto de amônio	6,25	12,50	18,75	25,00
	Cloreto de cálcio	0,40	0,80	1,20	1,60
	Cloreto de magnésio	0,40	0,80	1,20	1,60
	Cloreto de sódio	2,08	4,16	6,24	8,32
	Extrato de levedura	2,50	5,00	7,50	10,00
	Fosfato de potássio dibásico	5,00	10,00	15,00	20,00
	Sacarose	20,83	41,66	62,49	83,32
	Corante Ponceau 4R	0,023	0,046	0,069	0,092

Fonte: Adaptado de Abed e Scholz (2016).

Para o abastecimento das WC-1 a WC-10 foram utilizados 9,5 litros do ARS para cada fase de adaptação, enquanto na WC-Controle foram utilizados 9,5 litros de água do poço localizados no Instituto Federal do Ceará campus Fortaleza.

4.3 Planejamento fatorial

Após o período da fase de adaptação iniciou-se um planejamento fatorial a fim de avaliar os efeitos da concentração de corante e do tempo de retenção (TR) no tratamento da ARS sobre parâmetros físico-químicos de interesse como: o potencial hidrogeniônico (pH), a condutividade elétrica (CE), o oxigênio dissolvido (OD) e o potencial redox (ORP), bem como sobre as remoções de corante, DQO (Demanda química de oxigênio), amônia (NH₃), nitrato (NO₃⁻), nitrito (NO₂⁻), fósforo total (FT), sólidos suspensos totais (SST) e surfactante.

Experimentalmente foi adotado um planejamento fatorial do tipo estrela com 2 variáveis, compreendendo uma parte fatorial de 4 experimentos, 4 pontos axiais e 2 pontos centrais. O domínio das variáveis está apresentado na Tabela 4 enquanto a matriz completa dos ensaios está descrita na Tabela 5. Para a elaboração da matriz de experimentos e análise estatística dos dados foi utilizado o software *Statistica*® version 12

Tabela 4 — Fatores e níveis das variáveis usadas no experimento fatorial em estudo

Fator	Níveis				
	-1,41	-1	0	1	1,41
Corante (mg/L)	0,2	2,0	5,0	8,0	9,2
Tempo de retenção, TR (dias)	3	4	7	10	11

Fonte: Autor (2025).

Tabela 5 — Matriz do planejamento fatorial para o tratamento da ARS nas WC em estudo

Ensaio	Corante, x_1 (mg/L)	TR, x_2 (dias)	Respostas experimentais
WC-1	2,0 (-1)	4 (-1)	pH, OD, ORP, CE, DQO, corante, amônia (NH ₃), nitrato (NO ₃ ⁻), nitrito (NO ₂ ⁻), fósforo total (FT), sólidos suspensos totais (SST) e surfactante (DSS)
WC-2	2,0 (-1)	10 (+1)	
WC-3	8,0 (+1)	4 (-1)	
WC-4	8,0 (+1)	10 (+1)	
WC-5	0,8 (-1,41)	7 (0)	
WC-6	9,2 (+1,41)	7 (0)	
WC-7	5,0 (0)	3 (-1,41)	
WC-8	5,0 (0)	11 (+1,41)	
WC-9	5,0 (0)	7 (0)	
WC-10	5,0 (0)	7 (0)	

Fonte: Autor (2025).

Ao final da execução do planejamento fatorial foram coletadas amostras dos efluentes de cada WC estudado a fim de realizar a caracterização físico-química (avaliação das respostas experimentais) e análise microbiológica (contagem de fungos e bactérias) das águas tratadas.

4.4 Potencial de reuso dos efluentes para irrigação

Para avaliar o uso potencial de irrigação do efluente oriundo da água residuária sintética tratada nos sistemas de *Wetlands* construídos estudados foi utilizado a cultura do feijão-caupi. Experimentalmente foram selecionados 3 sistemas de *wetlands* construídos (WC-6, WC-7 e WC-8) para utilização na irrigação da cultura. A escolha destes sistemas se deu por corresponderem aos valores inferior, médio e superior do tempo de retenção utilizado para esse estudo, a saber: 3 dias de TR em WC-7, 7 dias de TR em WC-6 e 11 dias de TR em WC-8, e também por conta resultados físico-químicas favoráveis alcançados nestas WC.

As sementes de feijão-caupi foram doadas pelo Laboratório de Análise de Sementes de Produção (LASP) da Secretaria de Desenvolvimento Agrário do estado do Ceará. As amostras foram retiradas do estoque de sementes de feijão-caupi do Programa Hora de Plantar, destinado a avaliação e posterior distribuição para agricultores familiares.

O experimento teve duração de 20 dias e durante o desenvolvimento da leguminosa avaliando os parâmetros ligados ao desenvolvimento inicial da planta.

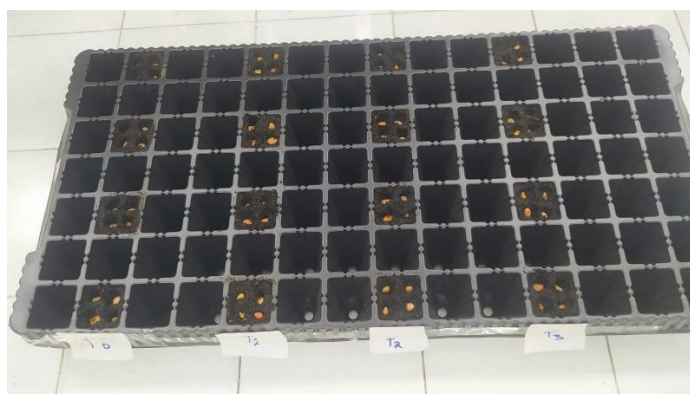
Para o cultivo foi utilizada uma bandeja de polietileno de 96 células e volume de 15 mL por célula. As sementes foram previamente selecionadas e separadas de forma aleatória para compor cada repetição dos tratamentos determinados. Essa seleção visou a escolha de sementes saudáveis e com ausência de deformidades (Figura 9). Para a execução foram realizados 4 tratamentos com 4 repetições, semeando 4 sementes em cada célula, perfazendo assim 16 células na bandeja. Terra vegetal foi utilizada inicialmente como substrato comercial (Figura 10).

Figura 9 — Seleção das sementes de feijão-caupi



Fonte: Autor (2025).

Figura 10 — Disposição das sementes nas células da bandeja de polietileno



Fonte: Autor (2025).

Os tratamentos adotados foram designados de T0, T1, T2 e T3, onde: T0 corresponde ao controle com água de abastecimento (água do poço), T1 corresponde a água tratada do sistema WC-6, T2 corresponde a água tratada do sistema WC-7 e T3 corresponde a água tratada do sistema WC-8 (Tabela 6). O volume de efluente tratado dos sistemas WC para o planejamento de irrigação foi de 5 L.

Tabela 6 — Tratamentos adotados para irrigação do feijão-caupi

Tratamentos	TR empregado (dias)	Corante afluyente (mg/L)
T0 (água do poço)	-	-
T1 (efluente tratado WC-6)	7	9,2
T2 (efluente tratado WC-7)	3	5,0
T3 (efluente tratado WC-8)	11	5,0

Fonte: Autor (2025).

Ao 10º Dia Após a Semeadura (DAS) realizou-se o transplantio para 16 copos descartáveis com pequenos furos no fundo e com capacidade de 400 mL afim de proporcionar um melhor desenvolvimento das plantas (Figura 11), os copos foram preenchidos com uma mistura de Terra vegetal (substrato comercial) + substrato orgânico (húmus de minhoca), na proporção 1:1 e 8 plântulas/tratamento foram transplantadas. O desbaste foi realizado no dia seguinte após atestado o sucesso do transplantio deixando-se apenas 1 planta por copo.

Figura 11 — Feijão-caupi 10 DAS (a) e durante o desbaste para o transplantio das mudas (b)



Fonte: Autor (2025).

Durante a condução dos experimentos com o feijão-caupi, as mudas em todas as parcelas foram irrigadas diariamente de forma manual, sendo essa atividade realizada de maneira lenta até se observar a drenagem da água no fundo do copo de 400 mL, atingindo assim uma umidade do solo próximo à capacidade de campo, favorecendo o pegamento das plantas.

4.5 Coletas e análises

O procedimento de coleta de amostras e as análises físico-químicas e microbiológicas executadas estão descritas a seguir

4.5.1 Caracterização físico-química

Nos ciclos de adaptação foram realizadas coletas de 250 mL dos afluentes com as diluições de ARS de 25, 50, 75% e sem diluição (100%) antes que a mistura fosse distribuída nas bombonas de 10 L. Ao final de cada ciclo foram coletados novamente 250 mL dos efluentes de cada unidade WC. As amostras coletadas foram armazenadas em frascos de polietileno e para preservação as mesmas foram acidificadas até um pH entre 1,5 e 2 com ácido sulfúrico (H_2SO_4 PA) e armazenados sob refrigeração à temperatura de aproximadamente 4°C.

No planejamento fatorial as amostras foram coletadas ao final de cada período estabelecido na matriz de planejamento (3, 4, 7, 10 e 11 dias). Em média, foram recolhidos 7 litros do efluente de cada unidade WC, sendo separado e armazenado 1 L de cada WC em frascos de vidro âmbar para as posteriores caracterizações analíticas. As amostras foram acidificadas a pH entre 1,5 e 2 e armazenada sob refrigeração a 4°C antes de serem utilizadas para avaliação do seu potencial na irrigação da cultura de feijão selecionada.

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus* Fortaleza. As metodologias analíticas utilizadas estão apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1 — Metodologias analíticas usadas na determinação dos parâmetros físico-químicos

Parâmetro	Unidade	Método		Referência
pH	-	Potenciométrico		APHA (2012)
CE	μS/cm	Condutimétrico		
ORP	mV	Eletrométrico		
OD	mg/L	Eletrométrico		
SST		Gravimétrico com filtração em membrana microporosa		
Corante		Espectrofotométrico		
DQO		Espectrofotométrico	Digestão com dicromato de potássio	
Fósforo			Ácido ascórbico	
Surfactante			Extração com clorofórmio	
N-amoniacal			Nesslerização direta	
Nitrito			Sufanilamida	
Nitrato			Salicilato de sódio	Rodier (1990)

Fonte: Autor (2025).

Para os parâmetros analisados foram calculadas as médias aritméticas e desvios-padrões. No planejamento fatorial os resultados das determinações foram analisados no software *Statistica*® version 12 e a análise estatística utilizou o método de análise de variância (ANOVA) seguido pelo teste de Tukey com 5% ($p < 0,05$) para verificar a significância das eficiências de remoção nos sistemas WC.

A remoção (%) das variáveis foi calculada de acordo com a Equação 1.

$$\text{Remoção (\%)} = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100 \quad (1)$$

Sendo: C_0 a concentração inicial da variável na água bruta e C_f a concentração final após tratamento no sistema WC.

4.5.2 Avaliação do crescimento microbiano

Inicialmente os materiais utilizados para análise microbiológica e a solução salina (0,9% de NaCl) empregada foram submetidas a autoclavagem a 121° C por 20 minutos. Para a contagem das colônias microbianas foi usada uma capela de fluxo laminar onde alíquotas de 1 mL das amostras de cada WC efluente foram transferidas para uma cubeta com 9 mL de solução salina (10^{-1}). Em seguida, uma alíquota de 1 mL foi retirada desta solução e transferida para uma cubeta de 9 mL de solução salina (10^{-2}) e assim sucessivamente até a obtenção de concentrações de 10^{-3} e 10^{-4} da amostra inicial. Por fim, 20 μ L de cada diluição foram plaqueadas no meio Martin (para o crescimento de fungos) e no meio Agar nutritivo (para o crescimento de bactérias), espalhando o líquido com o auxílio de uma alça de Drigalsky (APHA, 2017). A Tabela 7 apresenta a composição do meio Martin usado para crescimento fúngico.

Tabela 7 — Composição do meio Martin

Composto	Concentração (g/L)
K ₂ HPO ₄	1,00
Peptona	5,00
KH ₂ PO ₄	5,00
MgSO ₄ .7H ₂ O	0,50
Dextrose	10,00
Extrato de levedura	0,50
Meio Rosa Bengala	0,03
Ágar	18,00

Fonte: Adaptado de Bermudez (2018).

As placas de Petri foram dispostas em estufas microbiológicas, sendo usado para o meio ágar nutritivo um tempo de incubação de 3 dias a 30 °C e para o meio Marti um tempo de incubação de 7 dias a 25 °C. Findo os tempos de incubação foram realizadas a contagem das colônias nas placas usando um contador de colônias e calculado o número de colônias utilizando o conceito de Unidade Formadora de Colônias (UFC) por mililitro da suspensão de células.

4.5.3 Análises do crescimento inicial do feijão-caupi

No caso da avaliação do potencial de irrigação dos efluentes oriundos das *wetlands* construídas após transplântio as amostras foram extraídas ao final dos 20 DAS, correspondendo

a todas as plantas de feijão-caupi das quatro repetições de cada tratamento. Os materiais foram separados em folhas, hastes (caule + pecíolo) e raízes.

A área foliar foi mensurada sobrepondo cada folha de feijão sobre um papel milimetrado, sendo a área coberta pela folha devidamente desenhada e contornada. Em seguida, contou-se o número de quadrados completos e a fração de quadrados que a folha ocupa para calcular a área total. Para coleta das raízes foi utilizado o meio de lavagem com jato de água sobre uma peneira para desprender o solo do sistema radicular, como mostra a Figura 12.

Figura 12 – Preparação para a extração das raízes das plantas de feijão



Fonte: Autor (2025).

A produção de biomassa foi determinada separando as folhas, as raízes e as hastes das plantas de feijão, sendo esse material, em seguida, acondicionado em sacos de papel e levado para secar em estufa com circulação forçada de ar, a 65 °C, por 72 h para obtenção da massa seca. O número de folhas definitivas foi obtido por contagem manual, a altura da haste foi obtida com o auxílio de uma régua graduada, medindo-se do colo da planta até o ponto mais alto da haste do feijão e o diâmetro do caule foi medido com o auxílio de um paquímetro.

As análises foram realizadas no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *Campus Fortaleza*.

Os dados obtidos relacionados ao crescimento inicial do feijão foram submetidos à análise de variância (ANOVA), utilizando o *software* foi *Statistica*® 12 seguido pelo Teste de Tukey a 5% ($p < 0,05$).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Fase de adaptação

5.1.1 Caracterização da água residuária sintética (ARS) na fase de adaptação

A água do poço e a água residuária sintética (ARS) usadas como afluente aos sistemas WC foram caracterizadas com relação a pH, DQO e concentração de corante. Os valores obtidos estão apresentados na Tabela 8.

Tabela 8 — Valores médios dos parâmetros das amostras de água do poço e da ARS.

Parâmetro	pH	DQO (mg/L)	Desvio padrão	Corante (mg/L)	Desvio padrão
Água do poço	6,42	84,00	21,21	-	-
ARS-25%	7,05	302,67	42,90	2,303	0,045
ARS-50%	6,73	663,33	9,43	4,787	0,045
ARS-75%	6,69	1013,33	108,42	7,271	0,090
ARS-100%	6,66	1290,00	94,28	9,038	0,113

Fonte: Autor (2025).

As análises das amostras de ARS de entrada mostraram as seguintes características: pH variando de 6,66 a 7,05, DQO variando de 302,67 mg/L na diluição de ARS a 25% para 1290 mg/L na amostra sem diluição. Esse aumento gradativo se justifica devido ao acréscimo de componentes químicos na ARS, influenciando na concentração de DQO em cada fase de adaptação que cada WC foi submetida.

Em tempo, a concentração mais elevada de DQO usada na ARS foi semelhante aos valores de DQO de entrada utilizado por Rasool *et al.* (2023) que encontraram uma concentração de inicial de DQO afluente de 1237 mg/L em estudos com a utilização de *Wetlands* de fluxo vertical tendo brita e seixos rolados como meios filtrantes e a macrófita *Typha ssp* como espécie vegetal para tratamento de águas residuárias domésticas.

Para Pandey, Singh e Iyengar (2007) muitos corantes são visíveis na água em concentrações tão baixas quanto 1 mg/L e para Ali (2010) mesmo em concentrações muito baixas é possível observar características coloridas aos efluentes. Diante disso, nas concentrações iniciais muito baixas (2,303 e 9,038 mg/L) encontradas para o corante neste estudo, a mesma ainda proporcionou coloração avermelhada aos afluentes e efeitos no meio aquoso que formou as WC.

5.1.2 Avaliação da remoção de DQO

As concentrações das DQO efluentes dos WC no período de adaptação estão dispostas na Tabela 9.

Tabela 9 — Concentração de DQO nos efluentes das WC para cada diluição da ARS, no período de adaptação. DQO de entrada de 302,67 mg/L em ARS 25%; 663,30 mg/L em ARS 50%; 1013,30 mg/L em ARS 75% e 1290,00 mg/L em ARS 100%.

Ensaio	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO (mg/L)
	ARS 25%	ARS 50%	ARS 75%	ARS 100%
	(7 dias)	(14 dias)	(21 dias)	(28 dias)
WC-1	14,33	19,00	39,00	176,67
WC-2	21,67	33,33	65,67	165,00
WC-3	60,67	51,67	60,67	125,00
WC-4	12,67	110,00	54,00	165,00
WC-5	82,33	126,67	35,67	168,33
WC-6	49,00	60,00	62,33	278,33
WC-7	8,33	9,33	42,33	116,67
WC-8	11,67	51,00	4,00	146,67
WC-9	63,33	58,33	29,00	170,00
WC-10	11,00	18,33	180,67	160,00

Fonte: Autor (2025).

Na Tabela 9 foi observado, em termos de concentração final de DQO, resultados satisfatórios no tratamento de adaptação da macrófita a água residuária sintética (ARS), mesmo para a condição de 100%. Vale salientar que cada etapa da adaptação (ARS a 25, 50, 75 e 100%) se respeitou um período de 7 dias (TR), sendo esse fator apontado como um dos principais responsável pelas diferenças nas remoções de matéria orgânica. Este fato foi confirmado por Wu *et al.* (2015) que em estudo sobre a sustentabilidade de áreas de *wetlands* construídas para tratamento de águas residuárias afirmaram ser o tempo de retenção o fator que possibilita o crescimento e desenvolvimento das comunidades microbianas, que serão responsáveis no tempo de contato adequado por eliminar os poluentes.

A concentração afluente da ARS-25% diminuiu de $302,67 \pm 42,9$ mg/L para $8,33 \pm 5,66$ mg/L na unidade WC-7, com melhor performance correspondente a uma eficiência de remoção de DQO de 97,25 % (Figura 13a). A concentração de DQO para ARS 50% na entrada do sistema

de WC apresentou valor médio de $663,33 \pm 9,43$ mg/L (Figura 13b). Nesta diluição, foi encontrado valores de DQO no efluente após 7 dias, de $9,33 \pm 2,36$ mg/L, representando uma remoção de 98,59%. O sistema *wetland* que obteve menor valor de remoção da DQO para a diluição de 50% foi WC-5 com concentração de $126,67 \pm 50,44$ mg/L.

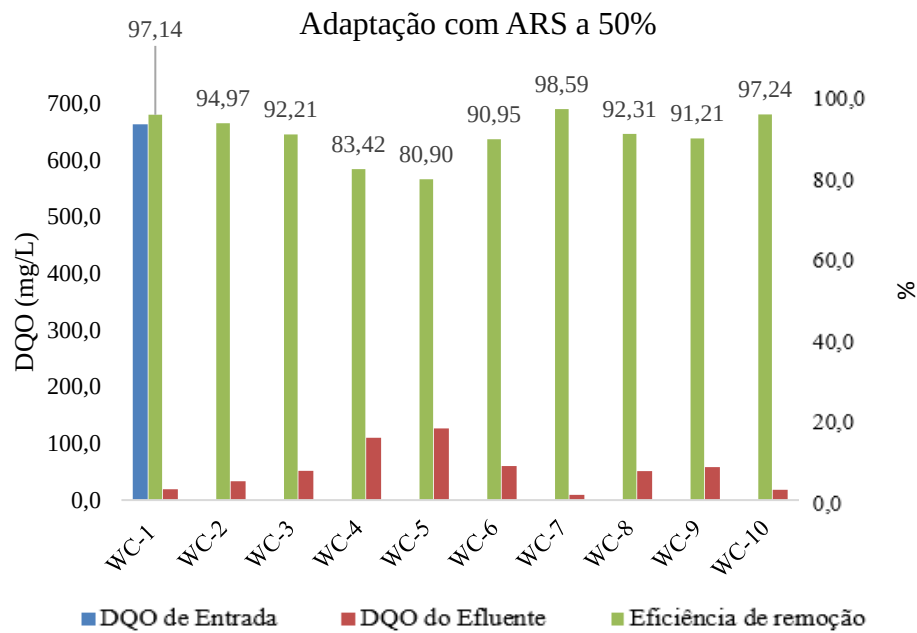
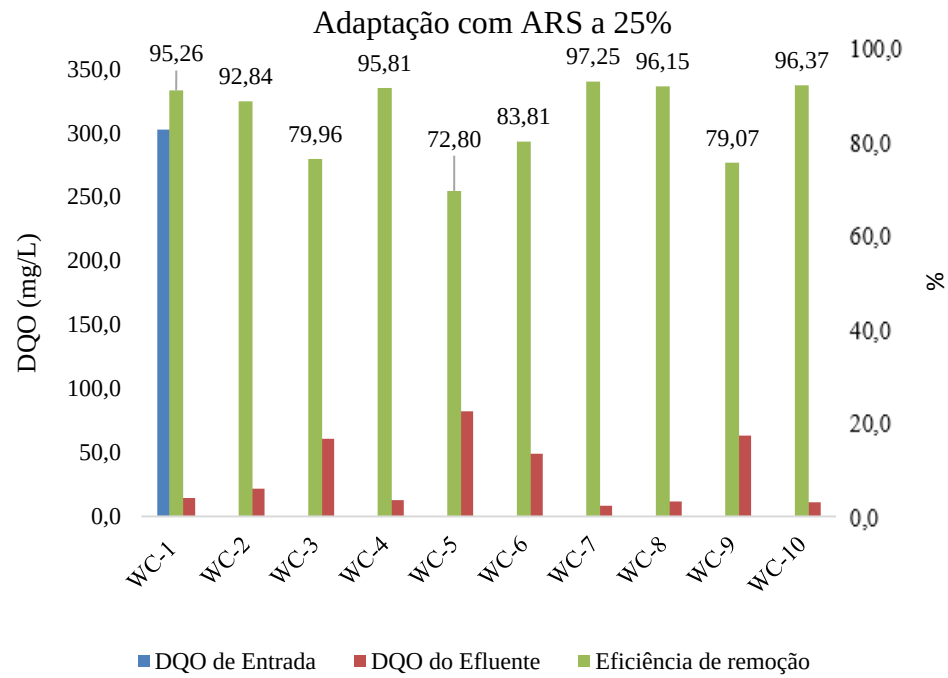
Na etapa de adaptação da ARS75%, a concentração de DQO afluente foi de $1013,33 \pm 108,42$ mg/L (Figura 13c). Para os sistemas WC-8 e WC-10 foram encontrados valores de DQO de $4,00 \pm 2,36$ e $180,67 \pm 16,50$ mg/L, respectivamente, determinando valores de eficiência de remoção de 99,61% para o WC-8 e 82,17% no sistema WC-10.

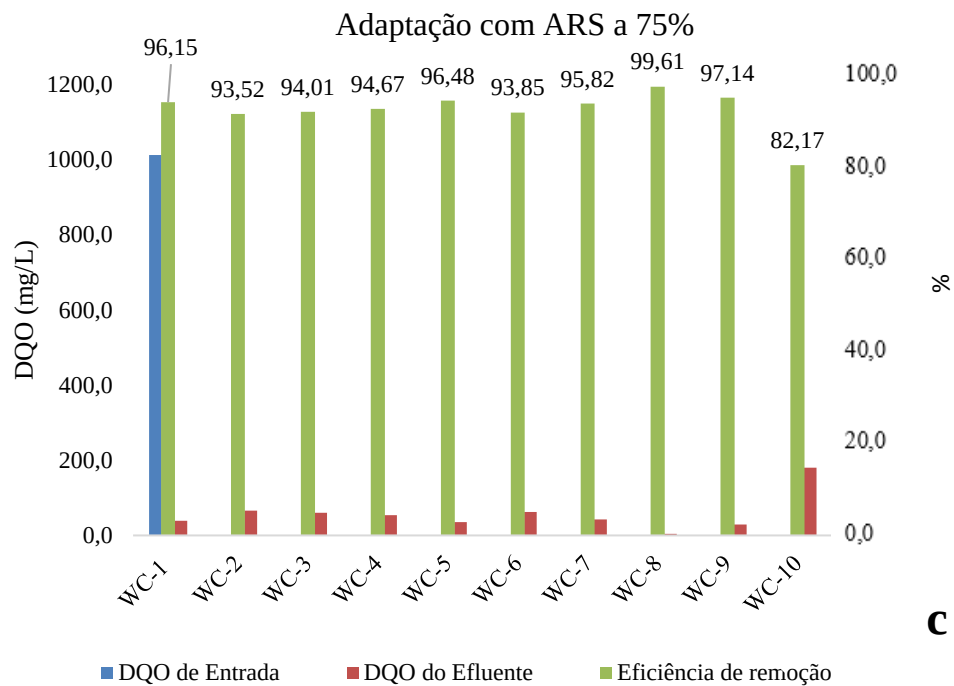
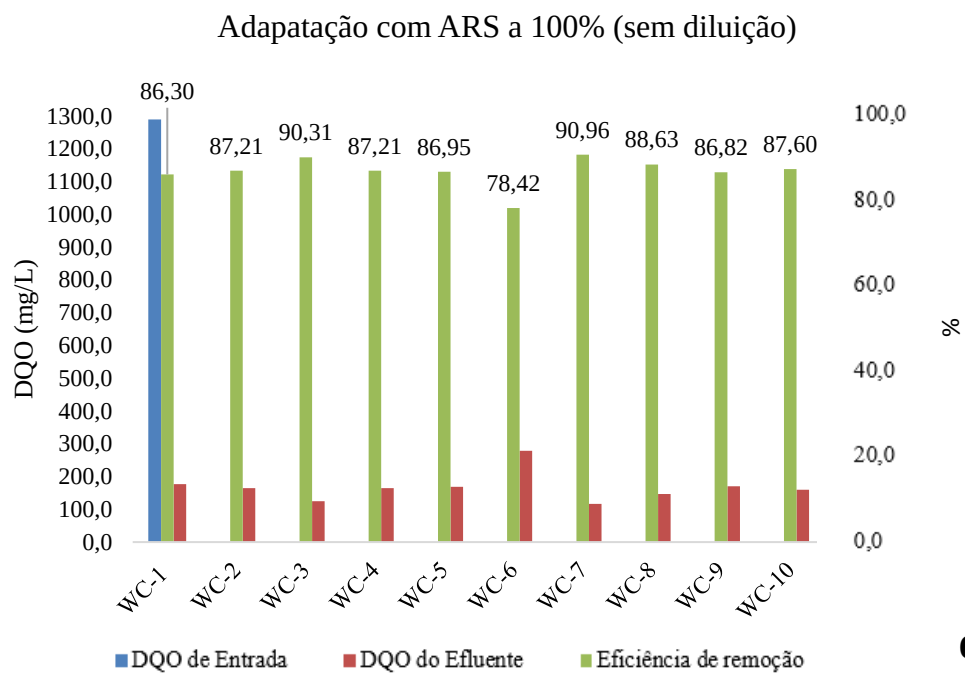
Quando analisado o comportamento da DQO na ARS100% foi obtido uma concentração de saída no sistema WC-7 ($116,67 \pm 2,36$ mg/L), a qual corresponde a uma eficiência de remoção de 97,42% (Figura 13d). Em contrapartida foi encontrado uma DQO de saída de $278,33 \pm 18,86$ mg/L, indicativo de uma remoção de 78,42% no WC-6, de menor eficiência. No WC-8 com a ARS de 75% foi obtido uma remoção de 99,61% de matéria orgânica. O melhor resultado para este parâmetro no período de adaptação.

Estes resultados da pesquisa, mesmo que na etapa de adaptação, foram superiores aos encontrados por Kotsia *et al.* (2020) que operaram um sistema de WC com fluxo vertical para tratar de águas residuárias domésticas utilizando plantas ornamentais e meios filtrantes contendo brita grossa, brita fina e areia lavada com tempo de retenção de 7 dias encontraram valores de eficiência de remoção de 96% para DQO.

Em relação a Resolução do COEMA N° 02/2017, todas as fases de adaptação, com exceção do WC-6 na fase de adaptação sem diluição (100%) apresentaram resultados que se enquadram nas concentrações exigidas para padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos no estado do Ceará, haja vista as concentrações de DQO dos efluentes, em cada uma das fases de adaptação estudadas, alcançaram valores inferiores a 200 mg/L (CEARÁ, 2017).

Figura 13 — Resultados de DQO, durante a etapa de adaptação com ARS como afluente diluída a 25% (a); 50% (b); 75% (c); e sem diluição (100%) (d).



**c****d**

Fonte: Autor (2025).

Os valores alcançados de DQO apresentaram eficiências médias de remoções (88,43%) semelhante às alcançadas por Bermudez (2022) em estudos com *Wetlands* Construídos de fluxo vertical para o tratamento de águas residuárias em escala piloto (TR = 7 dias) em meio misto contendo conchas e tijolos e cerâmicos.

Autores como Magalhães Filho *et al.* (2018); Caputo *et al.* (2019); Rizzon (2020), Ravichandran, Yoganathan e Philip (2021) encontraram resultados que atestam que as ecotecnologias de WC funcionam de forma eficiente, quando se considera a eficácia da redução de DQO, registrando, respectivamente, 82,0%; 88,0%; 88,1% e 93,3% de reduções da matéria orgânica inicial.

5.1.3 Avaliação da remoção de corante

As concentrações de corante Ponceau 4R na saída dos WC estudados estão apresentadas na Tabela 10. Assim como observado com a DQO utilizou-se o mesmo tempo de retenção (TR) de 7 dias para cada período de adaptação.

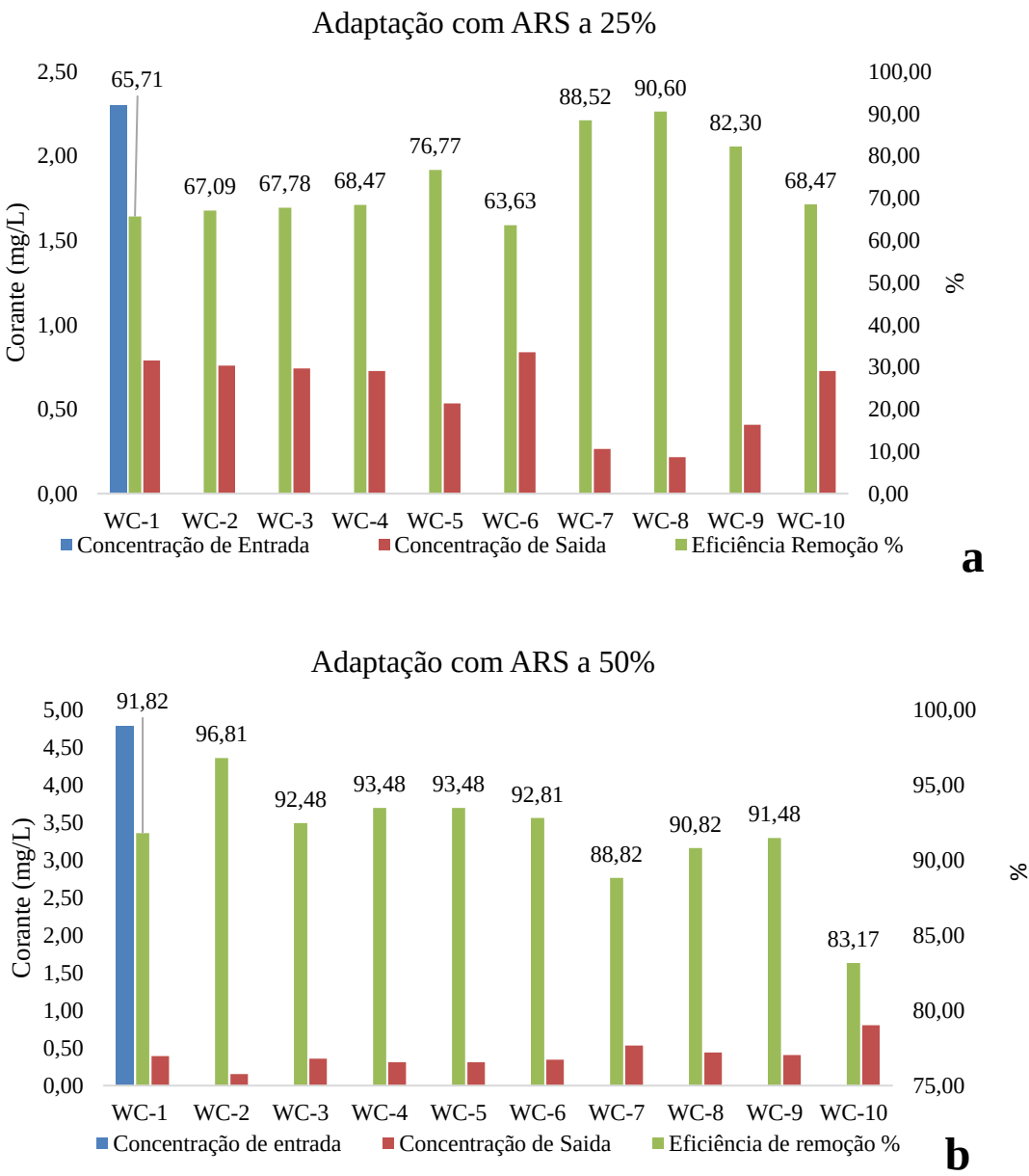
Tabela 10 — Perfil das concentrações de corante nos efluentes dos WC para a ARS a 25%, 50%, 75% e sem diluição (100%). Concentrações iniciais de corante de 2,303 mg/L em ARS 25%; 7,787 mg/L em ARS 50%; 7,271 mg/L em ARS 75% e 9,038 mg/L em ARS sem diluição (100%)

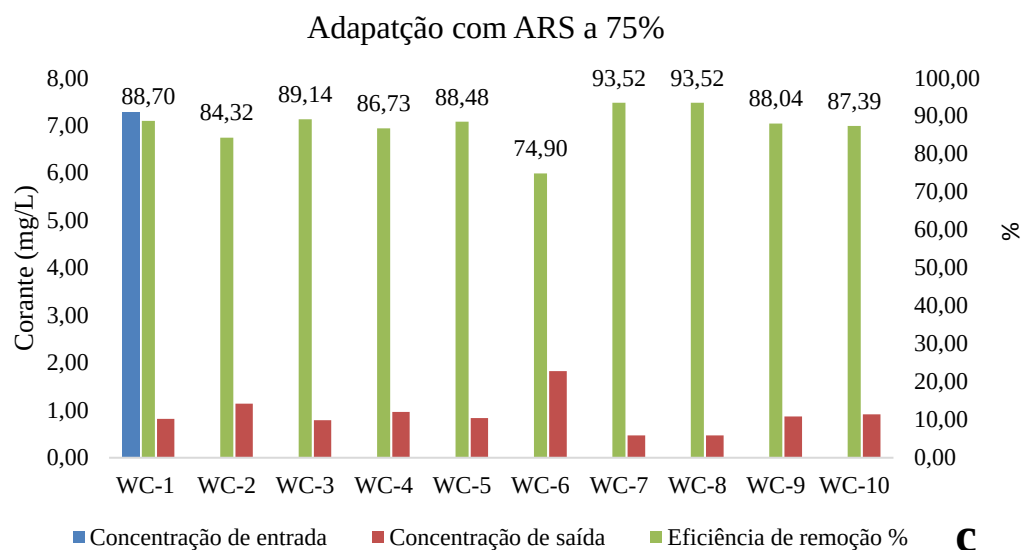
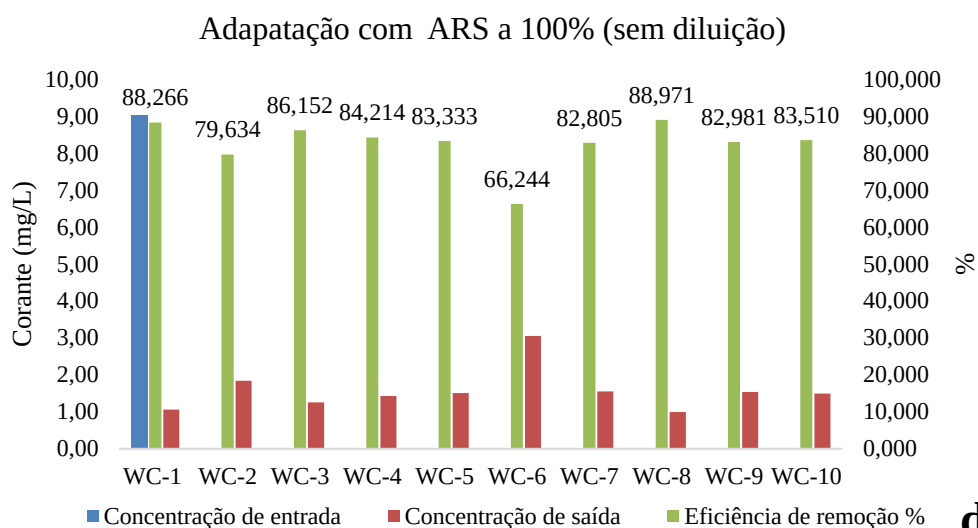
Ensaio	Corante (mg/L)	Corante (mg/L)	Corante (mg/L)	Corante (mg/L)
	ARS 25%	ARS 50%	ARS 75%	ARS 100%
	7 dias	14 dias	21 dias	28 dias
WC-1	0,790	0,392	0,822	1,061
WC-2	0,758	0,153	1,140	1,841
WC-3	0,742	0,360	0,790	1,252
WC-4	0,726	0,312	0,965	1,427
WC-5	0,535	0,312	0,838	1,506
WC-6	0,838	0,344	1,825	3,051
WC-7	0,264	0,535	0,471	1,554
WC-8	0,217	0,439	0,471	0,997
WC-9	0,408	0,408	0,869	1,538
WC-10	0,726	0,806	0,917	1,490
Média de remoção (%)	76,51	91,52	87,47	82,61

Fonte: Autor (2025).

As eficiências de remoção de corante na fase de adaptação estão apresentadas na Figura 14 a seguir.

Figura 14 — Eficiência da remoção de corante na fase de adaptação com ARS como afluente a 25% (a); 50% (b); 75% (c) e sem diluição (100%) (d).



**c****d**

Fonte: Autor (2025).

A concentração de entrada do corante para a ARS 25% foi de $2,300 \pm 0,045$ mg/L e após 7 dias de adaptação diminuiu para $0,217 \pm 0,023$ mg/L no WC-8, correspondendo a uma eficiência de remoção de 90,6 % (Figura 14a). A menor remoção de corante foi registrada no WC-6 com apenas 63,6% de eficiência. Para ARS a 50%, o melhor resultado foi obtido no WC-2, que apresentou valor médio de $0,153 \pm 0,023$ mg/L, correspondente a uma eficiência de remoção de 96,8%. Nesta diluição a menor eficiência de remoção (83,17%) ocorreu no WC-9, com concentração de saída de $0,806 \pm 0,045$ mg/L (Figura 14b).

Com a ARS a 75% a menor concentração de corante foi de $0,471 \pm 0,023$ mg/L (Figura 14c) para os sistemas WC-7 e WC-8, alcançando remoção de 93,52%. A *wetland* menos eficiente foi a WC-6 com 74,90% de remoção e concentração final de 1,825 mg/L.

Por fim, no tratamento da ARS a 100% observou-se que a maior concentração efluente de corante foi na WC-6 ($3,051 \pm 0,023$ mg/L), resultando em uma eficiência de remoção de apenas 66,24% (Figura 14d). Em contrapartida, a maior eficiência de remoção do corante Ponceau 4R nesta diluição foi observada na WC-8 com valor de 88,97%.

5.2 Tratamento da ARS via planejamento fatorial

As características físico-químicas da ARS avaliadas nos afluentes do sistema WC em estudo segundo o planejamento fatorial executado foram: pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), potencial de redução de oxidação (ORP), DQO, Fósforo Total (FT), nitrito (NO_3^-), nitrato (NO_2^-), amônia (NH_3), surfactante (DSS) e sólidos suspensos totais (SST). As médias e os desvios-padrão (DP) desses parâmetros estão apresentados na Tabela 11. Para o estudo fatorial as concentrações de corante Ponceau 4R usadas no afluente foram de: 0,8; 2,0; 5,0; 8,0 e 9,2 mg/L.

Tabela 11 — Caracterização da ARS bruta (afluente) usada nas WC no estudo

Parâmetro (unidade)	Média	DP
pH	6,67	$\pm 0,085$
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	3500	$\pm 0,049$
DQO (mg/L)	1123,33	$\pm 94,28$
FT (mg/L)	7,70	$\pm 0,21$
NO_3^- (mg/L)	7,12	$\pm 0,15$
NO_2^- (mg/L)	0,027	$\pm 0,001$
NH_3 (mg/L)	73,92	$\pm 0,92$
Surfactante DSS (mg/L)	12,55	$\pm 0,038$
OD (mg/L)	6,30	$\pm 1,117$
ORP (mV)	639,0	$\pm 21,21$
SST (mg/L)	122,50	$\pm 3,54$

Fonte: Autor (2025).

As análises das amostras de ARS preparadas mostraram as seguintes características: pH de 6,61 a 6,73, com média de 6,67, condutividade elétrica (CE) variando entre 3450 e 3520 $\mu\text{S}/\text{cm}$ com média de 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, oxigênio dissolvido (OD) de 5,00 a 6,58 mg/L com média de 6,30 mg/L e sólidos suspensos totais (SST) variando entre 125,00 e 120,00 mg/L com média de 122,50 mg/L. Para a DQO os valores variaram entre 1056,67 e 1190,00 mg/L, surfactante de 12,52 a 12,58 mg/L e fósforo total (FT) apresentou-se entre 7,55 e 7,85 mg/L. Já as frações nitrogenadas de amônia, nitrito e nitrato apresentaram variações entre 73,27 e 74,57 mg/L, 0,027 e 0,030 mg/L e 7,01 a 7,23 mg/L, respectivamente.

Em termos analíticos, os valores de pH obtidos se apresentaram abaixo do limite superior recomendado pelo órgão ambiental brasileiro (CONAMA 357/2005 e 430/11), que fixa uma faixa permitida de pH entre 9 e 10.

Os valores de Demanda Química de Oxigênio (DQO), por sua vez, foram semelhantes aos encontrados por Oteng-Peprah, Vries e Acheampong (2018) em estudos da qualidade das águas residuárias em uma área periurbana de Gana, que identificaram valores de DQO na faixa de 207 mg/L a 1299 mg/L. Esses autores observaram ainda valores de pH de $6,89 \pm 0,9$ e OD de $6,0 \pm 1,7$ mg/L, também próximos aos relacionados nesta pesquisa. Hernandez *et al.* (2007) relataram DQO de 425-1583 mg/L para águas residuárias domésticas nos países baixos. Em estudos avaliando o tratamento de águas residuárias sintéticas utilizando como substratos camada de concha marinha (*Anomalocardia brasiliiana*) em sistemas de WC, Bermudez (2022) encontrou concentração média inicial de DQO no afluente de $1851,67 \pm 42,41$ mg/L de DQO, a qual é superior a encontrada nesse estudo.

Os valores médios obtidos para surfactante DSS ($12,55 \pm 0,0,38$ mg/L) foram semelhantes aos valores relatados anteriormente por Ramprasad *et al.* (2017) e Gross et al. (2007) que encontraram concentrações entre 14,9 e 35,9 mg/L e 4,7 e 15,6 mg/L de surfactante em águas residuárias brutas a serem tratadas por WC. Segundo Jena, Dutta e Daverey (2023), as concentrações de surfactantes que vão para o esgoto variam de 3,0 a 21,0 mg/L.

Para fósforo total os valores encontrados na ARS são semelhantes aos empregados por Garcia-Avila *et al.* (2019) que, utilizaram águas residuárias domésticas com teor de fosforo total de 7,42 mg/L em WC em subsuperfície com fluxo vertical plantados com *Phragmites Australis* e *Cyperus Papyrus*.

A Tabela 12 apresenta os resultados (médias) para os parâmetros de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e potencial de oxidação-redução (ORP) após o tratamento da ARS na *wetland* construída nesta pesquisa segundo o planejamento fatorial executado.

Tabela 12 — Resultados do planejamento fatorial para os valores de pH, oxigênio dissolvido (OD), condutividade elétrica (CE) e potencial de oxidação-redução (ORP) no tratamento da ARS usando *wetland* construída.

Ensaio	Corante, x_1 (mg/L)	TR, x_2 (dias)	pH	CE ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	OD (mg/L)	ORP (mV)
WC-1	2,0 (-1)	4 (-1)	6,57	3670	5,70	617,0
WC-2	2,0 (-1)	10 (+1)	6,66	3420	5,30	629,0
WC-3	8,0 (+1)	4 (-1)	6,69	3380	5,30	609,0
WC-4	8,0 (+1)	10 (+1)	6,77	3430	6,20	617,0
WC-5	0,8 (-1,41)	7 (0)	6,68	3110	6,10	619,0
WC-6	9,2 (+1,41)	7 (0)	6,66	3000	5,90	612,0
WC-7	5,0 (0)	3 (-1,41)	6,89	3220	5,80	587,0
WC-8	5,0 (0)	11 (+1,41)	6,79	3570	5,30	636,0
WC-9	5,0 (0)	7 (0)	6,84	3230	5,90	605,0
WC-10	5,0 (0)	7 (0)	6,74	3070	5,70	624,0

Valores de entrada (médias): pH = 6,67, OD = 6,30 mg/L, ORP = 639,00 mg/L e CE = 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Fonte: Autor (2025).

Para o pH, tanto da ARS afluyente quanto dos efluente de cada WC, os valores encontrados foram próximos a neutralidade, dentro da faixa considerada ideal, uma condição que, segundo Ito *et al.* (2019) facilita os processos de nitrificação e desnitrificação nos *wetlands*, propiciando crescimento microbiano de bactérias generalistas, como as nitrificantes. Ma *et al.* (2020) também afirmam que valores de pH na faixa de 6,5 a 7,5 podem ser considerados ótimos para o processo de desnitrificação. Isso pode indicar a capacidade das próprias plantas de modificar as condições de pH na rizosfera ou pode ser devido às interações entre o meio e seus biofilmes, possivelmente independente das plantas. Hussein e Scholz (2018) encontraram resultados semelhantes aos do presente trabalho, onde os mesmos observaram pouca diferença (0,55) nos valores de pH entre o WC controle não plantada e WC cultivados com *Phragmites australis*, ambos de fluxo vertical quando usados na remoção dos corantes AB113 e BR46 contaminados com águas residuárias artificiais.

A condutividade elétrica (CE) da ARS no utilizada nesse estudo foi de 3500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, apresentando valores pós-tratamento nas WC variando entre 3670 e 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ para os WC-1 e WC-6, respectivamente. Os níveis de salinidade não apresentaram reduções nos WC-1 e WC-8, contudo, nos demais sistemas ocorreram reduções da CE dos efluentes em comparação a

ARS aplicada. Resultados semelhantes foram encontrados por Siriwardhana *et al.* (2023), relataram reduções dos níveis de salinidade dos efluentes tratados quando avaliaram o potencial do tratamento de águas cinzas usando um WC-FV em escala piloto e as características de desempenho de diferentes tipos de plantas (*Canna indica*, *Matteuccia struthiopteris* e a *Typha latifolia*). Esses mesmos autores afirmaram ainda que, a *Typha latifolia* é recomendada para sistemas que requerem alta matéria orgânica com considerável eficiência na remoção de nitrogênio tendo um bom desempenho na remoção de salinidade quando comprado com as outras duas espécies estudadas.

Em comparação com as características das águas cinzas do experimento usando WC-FH realizado por Baracuh *et al.* (2015), que registrou CE média de 3280 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e do esgoto sanitário usado como afluente em WC-FV por Rahi *et al.* (2020) com valores de CE entre 3500 a 3800 $\mu\text{S}/\text{cm}$, os valores observados no presente estudo podem ser considerados semelhantes.

De acordo com a COEMA nº 02/2017, os valores de CE da ARS e dos efluentes dos sistemas de tratamento para este estudo foram superiores a 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, com exceção do WC-6 (CE de 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), o que é considerado um indicador de perigo para salinidade no meio, podendo afetar negativamente diversos aspectos do ecossistema da *wetland*, como a capacidade de adsorção das macrófitas no que diz respeito à água e aos nutrientes necessários (RANI *et al.*, 2020).

As concentrações de oxigênio dissolvido (OD) dos efluentes das WC não apresentaram variações significativas para os ensaios do planejamento fatorial, sendo todas inferiores as observada no afluente de ARS. A concentração de OD da água é um parâmetro importante que determina as atividades físico-químicas e biológicas que ocorrem na água. Em geral, para os níveis de OD encontrados pode-se afirmar que houve uma melhoria na qualidade da água sintética após passar pelo sistema WC-FV, o que, em perspectiva, contribuirá para que as macrófitas e os microrganismos desempenhem seu papel fundamental no processo de tratamento de águas cinzas. Rehman *et al.* (2017) relatam ainda que as plantas fornecem oxigênio durante o processo de fotossíntese ou por via direta da atmosfera através de seus caules e raízes para a rizosfera de solos alagados.

O potencial redox (ORP) dos efluentes das WC não apresentaram variações significativas para os ensaios do planejamento fatorial, sendo encontrados valores inferiores aos observada no afluente de ARS. O potencial redox variou de 587 mV a 636 mV para os WC-7 e WC-8 respectivamente. Os resultados apontam para um ambiente aeróbio, pois de acordo com Ong *et al.* (2010), potenciais maiores que 100 mV são interpretados como indicativo de alta capacidade redox ou ambientes aeróbios, enquanto valores menores que -100 mV indicam

ambientes de baixa atividade redox ou anaeróbio. O ORP elevado pode ser explicado pela forma de drenagem do efluente para análise a cada término do tempo de retenção de cada WC estudado, favorecendo assim um efeito de influxo de oxigênio atmosférico por pressão de sucção (KIZITO *et al.*, 2017).

Camacho *et al.* (2014) comparando dois tipos de WC (fluxo horizontal e vertical) plantado com *Phragmites australis* para o tratamento de águas residuárias domésticas utilizando como substrato cascalho com um diâmetro médio de partículas de 9 mm, encontraram valores mais elevados de ORP no interior das WC-FV em comparação com as WC-FH, relatando ainda que as WC- FV geralmente oferecem melhores resultados de nitrificação, e, por vezes, melhores eficiências de remoção orgânica.

Rani *et al.* (2024) destacaram a importância do potencial redox, da porosidade e permeabilidade da composição do meio substrato, citando materiais como areia, cascalho e matéria orgânica, na influência da colonização microbiana, na área de superfície do substrato e na capacidade de retenção de nutrientes.

Na Tabela 13 estão apresentados os resultados (médias) do planejamento fatorial para as remoções dos parâmetros de DQO, fósforo total (FT), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), amônia (NH_3), surfactante (DSS) e sólidos suspensos totais (SST) após o tratamento da ARS pelo sistema de *wetland* construído para os diferentes níveis de corante e tempos de retenção hidráulica testados.

Tabela 13 – Remoções % de DQO, corante, amônia (NH_3), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), sólidos suspensos totais (SST), fósforo total (FT) e surfactante (DSS) no tratamento da ARS com *wetland* construída segundo o planejamento fatorial estudado.

Ensaio	Corante (mg/L)	TR (dias)	Remoções %							
			DQO	Corante	NH_3	NO_3^-	NO_2^-	SST	FT	DSS
WC-1	2,0	4	75,00	74,54	33,44	100,00	72,00	77,55	46,48	89,98
WC-2	2,0	10	83,50	83,59	34,45	100,00	76,67	77,55	61,07	90,26
WC-3	8,0	4	84,64	78,16	49,09	99,14	48,00	63,27	62,62	91,94
WC-4	8,0	10	90,20	81,63	64,75	99,90	66,00	89,80	58,93	91,44
WC-5	0,8	7	87,09	86,22	66,00	99,86	68,67	87,76	62,62	91,66
WC-6	9,2	7	82,84	69,58	59,84	99,59	70,67	87,76	66,90	91,68
WC-7	5,0	3	77,61	75,72	60,47	99,50	44,67	61,22	61,84	90,75
WC-8	5,0	11	92,81	92,76	87,00	100,00	84,67	89,80	74,48	97,90
WC-9	5,0	7	80,39	79,03	52,55	100,00	64,00	77,76	52,70	90,54
WC-10	5,0	7	81,21	75,96	53,99	100,00	62,00	79,59	54,51	90,71

Valores de entrada: DQO = 1123,33 mg/L, NH_3 = 73,92 mg/L, NO_3^- = 7,12 mg/L, NO_2^- = 0,027 mg/L, SST = 122,50 mg/L, FT = 7,70 mg/L, surfactante (DSS) = 12,55 mg/L.

Fonte: Autor (2025).

Com base nos resultados (médias) dos parâmetros físico-químicos e remoções observados nas Tabelas 12 e 13 foi realizado uma análise estatística preliminar da variância dos dados (ANOVA) a nível de 95% de confiança ($p < 0,05$).

De antemão relata-se que as ANOVA's obtidas mostraram que as respostas experimentais relacionadas ao pH, OD, ORP e CE e as remoções de: corante, NH_3 , FT e surfactante (DSS) não apresentaram diferença significativa entre as unidades WC, uma vez que os valores de p para os fatores individuais analisados e suas interações apresentaram variações entre: 0,153-0,961 para pH; 0,066-0,936 para corante; 0,084-0,811 para OD; 0,053-0,950 para ORP; 0,149-0,887 para CE; 0,375-0,917 para NH_3 ; 0,222-0,992 para DSS e 0,196-0,367 para FT, todas superiores a 0,05. Assim, pode-se inferir que a utilização das conchas e tijolos como meios filtrantes nas unidades WC plantadas com *Typha ssp* e as diferentes concentrações de corante e tempos de retenção hidráulica (TR) não influenciaram nos valores destas 8 respostas experimentais nos efluentes tratados pela WC em estudo.

Por outro lado, para as remoções % de DQO, NO_3^- , NO_2^- e SST foram observados efeitos significativos ($p < 0,05$) das variáveis de concentração inicial de corante (mg/L) e tempo de

retenção (TR, dias) durante a operação das WC. A análise estatística mais detalhada para essas 4 respostas experimentais será apresentada posteriormente.

Particularmente na Tabela 13 quando analisada a menor concentração de corante (0,8 mg/L) na WC-5 observa-se uma eficiência de remoção de DQO de 87,09% (131,67 mg/L) com um TR de 7 dias. Estes resultados confirmam a eficiência do sistema na remoção de DQO. De forma semelhante, Hussein e Scholz (2018) avaliando a remoção de corantes Azo (AB113 e BR46) verificaram redução da DQO a baixa concentração desses corantes em todas as WC utilizadas. Em geral, as WC com longo tempo de retenção apresentaram as melhores reduções de DQO, se comparadas ao controle (*wetlands* não plantadas) e outras *wetlands* com menores tempos de operação.

Nesta pesquisa a maior eficiência de remoção de corante (92,76%) foi observada no sistema WC-8 contendo 5 mg/L de corante e operando durante 11 dias. Em geral os resultados de redução da concentração da molécula corante entre 69,5% e 92,8 % podem ser relacionados às características das macrófitas, como observado por Sethulekshmi e Chakraborty (2021) que relataram que a ecotecnologia de WC com *Typha angustifolia* contribuiu na remoção de corantes por uma combinação de mecanismos envolvendo adsorção, absorção e degradação bacteriana por bactérias presentes na zona radicular.

Chandanshive *et al.* (2017) avaliaram a remoção do corante Congo Red e obtiveram uma eficiência de 80% de remoção de corante em um TR de 2 dias quando utilizaram a *Typha ssp* como vegetação na WC utilizada no tratamento. Esse resultado é próximo ao valor observado neste estudo, uma vez que em um tempo de retenção (TR) de 3 dias houve uma eficiência de remoção do corante Ponceau 4R de 75,7% para uma concentração inicial de 5 mg/L.

Experimentalmente há evidências que a escolha pela espécie vegetal *Typha ssp* tenha colaborado para os valores de eficiência de remoção de corante, uma vez que essa espécie vegetal é tida como promissora de alto potencial para degradar corantes têxteis o que tem sido relatados por autores como Nilratnisakorn, Thiravetyan e Nakbanpote (2007), Shehzadi *et al.* (2014) e Masi *et al.* (2019).

Em relação a amônia, a maior remoção (87%) foi observada no efluente do WC-8, onde a concentração média de NH_3 diminuiu de 73,92 mg/L para 9,61 mg/L, sob concentração de corante no afluente de 5,0 mg/L e tempo de retenção hidráulica de 11 dias. Já a WC-1 apresentou a menor média de remoção de NH_3 , sendo observado apenas 33,44% para o afluente com concentração de corante de 2,0 mg/L e um tempo de retenção de 4 dias.

Diante dos resultados encontrados para as remoções de amônia é possível verificar que nas WC com as mesmas concentrações de corantes, há aumento na remoção deste poluente à medida que se aumenta o TR como verificado nas WC-10 (54%) e WC-8 (87%). Esse mesmo comportamento foi observado nos WC-1 e WC-2 e WC-3 e WC-4.

Vale destacar que, considerando o valor máximo de 20 mg/L de amônia permitido pela Resolução N° 430/2011 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), apenas o efluente tratado na WC-8 (5,0 mg/L de corante e TR de 11 dias) atende este limite estabelecido.

Resultados semelhantes para amônia foram encontrados por Ong *et al.* (2010) quando avaliaram o desempenho do tratamento de águas residuárias contendo Acid Orange 7 (AO7) por *wetlands* construídos de fluxo ascendente usando sistemas aerados e não aerados artificialmente e com meio suporte constituído de cascalhos e esferas de vidro e plantadas com *Phragmites australis*. Os autores verificaram que, para os sistemas não aerados, quando se mantiveram as concentrações de corantes em 100 mg/L e se aumentou o TR de 3 para 6 dias houve melhoria na eficiência da remoção de amônia de 24% para 44%.

Em oposição a esses resultados, o WC-7 apresentou melhor desempenho em termos de remoção de amônia que os WC com a mesma concentração de corantes e com TR maiores. Esse fato pode estar relacionado aos processos ocorridos a nível microbiano dessa *wetland*, podendo ainda ser atribuído a influência dos meios filtrantes (tijolos e conchas marinhas) e da macrófita plantada (*Typha spp.*).

Em relação aos surfactantes sabe-se que estão presentes em todas as águas cinzas podendo causar prejuízos irreversíveis ao desempenho dos sistemas biológicos de tratamento de águas residuárias, incluindo as WC, pois reduzem a taxa de transferência de oxigênio e impõem estresse tóxico ao crescimento e metabolismo biológico (LECHUGA *et al.*, 2016; PALMER; HATLEY, 2018).

Neste estudo foi observado que a remoção de DSS dos efluentes na execução do planejamento fatorial apresentou valores entre 89,98 e 97,90% para as WC estudadas. Embora, como já citado, os valores de remoção para esta resposta experimental não apresentem diferença significativa ($p < 0,05$), observa-se uma tendência de aumento de remoção à medida de que se aumenta o tempo de retenção durante o tratamento, o que pode ser atribuído à aclimação da comunidade bacteriana das WC a este surfactante.

Os resultados encontrados para todas as WC estudadas foram melhores que os observados por Zhou *et al.* (2023), que alcançaram valores de remoção de DSS variando de 75,3 a 79,3%. Esses autores estudaram a eficiência de WC com fluxo corrente no tratamento de

águas residuárias sintéticas com diferentes concentrações de DSS (50 a 100 mg/L) usando cascalho e biocarvão como meios filtrantes.

No presente estudo, quando se utilizou concentrações de 5,0 mg/L de azo corante e um tempo de retenção de 11 dias se obteve uma remoção de 97,9% de surfactante no WC-8. Esse resultado foi semelhante aos encontrados por Thomas *et al.* (2017) que, usando uma efluente municipal com concentração de 10 mg/L de surfactante obteve eficiência de remoção de 98% com um tempo de retenção de 12 dias. Estes autores compararam diferentes plantas (*Pragmites australis*, *Typha latifolia*, *Salix viminalis*, *Iris* e *Juncus effusus*) em cascalho como substrato e tempo de retenção variando de 1 a 12 dias e relataram que, em todos os experimentos, a presença das plantas aumentou significativamente a remoção de surfactante.

O tratamento da água residuária estudada na presente pesquisa por WC contribui na redução de danos ao ambiente, uma vez que, segundo Effendi, Nedi e Pakpahan (2017) a taxa de mortalidade de peixes pode atingir patamares acima de 50% sob concentrações surfactantes próximos de 15 mg/L, enquanto que em concentrações tão baixas quanto 5,0 mg/L foram observadas mortes de larvas de peixes.

Em relação ao fósforo total, a faixa de concentração típica em águas cinzas é bastante variável, se considerar os países que proíbem e os que permitem usar detergentes contendo fosfatos como é o caso da Suíça, onde o uso de fosfato foi proibido por lei em 1986 e da Polônia onde não havia legislação ou acordos voluntários regulamentando o seu uso. Sob permissão de uso, as concentrações de P variam entre 23 a 80 mg/L, enquanto naqueles que proíbem o uso de fosfatos nos detergentes, essas concentrações estão entre 4 e 12 mg/L (QUEVEDO; PAGANINI, 2018).

Para Li *et al.* (2021), as WC desempenham um papel significativo na mitigação da poluição por fósforo, podendo contribuir para melhorar a qualidade da água e proteger os ecossistemas aquáticos dos efeitos adversos do excesso desse nutriente.

Para este poluente os efluentes das WC estudados mostraram uma variação de eficiência de remoção entre 46,48% e 74,48% de PT. Como o fósforo é influenciado por 4 mecanismos de remoção: adsorção química e física, sedimentação, absorção de plantas, precipitação em sistemas de WC, acredita-se que neste trabalho o mesmo pode ter sido removido diretamente pelas *Typhas ssp* por absorção ou por meio de armazenamento químico nos meios filtrantes (conchas marinhas e tijolos).

Yalcuk e Dogdu, (2014) encontraram eficiência de remoção de $88,09 \pm 6,15\%$ de fósforo para WC plantadas com *Typhas ssp*, valores esses superiores aos encontrados no presente estudo. Esses autores avaliaram o desempenho do tratamento de águas residuárias sintéticas

contendo azo corante Amarelo Ácido 2G por *wetlands* construídos de fluxo vertical em escala de laboratório utilizando como materiais filtrantes o cascalho fino, areia e zeólita. Em geral, não houve uma variação significativa nas eficiências médias de remoção de PT que comprovasse que a vegetação influenciou positivamente na remoção de fósforo.

Em tempo, considerando o limite máximo de 0,020 mg/L de fósforo permitido pela Resolução N° 430/2011 do CONAMA, todos os WC estudados apresentaram valores acima do limite para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

Para as remoções de DQO nos WC verificou-se que para um tempo de retenção de 4 dias foi possível no WC-3 uma remoção da carga orgânica de 84,64%, o que leva a uma concentração de DQO de $156,66 \pm 7,07$ mg/L na ARS tratada, a qual está dentro dos níveis aceitáveis para atender as exigências estabelecidas pela Resolução COEMA N° 2, de 02 de fevereiro de 2017, que dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras (CEARÁ, 2017). Em geral, os valores de remoção de DQO alcançados estão de acordo com os encontrados na literatura por Oteng-Perah, Acheampong e De Vries (2018), os quais relataram que em um sistema de WC de fluxo vertical o valor de remoção de 80% de matéria orgânica ao tratar águas residuárias sintéticas.

Particularmente as respostas experimentais do planejamento fatorial para a remoção de DQO e outras propriedades do efluente como NO_3^- , NO_2^- e SST mostraram efeitos significativos ($p < 0,05$) das variáveis de concentração inicial de corante (mg/L) e tempo de retenção (TR, dias) sobre a performance despoluente da WC em estudo.

Assim para a eficiência de remoção da DQO nos WC houve apenas um fator significativo ($p < 0,05$) relacionado ao tempo de retenção (TR) segundo o planejamento fatorial usado (Tabela 14).

Tabela 14 — Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de DQO no tratamento das ARS pelas WC em estudo.

Fator	SS	df	MS	F	p
(1) Corante (L)	13,4294	1	13,4294	0,706759	0,447839
Corante (Q)	12,2356	1	12,2356	0,643932	0,467259
(2) TR (dias) (L)*	157,8123	1	157,8123	8,305288	0,044928
TR (dias) (Q)	14,1416	1	14,1416	0,744238	0,436960
1L x 2L	2,1626	1	2,1626	0,113814	0,752803
Erro	76,0057	4	19,0014		
Total SS	267,9418	9			

SS: Soma de quadrados; df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; F: estatística de Fischer-Snedecor; p: probabilidade de significância.

*Significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2025)

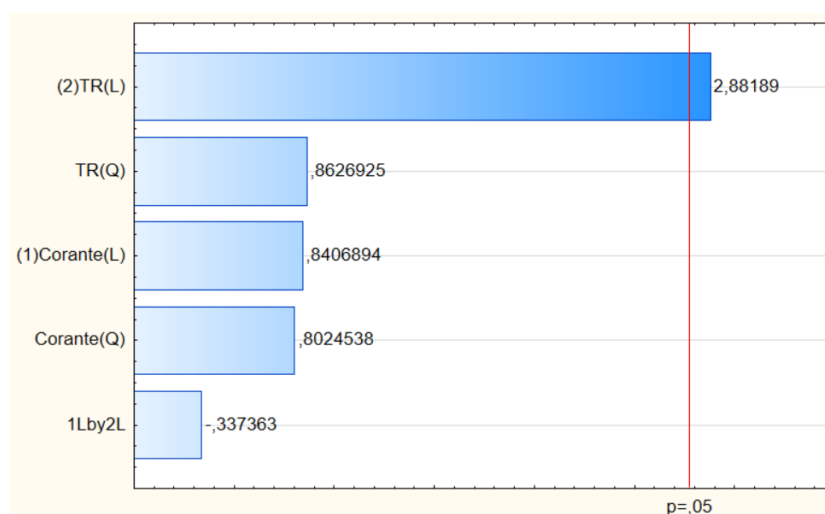
Os resultados da tabela 14 evidenciam a influência do tempo de retenção (TR, efeito linear) nas eficiências de remoções de DQO nos sistemas de WC estudados, de forma que quanto maior o TR maior a remoção de matéria orgânica. As remoções da matéria orgânica verificadas nesse trabalho foram superiores às encontradas por Faisal e Badah, (2021) e Lavrnić *et al.* (2020).

Faisal e Badah, (2021) trataram águas residuárias sintéticas (ARS) contendo corante vermelho Congo (10 mg/L) em WC-FV não plantadas e plantadas com *Phragmites australis* e *Typha domingensis*. Como substrato para as unidades foram utilizadas lamas de depuração como uma alternativa ao leito de areia, sendo utilizado ainda cascalho grosso (> 10 mm) e cascalho fino (< 10 mm). A. Os maiores resultados de remoção de DQO (46%) foram observados após 5 dias operação nas unidades plantadas.

Lavrnić *et al.* (2020) também operaram WC-FV plantada com *Phragmites australis*, *Typha latifolia* e *Carex sp* para o tratamento de água de drenagem agrícola. O estudo com *Phragmites australis* utilizado um TR de 5 dias permitiu o alcance da remoção máxima de 51% da DQO.

O diagrama de Pareto (Figura 15) evidencia a influência linear e direta do tempo de retenção na eficiência de remoção de DQO, de forma que ao se aumentar o TR produz-se um aumento na eficiência de remoção de matéria orgânica.

Figura 15 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de DQO considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.



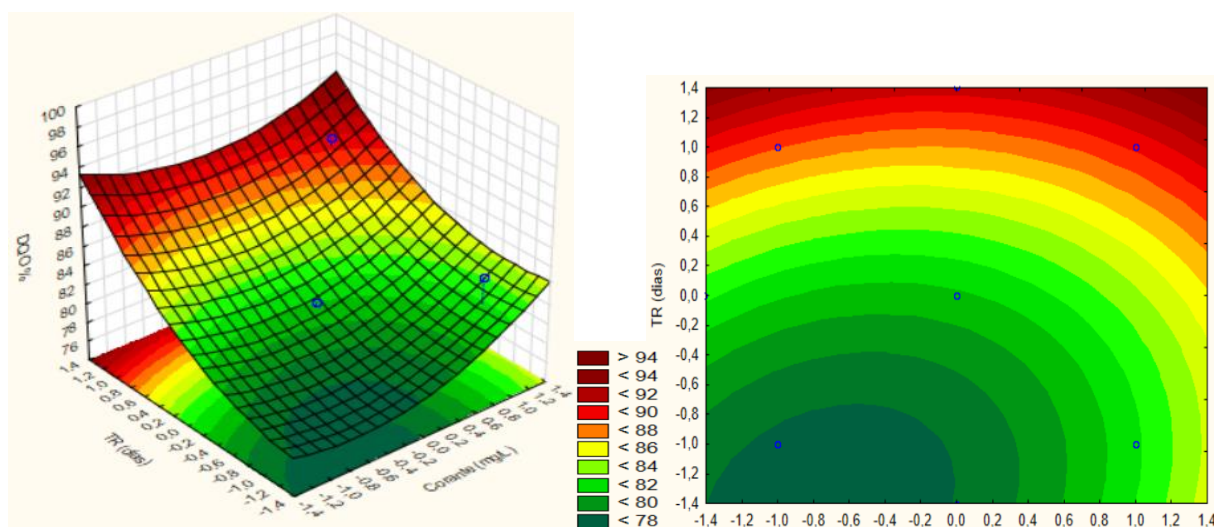
Fonte: Autor (2025).

Jayalakshmi, Soundaranayaki e Kannan (2023) avaliaram o desempenho de um sistema de WC de fluxo vertical para tratar águas residuárias de indústrias têxteis sintéticas contendo corante Azul de Metileno (MB) utilizando como meio filtrante alturas iguais de leitos de areia, cascalho e zeólita plantados com *Canna Indicia* em ensaios de 3 e 5 dias de tratamento. Para 50 e 100 mg/L, as maiores eficiências de remoção de DQO foram observadas no TR de 5 dias, indicando que um tempo de retenção mais longo das águas residuárias nos WC aumenta a eficiência da remoção de DQO, como também observado no presente estudo.

A Figura 16 apresenta as superfícies de resposta para a remoção de DQO da ARS usando a ecotecnologia de WC. Notadamente, as maiores remoções de DQO ($> 90\%$) podem ser alcançadas, independentemente da concentração inicial do azo corante, para níveis de tempo de retenção (TR) superiores a $+0,8$ ($x_2 > 0,8$), correspondente a um tempo mínimo de operação de 9,4 dias. Por outro lado, quando consideramos a DQO estabelecida pela legislação COEMA Nº 02/2017, pode-se estimar a partir de um TR de 5 dias ($x_2 = 0$) o tempo mínimos para atingir o limite legal de $200 \text{ mg O}_2/\text{L}$ (aproximadamente 80% de remoção da DQO afluente).

Vale salientar que mesmo para um tempo de retenção de 5 dias a WC-1 não conseguiu atingir os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras ($255,00 \pm 9,43 \text{ mg/L}$), comprovando a necessidade de um maior TR de contato da ARS com o sistema planta/substrato.

Figura 16 — Superfícies de resposta para a remoção % de DQO das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.



Fonte: Autor (2025).

A influência de maiores TR na remoção de poluentes foi também observada por Minakshi *et al.* (2022), dependendo do modelo de WC e das macrófitas utilizadas. Esses autores relatam ainda que um TR mais efetivo para a eliminação da poluição pode ser observado em experimentos que variaram de 4 a 15 dias. Akratos e Tsihrintzis (2007) avaliando o desempenho de WC no tratamento de águas residuárias sintéticas com brita fina, brita média e paralelepípedo e utilizando junco-comum (R, *Phragmites australis*) e taboa (C, *Typha latifolia*) como plantas observaram que um TR acima de 8 dias é adequado para remoção de 89% de matéria orgânica.

Em relação à remoção de NO_3^- foi observado que mesmo nas altas concentrações de corantes aplicadas e nos baixos tempos de retenção empregados as percentagens de redução de nitrato para todas as WC estudadas situaram-se entre 99,1 e 100%. Essa remoção completa de nitrato pode ter ocorrido devido a diversos fatores como: as condições ambientais favoráveis, a configuração do sistema, o tipo de substrato utilizado que proporcionou um meio que permitiu a ocorrência de processos biogeoquímicos favoráveis para essa remoção total. Hu, Zhao e Rymszewicz (2014) estudando *wetlands* construídos com fluxo de maré na eliminação efetiva de nitrogênio total (NT) utilizando *Phragmites australis* como vegetação e preenchidos com cascalho como meio de suporte (tamanho de partícula de 1 a 3 cm) e lodo de alúmen desidratado, relataram que as remoções de nitratos podem ocorrer por microorganismos desnitrificadores aeróbios desenvolvidos no sistema de WC, sendo esses capazes de usar simultaneamente oxigênio e nitrato comoceptor terminal de elétrons.

Vale destacar que, quando se considera o valor máximo de 10 mg/L de NO_3^- permitido pela resolução COEMA 02/2017, todas as concentrações efluentes das WC operadas se adequaram o limite legal estabelecido. Vale destacar que, no Ceará, aplicam-se os limites estabelecidos pelo CONAMA para a concentração de nitrato em corpos d'água, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005.

A ANOVA para o efeito das variáveis estudadas sobre a remoção de nitrato segundo o planejamento fatorial executado mostrou que apenas o fator quadrático de TR (Q) não foi considerado significativo ($p < 0,05$) (Tabela 15) neste tipo de correlação.

Tabela 15 — Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção % de NO_3^- no tratamento das ARS pelas WC em estudo.

Fator	SS	df	MS	F	p
(1) Corante (L)*	0,221507	1	0,221507	21,27033	0,009941
Corante (Q)*	0,081038	1	0,081038	7,78170	0,049334
(2) TR (dias) (L)*	0,267466	1	0,267466	25,68349	0,007141
TR (dias) (Q)	0,065467	1	0,065467	6,28645	0,066249
1L x 2L *	0,148538	1	0,148538	14,26346	0,019491
Erro	0,041656	4	0,010414		
Total SS	0,782329	9			

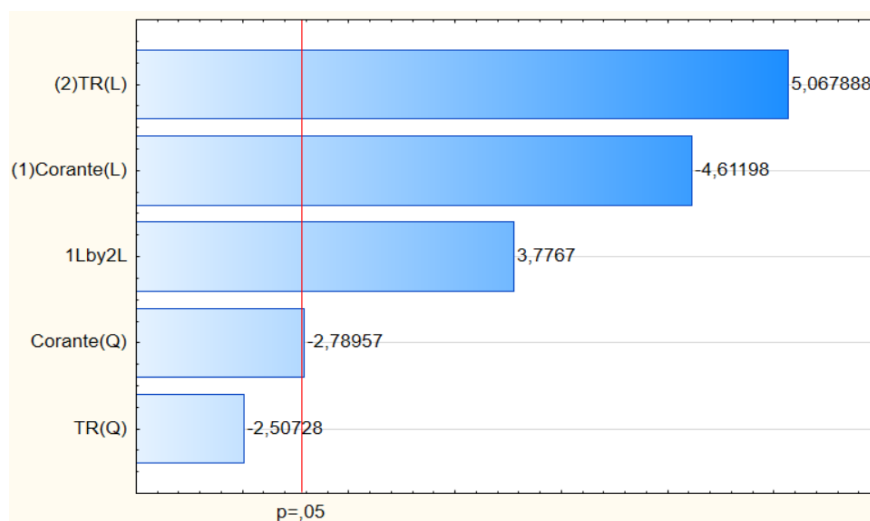
SS: Soma de quadrados; df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; F: estatística de Fischer-Snedecor; p: probabilidade de significância.

*Significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2025)

Os resultados da Tabela 15 evidenciam o efeito das diferentes concentrações de corante (Ponceau 4R) e dos distintos TR nas remoções de nitrato nos sistemas de WC estudados, o que é numericamente mais evidente a partir do correspondente Diagrama de Pareto (Figura 17) para esta resposta experimental.

Figura 17 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de NO_3^- considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.



Fonte: Autor (2025).

Na Figura 17 fica evidente a contribuição positiva de TR (31,2%) sobre a eficiência de remoção de nitrato, diferentemente do efeito negativo da concentração de corante (-28,4%), assim ao se aumentar o TR produz-se um aumento na eficiência de remoção de nitrato, enquanto o incremento da concentração de corante desfavorece essa remoção.

Misiti, Hajaya e Pavlostathis (2011) estudando *wetlands* de fluxo contínuo em escala laboratorial encontraram altas eficiências de remoção de nitrogênio (> 90%) ao tratar águas subterrâneas contaminadas com altos níveis de nitrato com um TR de 3 dias.

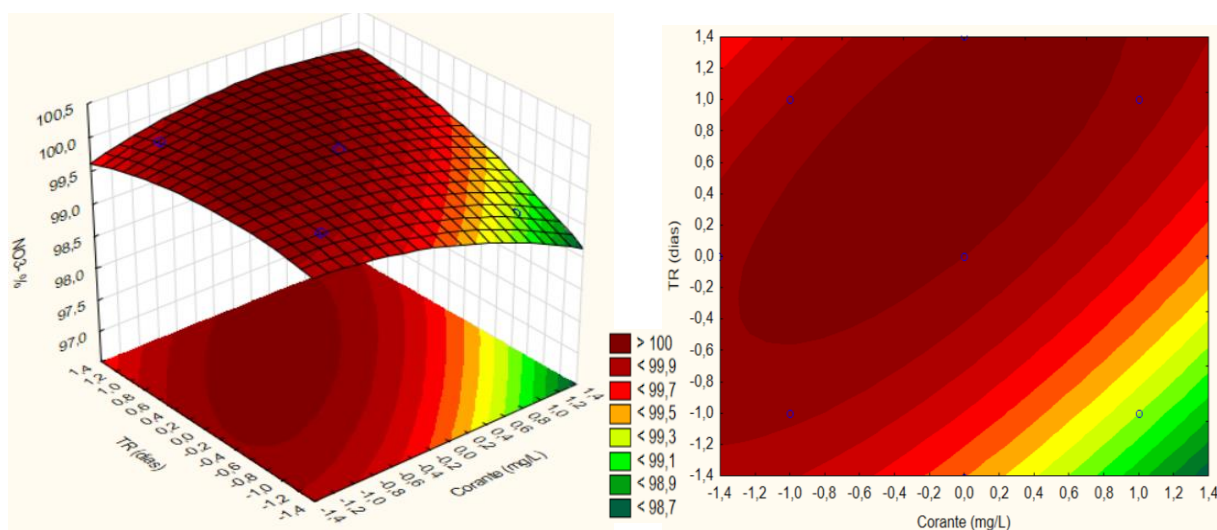
Zhang *et al.* (2016) avaliaram a capacidade da *Typha ssp* na remoção de nitrato em WC de fluxo subsuperficial horizontal. As *wetlands* construídas foram preenchidas com cascalho, serapilheira bruta e lodo inoculado como fonte de adicional de carbono. As remoções de nitrato alcançadas foram maiores que 98%. Segundo os autores, a presença das plantas tem efeitos diversos na remoção de nitrato sob diferentes proporções DQO/NO₃⁻ sendo a desnitrificação o mecanismo dominante de remoção de NO₃⁻.

Em estudo conduzido por Parei, Naeeni e Akbari (2023) avaliou-se a aplicação de sistemas híbridos de WC de fluxo vertical ao tratamento de águas residuárias para seu uso na irrigação em áreas rurais, utilizando a *Phragmites Australis* como espécie vegetal do sistema e usando diferentes absorventes como caules secos da própria *Phragmites Australis*, cinzas de fundo de incinerador, casca de arroz, pedra-pomes e carvão ativado. Os autores observaram que a concentração de nitrato no afluente de 24,5 mg/L foi reduzida a zero (remoção de 100%) na décima terceira semana, atribuindo esse resultado ao tempo de retenção e os tipos de absorventes selecionados como os principais responsáveis pelo efeito dominante na remoção de nitrato da água residuária analisada.

Em estudos avaliando o potencial de fitorremediação da *Echinodorus Cordifolius* e *Vallisneria Natans* no tratamento de águas residuárias de carcinicultura utilizando WC-SL em escala laboratorial, Nhan e Tuong (2020) usaram como substrato areia e cascalho para um tempo de retenção de até 21 dias e observaram uma remoção de 98,6% de nitrato.

A Figura 18 apresenta as superfícies de resposta para a remoção de nitrato da ARS usando a ecotecnologia de WC. Notadamente, as maiores remoções de nitrato (> 99%) podem ser alcançadas, independentemente do tempo de retenção (TR), para níveis de corante superiores a +0,80 ($x_1 > 0,8$), o que corresponde a 7,4 mg/L de Ponceau 4R.

Figura 18 — Superfícies de resposta para a remoção % de NO_3^- das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.



Fonte: Autor (2025).

Esses resultados também são corroborados por Haddaji *et al.* (2019) que conduziram uma pesquisa utilizando um sistema de WC de fluxo horizontal recirculante preenchido com cascalho e plantado com *Typha domingensis*, em diferentes estágios de desenvolvimento, para a fitorremediação de águas residuárias têxteis sintéticas contendo azo corante amarantho (AM) em diferentes concentrações (10, 15, 20, 25 mg/L) sob tempos de retenção de até 30 dias. Os autores encontraram eficiências de remoções de nitrato de 92% e indicaram que essa remoção pode ter relação com os resultados de desnitrificação e absorção das plantas no sistema de WC estudado.

Em relação a eficiência de remoção de nitrito (NO_2^-) houve uma melhor resposta no WC-8 com concentrações que variaram de uma concentração de 0,027 mg/L no ARS para 0,004 no efluente sob tempo de retenção hidráulica de 11 dias e concentração de corante de 5 mg/L. Já o WC-7 apresentou a menor eficiência de remoção de nitrito (44,7%) para um TR de 3 dias (TR) e sob a mesma concentração de corante.

No Ceará aplicam-se os limites estabelecidos pelo CONAMA para a concentração de nitrito em corpos d'água, conforme a Resolução CONAMA nº 357/2005, com isso, o COEMA 02/2017 considera o valor máximo de 1,0 mg/L de NO_2^- permitido em corpos d'água. Diante disso, todas as concentrações de NO_2^- encontradas, tanto da ARS como dos efluentes de cada WC, respeitaram o limite estabelecido de lançamento para este poluente.

Quando avaliado estatisticamente a eficiência de remoção de nitrito nos WC segundo o planejamento fatorial aplicado, somente o tempo de retenção TR (fator L) apresentou

significância a nível de 95% ($p < 0,05$), conforme a Tabela 16. Esse resultado, como já observado para a remoção de DQO, evidencia a contribuição do tempo de retenção na remoção de nitrogênio nas WC estudados, independente da concentração de corante.

Tabela 16 — Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção % de NO_2^- no tratamento das ARS pelas WC em estudo.

Fator	SS	df	MS	F	p
(1) Corante (L)	127,181	1	127,1812	1,557631	0,280081
Corante (Q)	39,917	1	39,9166	0,488872	0,522953
(2) TR (dias) (L)*	783,840	1	783,8400	9,599957	0,036278
TR (dias) (Q)	0,924	1	0,9240	0,011316	0,920404
1L x 2L	44,422	1	44,4222	0,544054	0,501686
Erro	326,601	4	81,6504		
Total SS	1325,622	9			

SS: Soma de quadrados; df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; F: estatística de Fischer-Snedecor; p: probabilidade de significância.

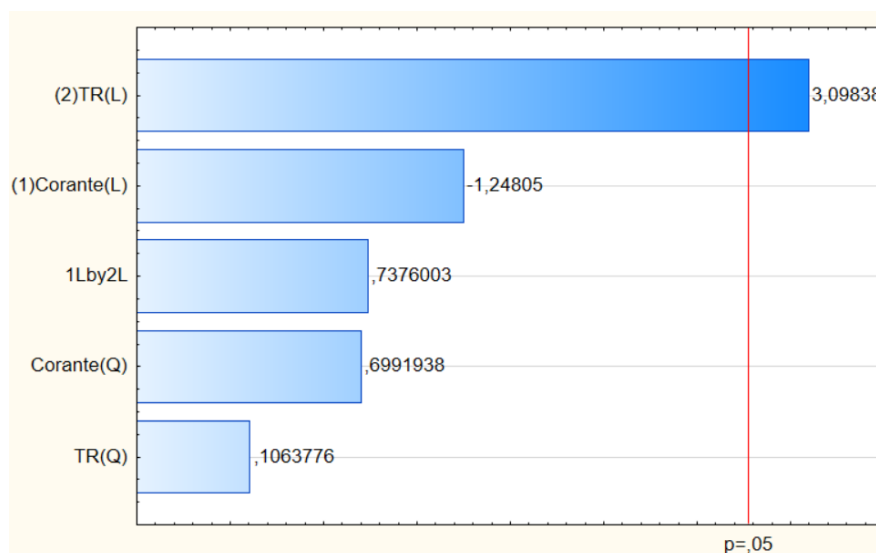
*Significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2025)

O comportamento das remoções de nitrito foi semelhante ao observado para nitrato, evidenciado uma influência positiva do TR em relação a remoção de nitrito nas águas residuárias em tratamento nos WC utilizados nesta pesquisa.

Com base na análise do Diagrama de Pareto (Figura 19) fica evidente a influência linear do tempo de retenção na eficiência de remoção de nitrito, de forma que ao se aumentar o TR produz-se um aumento na eficiência de remoção de nitrito nas condições experimentais investigadas.

Figura 19 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de NO_2^- considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.

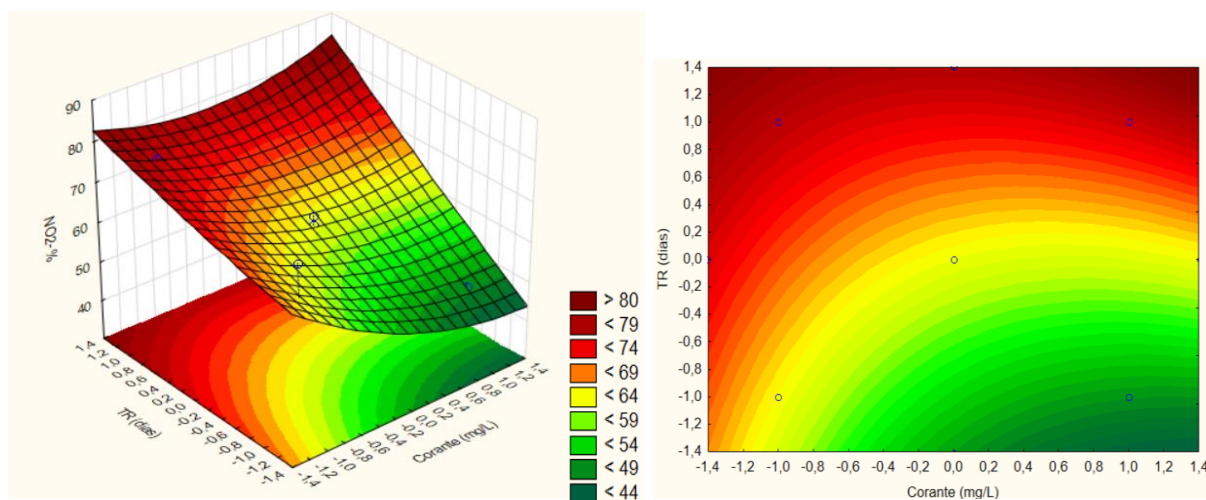


Fonte: Autor (2025).

Sehar *et al.* (2015) avaliaram a eficiência de uma *wetland* construído híbrido subsuperficial em escala laboratorial no tratamento de águas residuárias domésticas plantadas com diferentes espécies vegetais (*Brachiaria reptans* e *Trianthema portulacastrum*) e leito filtrante composto por três camadas superpostas contendo solo orgânico (12,5 cm), areia (15 cm) e cascalho (7,5 cm). Salienta-se que mesmo com tempo de retenção maior que o utilizado no presente estudo (11 dias) os resultados de remoção de nitrito encontrados por estes autores (média de 84,7%) foram inferiores aos encontrados nesse estudo.

A Figura 20 apresenta as superfícies de resposta para a remoção de nitrito da ARS usando a ecotecnologia de WC. Notadamente, remoções de nitrito superiores a 80% podem ser alcançadas, independentemente das concentrações de corantes em TR superiores a 0,4 ($x_2 > 0,4$), o que corresponde a tempos mínimos de 8,2 dias.

Figura 20 — Superfícies de resposta para a remoção % de NO_2^- das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.



Fonte: Autor (2025).

Por fim, para as remoções de sólidos suspensos totais (SST) foram observados valores médios variando entre 61,2 e 89,8%, sendo a maior eficiência observada no WC-8 com um tempo de retenção hidráulica de 11 dias e 5,00 mg/L de corante de e a menor verificada no WC-7 para um TR de 3 dias na mesma concentração de corante.

Resultados semelhantes de remoção de SST foram encontrados por Carrasco-Acosta, *et al.* (2019), os quais observaram no tratamento de águas residuárias domésticas valores de remoções de SST de 77% para *wetlands* plantados com *Canna indica* e *Xanthosoma* sp. Os autores utilizaram no fundo das WC uma camada de cascalho lavado e substrato orgânico feito com galhos secos de palmeira das Canárias.

Quando avaliado estatisticamente a eficiência de remoção de SST nos WC para o planejamento fatorial executado, os fatores representados pelo TR (fator linear, L) e a interação entre as concentrações de corante e TR foram os que apresentaram significância ($p < 0,05$), conforme a Tabela 17. Esses resultados evidenciam também a contribuição do tempo de retenção (TR) nos processos de remoção de sólidos suspensos nas WC estudadas.

Tabela 17 — Análise de variância (ANOVA) para a eficiência de remoção de NO₂ no tratamento das ARS pelas WC em estudo.

Fator	SS	df	MS	F	p
(1) Corante (L)	0,5222	1	0,5222	0,03033	0,870198
Corante (Q)	52,2888	1	52,2888	3,03738	0,156324
(2) TR (dias) (L)*	559,7178	1	559,7178	32,51319	0,004676
TR (dias) (Q)	34,6615	1	34,6615	2,01344	0,228912
1L by 2L*	175,9683	1	175,9683	10,22174	0,032990
Erro	68,8604	4	17,2151		
Total SS	955,6393	9			

SS: Soma de quadrados; df: graus de liberdade; MS: média dos quadrados; F: estatística de Fischer-Snedecor; p: probabilidade de significância.

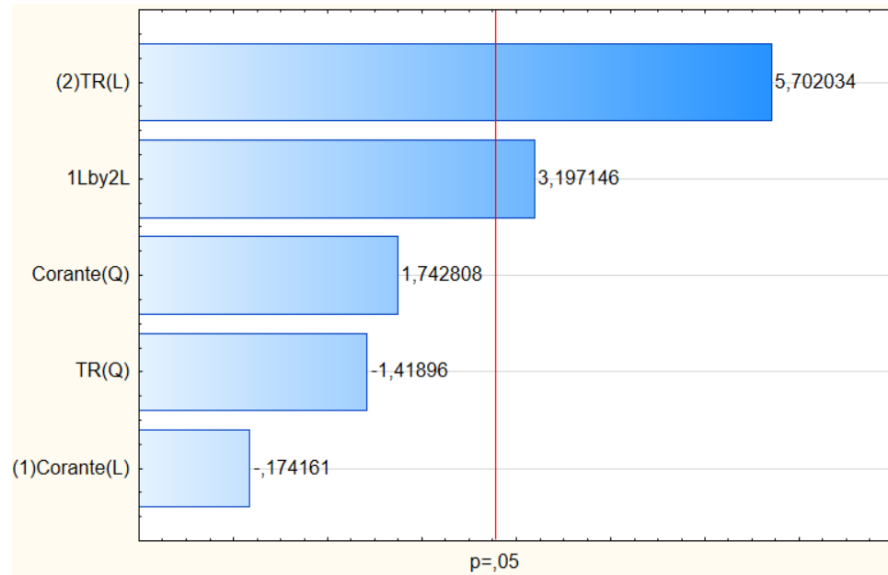
*Significativo ao nível de 5%.

Fonte: Autor (2025)

O comportamento de remoção de SST observado neste estudo é semelhante ao encontrado por Hamada *et al.* (2021) que investigaram dois sistemas de *wetlands* construídos em escala piloto com WC de fluxo vertical (WC-FV), os quais foram plantados com *Phragmites australis* e utilizaram substratos alternativos (carvão de bagaço de oliva e carvão cítrico) sob diferentes tempos de retenção (12, 24, 36, 48, 96, 144 e 192 h) para a remoção de poluentes inorgânicos, orgânicos e patógenos de águas residuárias municipais. Os autores observaram um aumento da remoção de SST com o incremento do tempo de retenção, sendo encontrado uma remoção de 97% de SST para um TR de 192 horas, notadamente um tempo de retenção bem superior aos investigados no presente trabalho.

O Diagrama de Pareto (Figura 21) mostra a influência da interação entre as concentrações do azo corante e da resposta linear do tempo de retenção na eficiência de remoção de SST, de forma que ao se aumentar o TR produz-se um aumento na eficiência de remoção de SST para as condições do presente estudo.

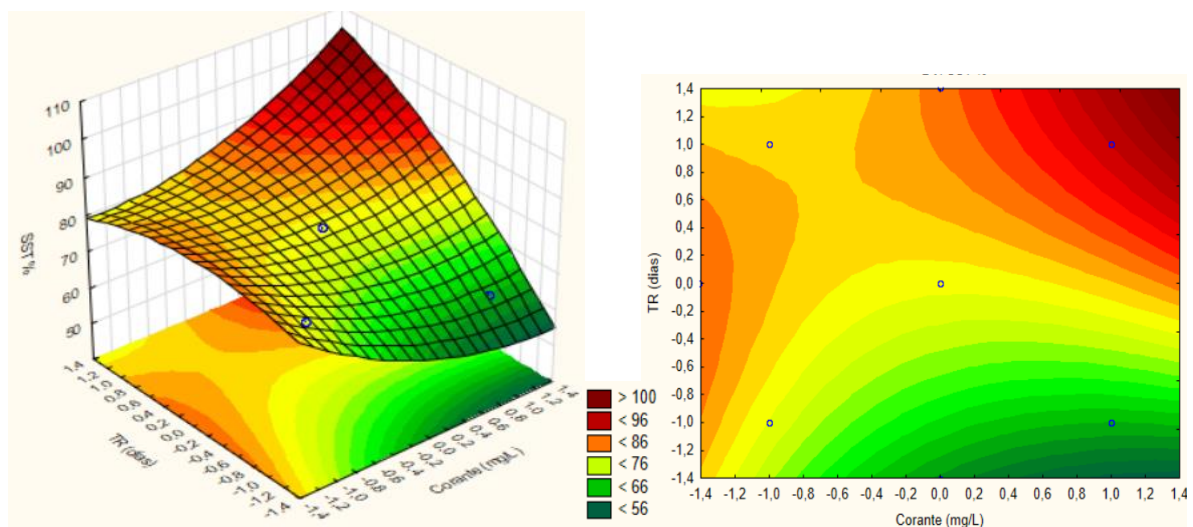
Figura 21 — Diagrama de Pareto da eficiência de remoção % de SST considerando os efeitos da concentração de corante e tempo de retenção (TR) no tratamento das ARS pela WC em estudo.



Fonte: Autor (2025).

A Figura 22 apresenta as superfícies de resposta para a remoção de SST da ARS usando a ecotecnologia de WC segundo o planejamento fatorial aplicado. Neste caso remoções de SST superiores a 96% ocorrem para TRs entre 0,4 e 1,4 ($0,4 < x_2 < 1,4$) (8,2 a 11 dias) e concentrações de corantes entre 0,5 e 1,4 ($0,5 < x_1 < 1,4$) (6,5 a 9,2 mg/L).

Figura 22 — Superfícies de resposta para a remoção % de SST das ARS tratadas pelo sistema de WC em estudo.



Fonte: Autor (2025).

Os melhores resultados na remoção de SST apontam para a influência significativa do tempo de retenção da ARS nos sistemas de *wetlands*, uma vez que um maior TR permite que o sistema tenha a oportunidade de realizar a sedimentação e filtração dos materiais suspensos, sendo este fator, a *Typha* e os tipos de camadas que compõem a WC (areia, conchas marinhas e tijolos) os grandes responsáveis por esses processos.

Particularmente, infere-se que os resultados alcançados podem ser atribuídos a capacidade da espécie vegetal em remover SST nos WC utilizados no planejamento fatorial, uma vez que as *Typhas* estiveram sob condições propícias de temperatura e oxigênio para realizar os seus processos de fotossíntese e crescimento de microrganismos. Segundo Rasool *et al.* (2023) o aumento da taxa de remoção de SST em WC plantadas com *Typha latifolia* pode ser atribuído à rede bem desenvolvida de raízes e aos pelos radiculares.

Diante dos resultados das remoções dos parâmetros encontrados na utilização do sistema de *wetlands* construídas no presente trabalho, houve adequação aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030.

Em relação ao ODS 6 (Água Potável e Saneamento - submeta 6.3), onde Zinato e Guimarães (2017) afirmaram que os sistemas de *wetlands* construídas é realmente uma alternativa sustentável e satisfatória para o tratamento de esgoto, além de serem muito versáteis em relação ao tipo de efluente que pode ser tratado se apresentando como uma opção sustentável e que proporciona benefícios sociais e ambientais.

O uso de materiais filtrantes alternativos (conchas marinhas e tijolos quebrados) e a *Typha* como espécie vegetal pode ser destacado como uma solução inovadora e sustentável para o tratamento de efluentes. De acordo com Dires, Birhanu e Ambelu (2019), a aplicação de tijolos quebrados como substratos em CW pode reduzir o custo e melhorar a eficiência de remoção de poluentes das mesmas. Essa característica pode se alinhar a ODS 11 (Cidades e Comunidades Sustentáveis) pois fornecem soluções ecológicas para a gestão da água. Os resultados indicam eficiência na remoção de poluentes, isso contribui diretamente para o ODS 3 (Saúde e Bem-Estar) diminuindo os riscos de doenças transmitidas por água não tratada, promovendo um ambiente mais seguro e saudável.

Vale destacar que, a reutilização de resíduos de construção e conchas descartadas pela indústria pesqueira evita o descarte inadequado e reduz a extração de novos recursos naturais.

Perondi *et al.* (2020) em estudos de avaliação de custo no ciclo de vida de sistemas de WC para o tratamento de esgoto sanitário, que incluíram as configurações mais comuns dos *wetlands* construídos (fluxo subsuperficial vertical e horizontal) afirmaram que as WC são sistemas descentralizados com relativamente baixos custos de operação e manutenção,

simplicidade operacional e satisfatórios índices de remoção de poluentes promovendo soluções sustentáveis e economicamente viáveis para o tratamento de águas. Assim, as configurações do presente estudo, contempla também a ODS 12 (Consumo e Produção Responsáveis).

Apesar da emissão de gases de efeito estufa (GEE) não ter sido um parâmetro avaliado nesse estudo, Valença *et al.*, (2023), consideraram as zonas úmidas ou *wetlands* naturais, bem como os *wetlands* construídos (utilizados no tratamento de esgoto) com o potencial de sequestrar carbono e podem vir a ser soluções para mitigação dos efeitos do aquecimento global. Nesse contexto a *Typha ssp* é particularmente eficaz pois, segundo Kataki *et al.* (2021), essa espécie vegetal possui um elevado potencial para a remoção de poluentes, tolerância a ambientes impactados, crescimento vegetativo rápido e alta produção de biomassa. Tal observações corroboram com o ODS 13 (Ação Contra a Mudança Global do Clima), pois é sabido que *A Typha ssp* e outras plantas aquáticas absorvem CO₂ durante a fotossíntese, contribuindo para a mitigação das mudanças climáticas.

O tratamento da água residuária estudada na presente pesquisa por WC contribui na mitigar os danos ao ambiente ao reduzir os poluentes, sobretudo os níveis de surfactantes, contemplando o ODS 14 (Vida na Água), pois segundo Effendi, Nedi e Pakpahan (2017) a taxa de mortalidade de peixes pode atingir patamares acima de 50% sob concentrações surfactantes de 15 mg/L, enquanto as larvas de peixes morreram a concentrações iguais a 5,0 mg/L. Esses mesmos autores afirmam ainda que fosfatos presentes nos detergentes podem levar à proliferação de algas de água doce que irão liberar toxinas esgotando assim o oxigênio nos cursos d'água. Quando as algas se decompõem, elas usam o oxigênio que está disponível para a vida aquática (COHEN; KEISER, 2017).

Assim como o ODS 6 e o ODS 13, o estado do meio ambiente no âmbito dos ODS é monitorado no ODS 15 (Vida terrestre). A presente pesquisa destaca a contribuição dos WC para a biodiversidade e a qualidade da água. Para Hernández-Crespo *et al.* (2024), os sistemas de tratamento de águas residuárias com base em WC pode melhorar significativamente a qualidade da água de um ponto de vista holístico, observando os parâmetros físico-químicos e a biodiversidade. Esses mesmos autores afirmam que a biodiversidade foi aumentada graças a esses sistemas, onde invertebrados aquáticos apresentaram melhores índices de diversidade no WC de fluxo superficial de água livre recebendo a água melhorada do WC-FV, sendo observados a colonização por aves, anfíbios e répteis nesses habitats construídos.

5.3 Avaliação do crescimento microbiano

A Tabela 18 apresenta o perfil de crescimento microbiano nas amostras afluentes das WC operadas. Os resultados indicam que os fungos nas WC-1, WC-2 e WC-6 apresentaram quantitativo de colônias muito maior em comparação com bactérias. Já na WC-7 o número de bactérias superou o de Fungos. Para as WC-3 a WC-5 e WC-8 a WC-10 evidencia-se contagem extremamente elevadas (acima de 300.000 UFC/mL) para ambos os grupos de microrganismos.

Tabela 18 — Contagem de colônias.

Ensaio	Corante, x_1 (mg/L)	TR, x_2 (dias)	Bactérias (UFC/mL)	Fungos (UFC/mL)
WC-1	2,0 (-1)	4 (-1)	13×10^2	$> 300 \times 10^3$
WC-2	2,0 (-1)	10 (+1)	53×10^1	$> 300 \times 10^3$
WC-3	8,0 (+1)	4 (-1)	$> 300 \times 10^3$	$> 300 \times 10^3$
WC-4	8,0 (+1)	10 (+1)	$> 300 \times 10^3$	$> 300 \times 10^3$
WC-5	0,8 (-1,41)	7 (0)	$> 300 \times 10^3$	$> 300 \times 10^3$
WC-6	9,2 (+1,41)	7 (0)	24×10^1	$> 300 \times 10^3$
WC-7	5,0 (0)	3 (-1,41)	$> 300 \times 10^3$	23×10^1
WC-8	5,0 (0)	11 (+1,41)	$> 300 \times 10^3$	$> 300 \times 10^3$
WC-9	5,0 (0)	7 (0)	$> 300 \times 10^3$	$> 300 \times 10^3$
WC-10	5,0 (0)	7 (0)	$> 300 \times 10^3$	$> 300 \times 10^3$

Fonte: Autor (2025).

Segundo Moazzem *et al.* (2023), as WC promovem o crescimento de microrganismos aeróbios, como bactérias, responsáveis pela decomposição e decomposição de poluentes orgânicos. À medida que esses microrganismos metabolizam os poluentes orgânicos presentes nas águas residuárias eles consomem oxigênio. Essa atividade microbiana e as macrófitas presentes nas WC promovem a oxigenação do sistema por via fotossintética (PONNUSAMI *et al.*, 2023).

De acordo com Pelissari *et al.* (2017), as diversas condições operacionais desencadeiam diferentes dinâmicas microbianas no interior do biofilme. Este fato pode ser observado para as WC (WC-1, EC-2, WC-6, e WC-7), uma vez que no planejamento fatorial foram utilizadas diferentes concentrações de azo corante e tempos de retenção, apresentando desequilíbrios, possivelmente por pressões ambientais do sistema.

A presença de atividades dos microrganismos pode determinar o sucesso do tratamento das águas residuárias. Perera e Yatawara (2021) observaram que as remoções percentuais de turbidez, DBO, DQO, TSS, PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+-N , SO_4^{2-} CE e cor estudados foram significativamente maiores do que para o controle em WC plantadas com *E. crassipes*. Os autores atribuíram esses resultados ao impacto coletivo da degradação microbiana dos poluentes e ao metabolismo das plantas.

5.4 Reuso dos efluentes das WC para fins de irrigação

Na Tabela 19 estão apresentados os valores dos parâmetros relacionados às características físico-químicas dos efluentes tratados utilizado para a irrigação do feijão-caupi.

Tabela 19 — Caracterização da água do poço (controle) e dos efluentes tratados de algumas WC a serem utilizadas na irrigação de feijão-caupi.

Parâmetro	T0 (água do poço)	T1 (WC-6)	T2 (WC-7)	T3 (WC-8)
pH	6,60	6,66	6,89	6,79
Surfactante (mg/L)	0,59	1,08	1,18	0,28
Fósforo total (mg/L)	0,00	2,55	2,94	1,96
DQO (mg/L)	16,33	175,00	228,00	41,60
NH_3 (mg/L)	0,00	29,68	29,22	9,61
NO_3^- (mg/L)	7,85	0,029	0,036	0,00
NO_2^- (mg/L)	0,00	0,008	0,020	0,004
SST (mg/L)	10,0	15,00	47,50	12,50

Fonte: Autor (2025).

Os resultados das variáveis analisadas na caracterização dos efluentes oriundos dos sistemas de WC do planejamento fatorial mostraram valores de pH entre 6,66 e 6,79, os quais estão de acordo a Resolução COEMA 02/2017, que admite a reutilização de efluentes sanitários para fins agrícolas e florestais quando a parâmetros de pH apresentarem valores entre 6,0 e 8,5.

Os demais parâmetros como, NO_3^- e NO_2^- , estão dentro dos padrões aceitáveis para a reutilização de efluentes para fins agrícolas de acordo com a Resolução CONAMA 357/2005. No entanto, no caso do nitrogênio amoniacal, apenas o T0 e T3 se encontram dentro dos limites estabelecidos. Para o fósforo, apenas a amostra T0 está de acordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005. De acordo com a resolução COEMA 02/2017, embora não haja recomendações de limite de DQO para água de reuso agrícola, a legislação dispõe condições e padrões de lançamento direto de efluentes sendo adotado o limite 200 mg/L, logo, apenas T2 encontra-se fora das normativas da legislação.

5.4.1 Avaliação do crescimento do feijão-caupi

Os componentes de crescimento, massa seca das folhas (MSF), massa seca das hastes (MSH), massa seca das raízes (MSR), massa seca total (MST), altura da planta (AP), área foliar (AF) e diâmetro do caule (DC) e números de folhas (NF) determinados para o feijão-caupi estão apresentados na Tabela 20 para as WCs 6, 7 e 8 do planejamento fatorial executado.

Tabela 20 - Componentes de crescimento inicial da cultura do feijão-caupi avaliados nesse estudo.

Tratamento	Parâmetro							
	MSF (g)	MSH (g)	MSR (g)	MST (g)	AH (cm)	AF (cm ²)	DC (mm)	NF
T0 (Controle)	0,180 a	0,101 a	0,179 a	0,461 a	15,516 a	51,206 a	3,012 a	6,500 a
T1 (WC-6)	0,238 b	0,130 b	0,463 d	0,832 d	18,666 b	59,416 a	2,883 a	7,750 a
T2 (WC-7)	0,235 b	0,120 b	0,341 c	0,697 c	17,150 b	53,187 a	2,966 a	7,250 a
T3 (WC-8)	0,185 a	0,092 a	0,306 b	0,583 b	15,066 a	51,958 a	2,950 a	6,250 a
Médias	0,21	0,11	0,32	0,70	16,60	53,94	2,95	6,94
DMS	0,029	0,015	0,03	0,03	1,58	9,65	0,30	1,63

DMS: Diferença mínima significativa, MSF = massa seca das folhas, MSH = massa seca das hastes, MSR = massa seca das raízes, MST = massa seca total; AH = altura da haste; AF = área foliar; DC = diâmetro do caule e NF = número de folhas. Médias seguidas da mesma letra nas colunas não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

Fonte: Autor (2025).

Na Tabela 20 observa-se que as respostas de crescimento estudadas de área foliar (AF), diâmetro de caule (DC) e número de folhas (NF) não apresentaram diferenças significativas em relação ao tratamento controle ou entre os tratamentos usando a WC escolhidas. Esse comportamento indica que os tipos de efluentes utilizados não apresentaram efeito na produção de feijão-caupi nas condições estudadas.

Já para os parâmetros de massa seca das folhas (MSF), massa seca das hastes (MSH) e altura das hastes (AH) somente os tratamentos T1 e T2 se mostraram diferentes do tratamento com água de poço (T0, controle). Esse comportamento pode ser explicado pela menor carga de nutrientes presentes no efluente T3 (WC-8), uma vez que, a ARS tratada neste sistema perdeu grande parte de sua carga orgânica e mineral, não apresentando assim efeito significativo sobre o crescimento da planta.

A massa seca das raízes (MSR) e a massa seca total (MST) foram as características de crescimento mais afetada pelos tratamentos executados, sendo o uso da água residuária tratada de T1 (WC-6) mais propícia a irrigação do feijão-caupi que os efluentes de T2 (WC-7), T3 (WC-8) e do controle (T0), nesta ordem. Esses resultados podem ser relacionados os níveis de nutrientes presentes nos efluentes de cada WC utilizado para o reuso, uma vez que WC-6 apresenta as maiores cargas de nutrientes para o desenvolvimento do feijão.

Segundo Ofori *et al.* (2021), o uso de águas residuárias tratadas para fins de irrigação de culturas pode melhorar o teor de nitrogênio presente no solo, atuando como fertilizante, pois é uma boa fonte de nitrogênio inorgânico (amônio e nitratos). Para Aziz e Farissi (2014), as águas residuárias tratadas contêm nitrogênio na forma de nitratos e amônio, o que torna o nitrogênio prontamente disponível para absorção pelas plantas, além de possuírem fósforo que está presente principalmente como ortofosfato e íon potássio que são facilmente acessíveis às plantas. Quemada *et al.* (2016) destacaram que a irrigação com águas residuárias aumenta a taxa de mineralização e facilita a absorção de nitrogênio nas lavouras.

Vale destacar que, esses resultados de MSR e MST irão refletir na capacidade da planta de absorver água e nutrientes do solo, bem como no bom crescimento vegetativo e na eficiência da capacidade fotossintética ao longo de seu desenvolvimento, sendo o resultado desses parâmetros favoráveis e essenciais para o bom desempenho da cultura.

Resultados semelhante de MSF, MSR e MSH foram obtidos por Rebouças *et al.* (2010) utilizando esgoto doméstico tratado bruto de uma lagoa de maturação e diluições com água de abastecimento a 25%, 50% e 75% para fertirrigação de plantas de feijão-caupi, observando uma melhora a produção de matéria seca da raiz, haste e folha. Os autores utilizaram em seus estudos, tratamentos com água de abastecimento, misturas de água de esgoto doméstico tratado e água de abastecimento, esgoto tratado e água de abastecimento contendo fertilizantes minerais.

Werfelli *et al.* (2021) avaliando os efeitos irrigação por água residuária tratada na fertilidade do solo para a germinação e crescimento de *Triticum turgidum* L. e *Hordeum vulgare* L. observaram que a reutilização de águas residuárias tratadas teve um impacto prejudicial em vários parâmetros de crescimento, como na massa seca da haste (MSH), massa seca da raiz (MSR) e massa seca total (MST) em comparação com solos irrigados com água de abastecimento. Mkhinini *et al.* (2018) também observaram que plantas de feijão-fava expostas a solos irrigados com água residuária tratada produziram rebentos e peso radicular significativamente menores em comparação com plantas controle irrigadas com água doce.

Esses resultados se opõem aos encontrados no presente estudo e mostram a complexidade dessa condição de reuso.

Os resultados da altura da haste (AH) encontrados nesse estudo foram superiores aos observados por Melo *et al.* (2020) que encontraram AH de feijão de 7,09 cm e 7,56 cm aos 25 dias para as cultivares de feijão IAC imperador e TAA Dama, respectivamente. No presente trabalho os valores aos 20 dias após semeadura variaram de 15,6 a 18,7 cm.

Andrade *et al.* (2012) investigaram a qualidade de flores de girassóis ornamentais irrigados com águas residuária de esgoto de origem doméstica e água de abastecimento e encontraram que as irrigações com água residuária se mostrou significativamente superior para as variáveis de altura de planta.

Bermudez (2022) avaliando os efluentes produzidos por *wetlands* construídos de fluxo vertical com meio suporte de areia, tijolos cerâmicos e conchas marinhas plantados com uma espécie a macrófita nativa *Echinodorus subalatus* no suprimento das demandas hídricas e nutricionais do feijão-caupi encontrou resultados semelhantes para a altura da haste aos 20 DAS com valores entre 12 e 20 cm. Este mesmo autor encontrou ainda para os diâmetros de caule (DC) resultados compatíveis com os do presente trabalho, não sendo observado estatisticamente diferenças significativas nos tratamentos estudados.

Em relação ao número de folhas (NF), os valores encontrados foram semelhantes aos relatados por Rebouças *et al.* (2010). Esses autores indicaram que ao diluir o efluente o número de folhas por planta (NF) foi afetado negativamente.

Em geral, com base na literatura, o crescimento inicial do feijão-caupi apresenta padrões de crescimento adequados para a fase de crescimento vegetativo em estudo, evidenciando que as plantas testadas nesse trabalho para os diferentes efluentes empregados tendem a ser vegetal de que se desenvolve bem e que pode alcançar boas produtividades. Vale destacar que, apesar dos níveis de condutividade elétrica (CE) nas WC-7 e WC-8 apresentarem valores fora dos padrões da legislação de reuso agrícola no Brasil, estabelecida pelo COEMA nº 02/2017 (CE de até 3000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), os resultados foram satisfatórios. De acordo com Ayers e Westcot, (1999) o feijão-caupi é uma cultura que apresenta grau moderado de tolerância à salinidade com condutividade elétrica de até 3300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ e salinidade limiar do solo em torno de 4900 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Vale ressaltar que, os resultados obtidos no estudo de reuso dos efluentes contemplam o ODS 2 (Fome Zero e Agricultura Sustentável) e o ODS 3 (Saúde e Bem-Estar) onde a água tratada pelas WC serviu para a irrigação do feijão-caupi, promovendo uma agricultura mais sustentável e reduzindo a dependência de fertilizantes químicos.

6 CONCLUSÃO

Os resultados de eficiência de remoção de DQO e da concentração de corante da água residuária sintética mostraram uma melhora na qualidade da água tratada pelas WC plantadas com a macrófita *Typha ssp.* evidenciando sua adaptação ao sistema de ecotratamento elaborado.

Quando analisadas as médias das concentrações de DQO obtidas em cada fase de adaptação (25, 50, 75 e 100%) para os WC com conchas marinhas e tijolos como meios suporte foram obtidos valores que já se adequam aos requisitos exigidos pela Resolução do COEMA N° 02/2017 ($< 200 \text{ mg O}_2/\text{L}$), o que permite o lançamento dos efluentes em corpos hídricos no estado do Ceará.

O planejamento fatorial mostrou efeitos significativos para as remoções de DQO, nitrito de nitrato e sólidos suspensos totais (SST) sendo o tempo de retenção a variável (fator) de maior efeito experimental sobre a eficiência de tratamento das WC construídas.

Após tratamento nas WC os parâmetros de nitrito, nitrato e fósforo total em todas as WC apresentaram-se de acordo com a legislação para lançamento de efluentes em corpos hídricos. No caso da amônia, apenas a WC-8 estava de acordo com os requisitos da Resolução do COEMA N° 02/2017. Já para remoção de DQO apenas as WC-1 e WC 7 não atingiram os padrões para lançamento de efluentes em corpos hídricos.

AS WC-1, WC-2 e WC-6 apresentaram contagem muito maior de fungos em comparação com bactérias. Já a WC-7, apresentou maior número de bactérias. Para os WC-3 a WC-5 e WC-8 a WC-10 evidencia-se contagem extremamente elevadas tanto para bactérias quanto para fungos.

A ARS tratada pelas WC supriu os requisitos mínimos para permitir um bom desenvolvimento inicial de plantas de feijão-caupi, permitindo um aumento de oferta de água na atividade agrícola, sobretudo em regiões áridas e semiáridas para agricultores familiares que convivem com a escassez desse recurso natural.

No geral, os sistemas de WC estabelecidos estudados foram capazes de produzir remoções consideráveis de poluentes, o que demonstra a eficiência de *Typha ssp* e do substrato composto por concha marinha e de tijolos quebrados no tratamento de águas residuárias.

A adoção de WC no presente estudo está alinhada a vários Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Agenda 2030, incluindo o ODS 2, 3, 6, 11, 12, 13, 14 e 15, podendo ser uma estratégia viável para o alcance das metas dessa agenda, especialmente em regiões com recursos limitados.

REFERÊNCIAS

- ABDELHAKHEEM, S. G.; ABOULROOS, S. A.; KAMEL, M. M. Performance of a vertical subsurface flow constructed wetland under different operational conditions. **Journal of Advanced Research**, v. 7, n. 5, p. 803-814, 2016
- ABED, S.N.; SCHOLZ, M. Chemical simulation of greywater. **Environmental technology**, v. 37, n. 13, p. 1-46, 2016.
- ALI, H. Biodegradation of synthetic dyes—a review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 213, p. 251-273, 2010.
- ALVES, J. E. D. Os 70 anos da ONU e a agenda global para o segundo quindênio (2015-2030) do século XXI. **Revista Brasileira de estudos de população**, v. 32, n. 3, p. 587-598, 2015.
- ANDRADE, L. O.; RAJ GHEYI, H.; GOMES N. R.; DA SILVA. D. N.; SANTOS N. E. C. Qualidade de flores de girassóis ornamentais irrigados com águas residuária e de abastecimento. **Idesia (Arica)**, v. 30, n. 2, p. 19-27, 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 22. ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 2012.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2017.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological engineering**, v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. A qualidade da água na agricultura. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. **FAO Irrig. Drain. Pap**, n. 29, p. 1-218, 1999.
- AZIZ, F.; FARISSI, M. Reuse of treated wastewater in agriculture: solving water deficit problems in arid areas. **Annals of West University of Timisoara: Series of Biology**, v. 17, n. 2, 2014.
- BARACUHY, V. S.; PEREIRA, J. P.; FERREIRA, A. C.; SILVA, V. F.; SCHIEL, N. Qualidade das águas cinza tratada com fitorremediação em unidades de produção agrícola. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 10, n. 1, p. 29, 2015.
- BAKHSHOODEH, R.; ALAVI, N.; MAJLESI, M.; PAYDARY, P. Compost leachate treatment by a pilot-scale subsurface horizontal flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 105, p. 7-14, 2017.

BEDBABIS, S.; ROUINA, B. B.; BOUKHRIS, M.; FERRARA, G. Effect of irrigation with treated wastewater on soil chemical properties and infiltration rate. **Journal of environmental management**, v. 133, p. 45-50, 2014.

BERMUDEZ, V. M. S. **Sistema de wetland construído com macrófita nativa *Echinodorus subalatus* para tratamento de águas cinzas**. Tese (Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais.) - Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2022.

BRASIL; MINISTÉRIO DAS CIDADES SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO AMBIENTAL - SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS): **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgotos** – 2023.

BORKEN, W.; MUHS, A.; BEESE, F. Changes in microbial and soil properties following compost treatment of degraded temperate forest soils. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, n. 3, p. 403-412, 2002.

CAMACHO, J. V.; VICO, M. D. C. M.; ANDRÉS, M.; RODRIGO, R.; MORALES, F. J. F.; CAÑIZARES, P. C. Energy production from wastewater using horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 13, n. 10, p. 2517-2523, 2014.

CAPUTO, L. Z.; SIQUEIRA, C. S.; CAPUTO, B. A.; BACCHI, C. G.; MAGALHÃES FILHO, F. J.; PAULO, P. L. Effects of graywater on the growth and survival of ornamental plants in nature-based systems. **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 54, n. 10, p. 1023-1034, 2019.

CARDONA, J.; LEPILOVA, A.; GIESELER, D.; KRETER, K. (2019). Reuse-oriented decentralized wastewater and sewage sludge treatment for small urbanized rural settlements in Brazil: an environmental cost-benefit analysis. **Strategies and tools for a sustainable rural Rio de Janeiro**, p. 277-293, 2019.

CARRASCO-ACOSTA, M.; GARCIA-JIMENEZ, P.; HERRERA-MELIÁN, J. A.; PEÑATE-CASTELLANO, N.; RIVERO-ROSALES, A. The effects of plants on pollutant removal, clogging, and bacterial community structure in palm mulch-based vertical flow constructed wetlands. **Sustainability**, v. 11, n. 3, p. 632, 2019.

CARDOSO, V. G. Saneamento básico e objetivos do desenvolvimento sustentável 6 no Brasil. **Revista Mato-Grossense de Gestão, Inovação e Comunicação**, v. 2, n. 1, p. 35-47, 2023.

CEARÁ. Conselho Estadual do Meio Ambiente (COEMA). Resolução nº 02, de 02 de Fevereiro de 2017. Dispõe sobre os padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras. CE. 2017.

CHAIROPOULOU, MAKRINA A.; GARCÍA-TRIÑANES, PABLO; TEIPEL, ULRICH. Oyster shell reuse: A particle engineering perspective for the use as emulsion stabilizers. **Powder Technology**, v. 408, p. 117721, 2022.

CHANDANSHIVE, V. V.; RANE, N. R.; TAMBOLI, A. S.; GHOLAVE, A. R.; KHANDARE, R. V.; GOVINDWAR, S. P. Co-plantation of aquatic macrophytes *Typha*

angustifolia and *Paspalum scrobiculatum* for effective treatment of textile industry effluent. **Journal of hazardous materials**, v. 338, p. 47-56, 2017.

CHEN, Z. J.; TIAN, Y. H.; ZHANG, Y.; SONG, B. R.; LI, H. C.; CHEN, Z. H. Effects of root organic exudates on rhizosphere microbes and nutrient removal in the constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 92, p. 243-250, 2016.

CHEN, H.; YU, Z.; WU, N.; WANG, Y.; LIU, X. "C-wetland": A new paradigm to enhance conservation of carbon-rich wetlands. **The Innovation**, v. 4, n. 2, p. 100403, 2023.

CHENG, G.; LI, Q.; SU, Z.; SHENG, S.; FU, J. . Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, p. 572-581, 2018.

CHOJNACKA, K.; WITEK-KROWIAK, A.; MOUSTAKAS, K.; SKRZYPCZAK, D.; MIKULA, K.; LOIZIDOU, M. A transition from conventional irrigation to fertigation with reclaimed wastewater: Prospects and challenges. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 130, p. 109959, 2020.

CHU, Y.; LIU, W.; TAN, Q.; YANG, L.; CHEN, J.; MA, L.; ...HE, F. Vertical-flow constructed wetland based on pyrite intensification: Mixotrophic denitrification performance and mechanism. **Bioresource Technology**, v. 347, p. 126710, 2022.

COHEN, A.; KEISER, D. A. The effectiveness of incomplete and overlapping pollution regulation: Evidence from bans on phosphate in automatic dishwasher detergent. **Journal of Public Economics**, v. 150, p. 53-74, 2017.

COMPAORÉ, C. O. T.; MAIGA, Y., NAGALO, I.; SAWADOGO, M.; ZONGO, S. G.; MIEN, O.; ... OUATTARA, A. S. Effect of greywater treated by horizontal subsurface flow wetlands planted with *Chrysopogon zizanioides* and *Andropogon gayanus* on the germination of tomato (*Lycopersicon esculentum* Mill.) seeds under Sahelian climate. **Ecological Engineering**, v. 199, p. 107165, 2024.

COMPAORÉ, C. O. T.; OUILI, A. S.; ZONGO, S. G.; DABRÉ, D.; MAIGA, Y.; MOGMENGA, I.; ...OUATTARA, A. S. Assessing greywater characteristics in the sahel region and perception of the local population on its reuse in agriculture. **Heliyon**, v. 10, n. 14, 2024.

CAPODAGLIO, Andrea G. Fit-for-purpose urban wastewater reuse: Analysis of issues and available technologies for sustainable multiple barrier approaches. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 51, n. 15, p. 1619-1666, 2021.

CORBELLA, CLARA; PUIGAGUT, JAUME. Improving domestic wastewater treatment efficiency with constructed wetland microbial fuel cells: Influence of anode material and external resistance. **Science of the total environment**, v. 631, p. 1406-1414, 2018.

CRUZ, Y. da C.; SCARPA, A. L. M.; DÍAZ, A. S.; PEREIRA, M. P.; CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J. Influence of seasonal variation to the population growth and ecophysiology

of *Typha domingensis* (Typhaceae). **Journal of Plant Research**, v. 136, n. 5, p. 665-678, 2023.

DAVIDSON, N. C.; FLUET-CHOUINARD, E.; FINLAYSON, C. M. Global extent, and distribution of wetlands: trends and issues. **Marine and Freshwater Research**, v. 69, n. 4, p. 620-627, 2018.

DENADAI, M. R.; ARRUDA, E. P.; DOMANESCHI, O.; AMARAL, A. C. Z. Veneridae (*Mollusca, Bivalvia*) da costa norte do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropica**, v. 6, 2007.

DELGADO, A.; QUEMADA, M.; MATEOS, L.; VILLALOBOS, F. J. Fertilization with phosphorus, potassium, and other nutrients. In: **Principles of agronomy for sustainable agriculture**. Cham: Springer International Publishing, 2024. p. 415-437.

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

DING, Z.; ZHU, M.; TAM, V. W.; YI, G.; TRAN, C. N. A system dynamics-based environmental benefit assessment model of construction waste reduction management at the design and construction stages. **Journal of cleaner production**, v. 176, p. 676-692, 2018.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, O.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. (Carlos Arias e Ismael L. Vera-Puerto Editores versión castellana) (2017). **Humedales para tratamiento**. IWA Publishing. Londres, Inglaterra. 2017.

DUARTE, A. A.; CANAIS-SECO, T.; PERES, J. A.; BENTES, I.; PINTO, J. Sustainability indicators of subsurface flow constructed wetlands in Portuguese small communities. 2010.

SOUZA, A de O.; BERNARDELLI, J. K. B.; CARVALHO S. L.; PERRETTO, F.; NAGALLI, A.; MYMRIN, V.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q. Plasterboard sheet applied in vertical-flow constructed wetlands: Nutrients removal, microbial diversity, and mechanisms. **Journal of Water Process Engineering**, v. 53, p. 103811, 2023.

EFFENDI, I.; NEDI, S.; PAKPAHAN, R. Detergent disposal into our environment and its impact on marine microbes. In: **IOP conference series: Earth and environmental science**. IOP Publishing, 2017. p. 012030.

EL BARKAOUI, S.; MANDI, L.; Aziz, F.; Del BUBBA, M.; OUZZANI, N. A critical review on using biochar as constructed wetland substrate: Characteristics, feedstock, design and pollutants removal mechanisms. **Ecological Engineering**, v. 190, p. 106927, 2023.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. A cultura do feijão-caupi no Brasil. 2016. Disponível em: <https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/156632/1/CulturaFeijaoCaupiBrasil.pdf>. Acesso em: 04 set. 2024.

EMBRAPA, Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Feijão-caupi: o produtor pergunta, a Embrapa responde. 2017 Brasília, DF: Embrapa, 2017. Disponível em:

<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/166168/1/500P500R-Feijao-caupi.pdf>. Acesso em: 04 set. 2024

EPA - ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Manual guidelines for water reuse. EPA/600/R-12/618, Set. 2012. Disponível em: <https://www.epa.gov/sites/default/files/2019-08/documents/2012-guidelines-water-reuse.pdf/>

FADANELLI, L. E. A.; ANDRADE, A. G. D.; WIECHETECK, G. K.; DÖLL, M. M. R. Considerations on design and implementation parameters of domestic wastewater treatment by subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 809-819, 2019.

FAHIM, R.; CHENG, L.; MISHRA, S. Structural and functional perspectives of carbon filter media in constructed wetlands for pollutants abatement from wastewater. **Chemosphere**, v. 345, p. 140514, 2023.

FAISAL, A. AH; BADAH, B. J. Removal of Congo red dye from simulated wastewater using vertical subsurface flow constructed wetland packed with sewage sludge bed. **Desalination and Water Treatment**, v. 223, p. 414-424, 2021.

FEITOSA, S. O.; SILVA, S. L.; FEITOSA, H. O.; CARVALHO, C. M.; FEITOSA, E. O. Crescimento do feijão caupi irrigado com diferentes concentrações efluente tratado e água salina. **Revista Agropecuária Técnica**, v. 36, n. 1, p. 146-155, 2015.

FEITOSA, V. M. S. **Tecnologia de Wetlands Construídos em escala De Bancada Para tratamento de água cinza**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE. Fortaleza, 2023.

FERNANDES, J. P.; ALMEIDA, C. M. R.; PEREIRA, A. C.; RIBEIRO, I. L.; REIS, I.; CARVALHO, P.; ... MUCHA, A. P. Microbial community dynamics associated with veterinary antibiotics removal in constructed wetlands microcosms. **Bioresource Technology**, 182, p. 26-33, 2015.

FLORES, L.; JOSA, I.; GARCÍA, J.; PENA, R.; GARFÍ, M. Constructed wetlands for winery wastewater treatment: A review on the technical, environmental and socio-economic benefits. **Science of the Total Environment**, v. 882, p. 163547, 2023.

GARCÍA-ÁVILA, F.; PATIÑO-CHÁVEZ, J.; ZHINÍN-CHIMBO, F.; DONOSO-MOSCOSO, S.; DEL PINO, L. F.; AVILÉS-AÑAZCO, A. Performance of Phragmites Australis and Cyperus Papyrus in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 7, n. 3, p. 286-296, 2019.

GARCÍA-HERRERO, L.; LAVRNÍĆ, S.; GUERRIERI, V.; TOSCANO, A.; MILANI, M.; CIRELLI, G. L.; VITTUARI, M. Cost-benefit of green infrastructures for water management: A sustainability assessment of full-scale constructed wetlands in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, v. 185, p. 106797, 2022.

- GEBRU, S. B.; WERKNEH, A. A. Applications of constructed wetlands in removing emerging micropollutants from wastewater: Occurrence, public health concerns, and removal performances-a review. **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 48, n. 1, p. 395-416, 2024.
- GKIKI, D.; GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. Construction and operation costs of constructed wetlands treating wastewater. **Water Science and Technology**, v. 70, n. 5, p. 803-810, 2014.
- GIL-MÁRQUEZ, J. M.; ANDREO, B.; MUDARRA, M. Comparative Analysis of Runoff and Evaporation Assessment Methods to Evaluate Wetland–Groundwater Interaction in Mediterranean Evaporitic-Karst Aquatic Ecosystem. **Water**, v. 13, n. 11, p. 1482, 2021.
- GLEICK, P. H. Water in crisis: Paths to sustainable water use. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 571-579, 1998.
- GRINBERGA, L. Water quality assurance with constructed wetlands in Latvia. **Water Resources Quality and Management in Baltic Sea Countries**, p. 87-103, 2020.
- GROSS, A.; SHMUELI, O.; RONEN, Z.; RAVEH, E. Recycled vertical flow constructed wetland (RVFCW)—a novel method of recycling greywater for irrigation in small communities and households. **Chemosphere**, v. 66, n. 5, p. 916-923, 2007.
- GUIRADO FACCIOLI, G.; DE MENEZES RAMOS, F. S.; SANTOS SANTANA, F.; DOS SANTOS DANTAS, C. K. Análise das características agronômicas e microbiológicas do feijão-caupi (*vigna unguiculada* (L.) walp.) BRS novaera e BRS guariba com aplicação de água residuária tratada. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada-RBAI**, v. 11, n. 5, 2017.
- HADAD, H. R.; MAINE, M. A. Tropical and Subtropical Wetland Plant Species Used for Phytoremediation in Treatment Wetlands. In: **Wetlands for remediation in the tropics: Wet ecosystems for nature-based solutions**. Cham: Springer International Publishing, p. 31-50, 2023.
- HADDAJI, D.; GHRABI-GAMMAR, Z.; HAMED, K. B.; BOUSSELMI, L. A re-circulating horizontal flow constructed wetland for the treatment of synthetic azo dye at high concentrations. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 13, p. 13489-13501, 2019.
- HAMADA, MAZEN S.; IBAID, ZAHRA Z.; SHATAT, MAHMOUD. Performance of citrus charcoal and olivepomace charcoal as natural substrates in the treatment of municipal wastewater by vertical flow subsurface constructed wetlands. **Bioresource Technology Reports**, v. 15, p. 100801, 2021.
- HEADLEY, T. R.; TANNER, C. C. Constructed wetlands with floating emergent macrophytes: An innovative stormwater treatment technology. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 42, n. 21, p. 2261-2310, 2012.
- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & hydrobiology**, v. 7, n. 3-4, p. 269-282, 2007.

HALDER, S.; P. VENU; Y. V. RAO. The distinct *Typha angustifolia* (Typhaceae) ignored in Indian floras. **Rheedea**, v. 24.1 p. 16-20, 2014.

HEGAZY, A. K.; ABDEL-GHANI, N. T.; EL-CHAGHABY, G. A. Phytoremediation of industrial wastewater potentiality by *Typha domingensis*. **International Journal of Environmental Science & Technology**, v. 8, p. 639-648, 2011.

HENDGES, L. T.; DOS SANTOS ANTES, B.; TONES, A. R. M. Reúso da água na agricultura: a realidade brasileira e experiências internacionais. **Revista Eletrônica Científica Inovação e Tecnologia**, v. 9, n. 23, p. 94-109, 2018.

HEISI, H. D.; AWOSUSI, A. A.; NKUNA, R.; MATAMBO, T. S. Phytoextraction of anthropogenic heavy metal contamination of the Blesbokspruit wetland: Potential of wetland macrophytes. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 253, p. 104101, 2023.

HERNANDEZ L. L.; ZEEMAN, G.; TEMMINK, H.; BUISMAN, C. Characterisation and biological treatment of greywater. **Water Science and Technology**, v. 56, n. 5, p. 193-200, 2007.

HERNÁNDEZ-CRESPO, C.; OLIVER, N.; GIL-MARTÍNEZ, E.; AÑÓ, M.; FERNÁNDEZ-ALBA, S.; BENEDITO, V.; ... MARTÍN, M. Integrating circular economy and biodiversity in upgrading full-scale constructed wetlands (LIFE Renaturwat). **Ecological Engineering**, v. 204, p. 107263, 2024.

HICKEY, A.; ARNSCHEIDT, J.; JOYCE, E.; O'TOOLE, J.; GALVIN, G.; O'CALLAGHAN, M.; KEN C. K.; KILLIAN, D.; SHRYANE, T.; HUGHES, F.; WALSH, K.; KAVANAGH, E. An assessment of the performance of municipal constructed wetlands in Ireland. **Journal of environmental management**, v. 210, p. 263-272, 2018.

HOTA, A.; PATRO, S. G. K.; OBAID, A. J.; KHATAK, S.; KUMAR, R. Constructed wetland challenges for the treatment of industrial wastewater in smart cities: A sensitive solution. **Sustainable Energy Technologies and Assessments**, v. 55, p. 102967, 2023.

HUSSEIN, A.; SCHOLZ, M. Treatment of artificial wastewater containing two azo textile dyes by vertical-flow constructed wetlands. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 6870-6889, 2018.

HU, Y.; ZHAO, Y.; RYMSZEWICZ, A. Robust biological nitrogen removal by creating multiple tides in a single bed tidal flow constructed wetland. *Science of the Total Environment*, v. 470–471, p. 1197–1204, 2014.

IDRIS, N. N.; CHUA, L. H.; MUSTAFFA, Z.; DAS, S.; TAKAIJUDIN, H. A review study on the association between hydraulic performance and treatment effectiveness in free surface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 203, p. 107258, 2024.

IPSE. **A importância do tratamento de efluentes e seus benefícios para o meio ambiente**. Disponível em: <https://fibratex.com.br/a-importancia-do-tratamento-de-efluentes-e-seus-beneficios-para-o-meio-ambiente/> Acesso em 02 de fevereiro de 2024.

ITO, J. B. B.; SANTOS, A. D. A.; MARCHETTO, M.; OLIVEIRA, E. C. Wetlands construídas de fluxo vertical como pós-tratamento de reator rahlf utilizando águas residuárias de suinocultura. **Revista Gestão; Sustentabilidade Ambiental**. v.8, n.2, p.595–611, 2019.

ISLAM, M. Al SADIKUL; SAEED, T.; MAJED, N. Role of constructed wetlands in mitigating the challenges of industrial growth and climate change impacts in the context of developing countries. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, p. 1065555, 2022.

JAYALAKSHMI, R.; SOUNDARANAYAKI, K.; KANNAN, M. Subhash. Removal of Methylene Blue dye from textile wastewater using vertical flow constructed wetland. **Materials Today: Proceedings**, v. 77, p. 365-370, 2023.

JAYASWAL, K.; SAHU, V.; GURJAR, B. R. Water pollution, human health and remediation. **Water remediation**, p. 11-27, 2018.

JENA, G.; DUTTA, K.; DAVEREY, A. Surfactants in water and wastewater (greywater): environmental toxicity and treatment options. **Chemosphere**, v. 341, p. 140082, 2023.

Jl, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: A review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. **Chemosphere**, v. 286, p. 131564, 2022.

JÓŹWIAKOWSKI, K.; MARZEC, M.; KOWALCZYK-JUŚKO; A., GIZIŃSKA-GÓRNA, M.; PYTKA-WOSZCZYŁO, A.; MALIK, A.; GAJEWSKA, M. 25 years of research and experiences about the application of constructed wetlands in southeastern Poland. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 440-453, 2019.

KATAKI, S.; CHATTERJEE, S.; VAIRALE, M. G.; SHARMA, S.; DWIVEDI, S. K.; GUPTA, D. K. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on various aspects of microbial fuel cell integration, low temperature strategies and life cycle impact of the technology. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 148, p. 111261, 2021.

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, p. 111986, 2021.

KATHIJOTES, N.; PANAYIOTOU, C. Wastewater reuse for irrigation and seawater intrusion: evaluation of salinity effects on soils in Cyprus. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 3, n. 4, p. 392-401, 2013.

KHAJAH, M.; AHMED, M. E. Performance evaluation of a pilot wetland system for wastewater treatment. **Journal of Engineering Research**, 2023.

KIZITO, S.; LV, T.; WU, S.; AJMAL, Z.; LUO, H.; DONG, R. Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed wetland columns: role of media and tidal operation. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 197-205, 2017.

KOMILIS, D. P.; KARATZAS, E.; HALVADAKIS, C. P. The effect of olive mill wastewater on seed germination after various pretreatment techniques. **Journal of Environmental Management**, London, v. 74, n. 4, p. 339-348, 2005.

KOTSIA, D.; DELIGIANNI, A.; FYLLAS, N. M.; STASINAKIS, A. S.; FOUNTOULAKIS, M. S. Converting treatment wetlands into “treatment gardens”: Use of ornamental plants for greywater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 744, p. 140889, 2020.

KRAIEM, K.; KALLALI, H.; WAHAB, M. A.; FRA-VAZQUEZ, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; JEDIDI, N. Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. **Science of the total environment**, v. 670, p. 644-653, 2019.

KUMAR, M.; SINGH, R. Assessment of pollutant removal processes and kinetic modelling in vertical flow constructed wetlands at elevated pollutant loading. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 18421-18433, 2019.

KUMAR, SAROJ; DUTTA, VENKATESH. Constructed wetland microcosms as sustainable technology for domestic wastewater treatment: an overview. **Environmental science and pollution research**, v. 26, n. 12, p. 11662-11673, 2019.

KÜMMERER, K. Antibiotics in the aquatic environment—A review—Part I. **Chemosphere**, v. 75, n. 4, p. 417-434, 2009.

LAVRNIĆ, S., BRASCHI, I., ANCONELLI, S., BLASIOLI, S., SOLIMANDO, D., MANNINI, P., & TOSCANO, A. Long-term monitoring of a surface flow constructed wetland treating agricultural drainage water in Northern Italy. **Water**, v. 10, n. 5, p. 644, 2018.

LAVRNIĆ, S.; NAN, X.; BLASIOLI, S.; BRASCHI, I.; ANCONELLI, S.; TOSCANO, A. Performance of a full scale constructed wetland as ecological practice for agricultural drainage water treatment in Northern Italy. **Ecological Engineering**, v. 154, p. 105927, 2020.

LECHUGA, M.; FERNÁNDEZ-SERRANO, M.; JURADO, E.; NÚÑEZ-OLEA, J.; RÍOS, F. Acute toxicity of anionic and non-ionic surfactants to aquatic organisms. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 125, p. 1-8, 2016.

LESAGE-MEESSEN, L.; NAVARRO, D.; MAUNIER, S.; SIGOILLOT, J. C.; LORQUIN, J.; DELATTRE, M.; SIMON, J. L.; ASTHER, M.; LABAT, M. Simple phenolic content in olive oil residues as a function of extraction systems. **Food Chemistry**, Barking, v. 75, n. 4, p. 501-507, 2001.

LI, J.; ZHENG, L.; YE, C.; NI, B.; WANG, X.; LIU, H. Evaluation of an intermittent-aeration constructed wetland for removing residual organics and nutrients from secondary effluent: performance and microbial analysis. **Bioresource Technology**, v. 329, p. 124897, 2021.

LI, Y.; WANG, J.; LIN, X.; WANG, H.; LI, H.; LI, J. Purification effects of recycled aggregates from construction waste as constructed wetland filler. **Journal of Water Process Engineering**, v. 50, p. 103335, 2022.

LIMA, G. F. de; LOPES, R. L. Impactos ambientais dos resíduos gerados na pesca artesanal de moluscos bivalve no distrito de Patané/Arez-RN. **Holos**, v. 4, p. 206-216, 2016.

LIMA, M. X.; CARVALHO, K. Q.; PASSIG, F. H.; BORGES, A. C.; FILIPPE, T. C.; AZEVEDO, J. C. R.; NAGALLI, A. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of the total environment**, v. 630, p. 1365-1373, 2018.

LIN, H.; HOU, Q.; LUO, Y.; HU, G.; YU, J.; YU, R. Reutilization of waste oyster shell as filler for filter for drinking water pretreatment: feasibility and implication. **Journal of Environmental Management**, v. 315, p. 115142, 2022.

LIU, H.; QU, J.; ZHANG, T.; REN, M.; ZHANG, Z.; CHENG, F.; ZHANG, Y. N. Insights into degradation pathways and toxicity changes during electro-catalytic degradation of tetracycline hydrochloride. **Environmental pollution**, v. 258, p. 113702, 2020.

MA, Y.; ZHENG, X.; FANG, Y.; XU, K.; HE, S.; ZHAO, M. Autotrophic denitrification in constructed wetlands: Achievements and challenges. **Bioresource Technology**, Volume 318, 2020.

MAGALHÃES FILHO, F. J. C.; SOBRINHO, T. A.; STEFFEN, J. L.; ARIAS, C. A.; PAULO, P. L. Hydraulic and hydrological aspects of an evapotranspiration-constructed wetland combined system for household greywater treatment. **Journal of Environmental Science and Health**, Part A, v. 53, n. 6, p. 493-500, 2018.

MAINARDIS, M.; CECCONET, D.; MORETTI, A.; CALLEGARI, A.; GOI, D.; FREGUIA, S.; CAPODAGLIO, A. G. Wastewater fertigation in agriculture: Issues and opportunities for improved water management and circular economy. **Environmental Pollution**, v. 296, p. 118755, 2022.

MANSOURI, L.; JELLALI, S.; AKROUT, H. Recent advances on advanced oxidation process for sustainable water management. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 19, p. 18939-18941, 2019.

MARCELINO, G. R.; de CARVALHO, K. Q.; de LIMA, M. X.; PASSIG, F. H.; BELINI, A. D.; BERNARDELLI, J. K. B.; NAGALLI, A. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138771, 2020.

MARTÍN-DATO, A.; PÉREZ, J.; LÓPEZ-CÓZAR, J. M.; RUBIAL-FERNÁNDEZ, M. J.; VALDERRAMA, F.; MARTÍN, M.; ...HERNÁNDEZ-CRESPO, C. Treatment wetlands in Embera indigenous communities (Colombia), are they Nature-based Solutions?. **Nature-Based Solutions**, v. 4, p. 100074, 2023.

MASI, F.; RIZZO, A.; REGELSBERGER, M. The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented, and ecosystem services paradigm. **Journal of environmental management**, v. 216, p. 275-284, 2018.

MASI, F.; RIZZO, A.; BRESCIANI R.; N. MARTINUZZI, N.; WALLACE, S. D.; VAN, D.; OIRSCHOT; MACOR, F.; ROSSINI, T.; FORNAROLI, R.; MEZZANOTTE, V. Lessons learnt from a pilot study on residual dye removal by an aerated treatment wetland. **Science of the Total Environment**, v. 648, p. 144-152, 2019.

MATTA, GC *et al.* (EDS.). **Covid-19's social impacts in Brazil: vulnerable populations and responses to the pandemic**. Information series for action at Covid-19, Fiocruz, 2021.

MATEUS, D. M. R; PINHO, H. J. O. Evaluation of solid waste stratified mixtures as constructed wetland fillers under different operation modes. **Journal of cleaner production**, v. 253, p. 119986, 2020.

MELO, M. R. M.; DE SOUSA, F. G. G.; DE CARVALHO, R. D. S. C.; GRASSI FILHO, H.; KLAR, A. E. ÁGUA RESIDUÁRIA COMO ALTERNATIVA DE IRRIGAÇÃO EM DUAS CULTIVARES DE FEIJÃO. **IRRIGA**, v. 25, n. 2, p. 388-401, 2020.

MENDUM, T. A.; HIRSCH, P. R. Changes in the population structure of b-group autotrophic ammonia oxidizing bacteria in arable soils in response to agricultural practice. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, n. 10, p. 1479-1485, 2002.

MOAZZEM, S.; BHUIYAN, M.; MUTHUKUMARAN, S.; FAGAN, J.; JEGATHEESAN, V. Microbiome wetlands in nutrient and contaminant removal. **Current Pollution Reports**, v. 9, n. 4, p. 694-709, 2023.

MOREIRA, M. R.; KASTRUP, É.; RIBEIRO, J. M.; CARVALHO, A. I. D.; BRAGA, A. P. O Brasil rumo a 2030? Percepções de especialistas brasileiros (as) em saúde sobre o potencial de o País cumprir os ODS Brazil heading to 2030. **Saúde em Debate**, v. 43, n. spe7, p. 22-35, 2019.

MOREIRA, F. D.; DIAS, E. H. O. Constructed wetlands applied in rural sanitation: A review. **Environmental Research**, v. 190, p. 110016, 2020

MINAKSHI, D.; SHARMA, P. K.; RANI, A.; MALAVIYA, P.; SRIVASTAVA, V.; KUMAR, M. Performance evaluation of vertical constructed wetland units with hydraulic retention time as a variable operating factor. **Groundwater for Sustainable Development**, v. 19, p. 100834, 2022.

MISITI, T. M.; HAJAYA, M. G.; PAVLOSTATHIS, S. G. Nitrate reduction in a simulated free-water surface wetland system. **Water research**, v. 45, n. 17, p. 5587-5598, 2011.

MKHININI, M.; BOUGHATTAS, I.; HATTAB, S.; AMAMOU, C.; BANNI, M. Effect of treated wastewater irrigation on physiological and agronomic properties of beans *Vicia faba*. **Int. J. Environ. Agric. Biotechnol**, v. 3, n. 4, p. 1414-1420, 2018.

MUISA, N.; NHAPI, I.; RUZIWA, W.; MANYUCHI, M. M. Utilization of alum sludge as adsorbent for phosphorus removal in municipal wastewater: A review. **Journal of Water Process Engineering**, v. 35, p. 101187, 2020.

NAKHLE, P.; STAMOS, I.; PROIETTI, P.; SIRAGUSA, A. Environmental monitoring in European regions using the sustainable development goals (SDG) framework. **Environmental and Sustainability Indicators**, v. 21, p. 100332, 2024.

NAN, Xi; LAVRNIĆ, S.; TOSCANO, A. Potential of constructed wetland treatment systems for agricultural wastewater reuse under the EU framework. **Journal of Environmental Management**, v. 275, p. 111219, 2020.

NASCIMENTO, N. G. D., SILVA, G. D. D. V., SILVA, G. A. D. 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, p. e72781, 2022.

NHAN, N. T. T.; TUONG, L. Q. Potential of *Echinodorus cordifolius* and *Vallisneria spiralis* in constructed wetlands for the removal of water pollution from shrimp farm effluent. In: **IOP Conference Series: Materials Science and Engineering**. IOP Publishing, 2020. p. 012034.

NORTON-BRANDÃO, D.; SCHERRENBURG, S. M.; VAN LIER, J. B. Reclamation of used urban waters for irrigation purposes—a review of treatment technologies. **Journal of environmental management**, v. 122, p. 85-98, 2013.

NILRATNISAKORN, A.; THIRAVETYAN, P.; NAKBANPOTE, W. Tratamento de efluentes de corantes reativos sintéticos por taboa de folhas estreitas (*Typha angustifolia* Linn.): Efeitos do corante, salinidade e metais. **Ciência do meio ambiente total**, v. 384, n. 1-3, p. 67-76, 2007.

NILRATNISAKORN, S.; THIRAVETYAN, P.; NAKBANPOTE, W. A constructed wetland model for synthetic reactive dye wastewater treatment by narrow-leaved cattails (*Typha angustifolia* Linn.). **Water Science and Technology**, v. 60, n. 6, p. 1565-1574, 2009.

NUAMAH, L. A.; LI, Y.; PU, Y.; NWANKWEGU, A. S.; HAIKUO, Z.; NORGBEY, E.; ...BOFAH-BUOH, R. Constructed wetlands, status, progress, and challenges. The need for critical operational reassessment for a cleaner productive ecosystem. **Journal of Cleaner Production**, v. 269, p. 122340, 2020.

OBENG, E.; ESSANDOH, H. M. K.; AKODWAA-BOADI, K.; TAYLOR, T. S.; KUSI, I.; APPIAH-EFFAH, E. Recycled clay bricks and palm kernel shell as constructed wetland substrate for wastewater treatment: An engineered closed circuit circular economy approach. **Environmental Technology & Innovation**, v. 32, p. 103324, 2023.

OFORI, S.; PUŠKÁČOVÁ, A.; RŮŽIČKOVÁ, I.; WANNER, J. Treated wastewater reuse for irrigation: Pros and cons. **Science of the Total Environment**, v. 760, p. 144026, 2021.

OLIVEIRA, J. P. V.; PEREIRA, M. P.; DUARTE, V. P.; CORRÊA, F. F.; CASTRO, E. M.; PEREIRA, F. J. Cadmium tolerance of *Typha domingensis* Pers. (*Typhaceae*) as related to growth and leaf morphophysiology. **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, p. 509-516, 2017.

OLIVEIRA, B. M. C de. **A gestão dos resíduos da mariscagem pernambucana**. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, CFCH. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Recife, 2016.

ONU BARSIL. **Transformando o nosso mundo: a agenda 2030 para o desenvolvimento sustentável. Resolução A/RES/70/1**. Nova Iorque: UN; 2015. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs/> acesso em 12 fevereiro de 2025]

ONU, "**Relatório dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável**", 2020, [Online]. Disponível: <https://unstats.un.org/sdgs/report/2020/The-Sustainable-Development-Goals-Report-2020.pdf>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2025.

ONG, S. A.; UCHIYAMA, K.; INADAMA, D.; ISHIDA, Y.; YAMAGIWA, K. Treatment of azo dye Acid Orange 7 containing wastewater using up-flow constructed wetland with and without supplementary aeration. **Bioresource technology**, v. 101, n. 23, p. 9049-9057, 2010.

OTENG-PEPRAH, M.; ACHEAMPONG, M. A.; DEVRIES, N. K. Greywater characteristics, treatment systems, reuse strategies and user perception-A review. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 229, n. 8, p. 255, 2018.

OTENG-PEPRAH, M.; DE VRIES, N. K.; ACHEAMPONG, M. A. Greywater characterization and generation rates in a peri urban municipality of a developing country. **Journal of Environmental Management**, v. 206, p. 498-506, 2018.

OVED, T.; SHAVIV, A.; GOLDRATH, T.; MANDELBAUN, R. T.; MINZ, D. Influence of effluent irrigation on community composition and function of ammonia oxidizing bacteria in soil. **Applied and Environmental Microbiology**, [S.I.], v. 67, n. 8, p. 3426-3433, 2001

PALMER, M.; HATLEY, H. The role of surfactants in wastewater treatment: Impact, removal and future techniques: A critical review. **Water research**, v. 147, p. 60-72, 2018.

PANDEY, A.; SINGH, P.; IYENGAR, L. Bacterial decolorization and degradation of azo dyes. **International biodeterioration & biodegradation**, v. 59, n. 2, p. 73-84, 2007.

PANDEY, R.; JOSE, S.; SINHA, M. K. Extração e caracterização de fibras de *Typha domingensis*. **Revista de Fibras Naturais**, v. 19, n. 7, p. 2648-2659, 2022.

PAP, S.; GAFFNEY, P. P.; BREMNER, B.; SEKULIC, M. T.; MALETIC, S.; GIBB, S. W.; TAGGART, M. A. Enhanced phosphate removal and potential recovery from wastewater by thermo-chemically calcinated shell adsorbents. **Science of the Total Environment**, v. 814, p. 152794, 2022.

PARADELO, R.; VAN Oort, F.; BARRÉ, P.; BILLIOU, D.; CHENU, C. Soil organic matter stabilization at the pluri-decadal scale: Insight from bare fallow soils with contrasting physicochemical properties and macrostructures. **Geoderma**, v. 275, p. 48-54, 2016.

PARANYCHIANAKIS, N. V.; SALGOT, M.; SNYDER, S. A.; ANGELAKIS, A. N. Quality criteria for recycled wastewater effluent in EU-countries: need for a uniform approach. **Crit. Rev. Environ. Sci. Technol**, v. 45, p. 1409-1468, 2015.

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 & Innovation**, v. 21, p. 101261, 2021.

PAREDES, M. J.; MORENO, E.; RAMOS-CORMENZANA, A.; MARTINEZ, J. Characteristics of soil after pollution with waste waters from olive oil extraction plants. **Chemosphere**, v. 16, n. 7, p. 1557-1564, 1987.

PERERA, K. R. S.; YATAWARA, M. Phytoremediation of partially treated MSW leachate by selected free floating and emergent macrophytes in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Technology & Innovation**, v. 24, p. 101928, 2021.

PAREI, A. N.; 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, p. 137368, 2023.

PÉREZ, Y.; VARGAS, E.; GARCÍA-CORTÉS, D.; HERNÁNDEZ, W.; CHECO, H.; JÁUREGUI-HAZA, U. Efficiency and effectiveness of systems for the treatment of domestic wastewater based on subsurface flow constructed wetlands in Jarabacoa, Dominican Republic. **Water Science and Engineering**, v. 17, n. 2, p. 118-128, 2024.

PARK, W. H.; POLPRASERT, C. Roles of oyster shells in an integrated constructed wetland system designed for P removal. **Ecological Engineering**, v. 34, n. 1, p. 50-56, 2008.

PATIL, P. D.; BHANGE, V. P.; SHENDE, S. S.; GHORPADE, P. S. Greywater characterization of an Indian household and potential treatment for reuse. **Water-Energy Nexus**, v. 5, p. 1-7, 2022.

PATRO, A.; GUPTA, S.; DWIVEDI, S.; MISHRA, P. M.; YADAV, A. K. Spectrometric evidences to resolve the debate on direct role of macrophyte in organic pollutant removal and degradation in constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 483, p. 148740, 2024.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; DE SOUZA, S. S.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H.; ÁVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the total environment**, v. 584, p. 642-650, 2017.

PERKIOMAKI, J.; FRITZE, H. Short and long-term effects of wood ash on boreal forest humus microbial community. **Soil Biology and Biochemistry**, Elmsford, v. 34, p. 1343-1353, 2002.

PERONDI, T.; WOLFF, D. B.; DECEZARO, S. T.; ARAÚJO, R. K. D. Wetlands construídos para o tratamento de esgoto doméstico: uma análise comparativa do custo do ciclo de vida. **Ambiente Construído**, v. 20, p. 175-189, 2020.

PONNUSAMI, A. B.; SINHA, S.; ASHOKAN, H.; PAUL, M. V.; HARIHARAN, S. P.; ARUN, J.; PUGAZHENDHI, A. Advanced oxidation process (AOP) combined biological process for wastewater treatment: A review on advancements, feasibility and practicability of combined techniques. **Environmental research**, v. 237, p. 116944, 2023.

PRÉAU, C.; TOURNEBIZE, J.; LENORMAND, M.; ALLEAUME, S.; BOUSSADA, V. G.; LUQUE, S. Habitat connectivity in agricultural landscapes improving multi-functionality of

constructed wetlands as nature-based solutions. **Ecological Engineering**, v. 182, p. 106725, 2022.

PRIYA, S. G.; BRIGHU, U. Comparison of different types of media for nutrient removal efficiency in vertical upflow constructed wetlands. **International Journal of Environmental Engineering and Management**, v. 4, n. 5, p. 405-416, 2013.

QADIR, M.; SCOTT, C. A. Non-pathogenic trade-offs of wastewater irrigation. In: **Wastewater irrigation and health**. Routledge, 2009. p. 101-126.

QADIRI, R. Z. Z.; GANI, K. M.; ZAID, A.; AALAM, T.; KAZMI, T. T.; KHALIL, N. Comparative evaluation of the macrophytes in the constructed wetlands for the treatment of combined wastewater (greywater and septic tank effluent) in a sub-tropical region. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100265, 2021.

QUEMADA, M.; DELGADO, A.; MATEOS, L.; VILLALOBOS, F. J. Nitrogen fertilization I: The nitrogen balance. In: **Principles of agronomy for sustainable agriculture**. Cham: Springer International Publishing, 2024. p. 377-401.

QUEVEDO, C. M. G.; PAGANINI, W. S. A disponibilização de fósforo nas águas pelo uso de detergentes em pó: aspectos ambientais e de Saúde Pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 23, p. 3891-3902, 2018.

RAHI, M. A.; FAISAL, A. A.; NAJI, L. A.; ALMUKTAR, S. A.; ABED, S. N.; SCHOLZ, M. Biochemical performance modelling of non-vegetated and vegetated vertical subsurface-flow constructed wetlands treating municipal wastewater in hot and dry climate. **Journal of Water Process Engineering**, v.33, 101003. 2020.

RAMPRASAD, C.; SMITH, C. S.; MEMON, F. A.; PHILIP, L. Removal of chemical and microbial contaminants from greywater using a novel constructed wetland: GROW. **Ecological Engineering**, v. 106, p. 55-65, 2017.

RANI, A.; CHAUHAN, M.; SHARMA, P. K.; KUMARI, M.; MITRA, D.; JOSHI, S. Microbiological dimensions and functions in constructed wetlands: A review. **Current Research in Microbial Sciences**, p. 100311, 2024.

RASOOL, T.; ALI, M. I.; JAMAL, A.; HUANG, Z.; URYNOWICZ, M. Performance evaluation and microbial profiling of integrated vertical flow constructed wetland (IVFCW) for simultaneous treatment of domestic and pulp and paper industry wastewater. **Saudi Journal of Biological Sciences**, v. 30, n. 12, p. 103850, 2023.

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

REBOUÇAS, J. R. L.; DIAS, N. D. S.; GONZAGA, M. I. D. S.; GHEYI, H. R.; NETO, O. N. D. S. Crescimento do feijão-caupi irrigado com água residuária de esgoto doméstico tratado. **Revista Caatinga**, v. 23, n. 1, p. 97-102, 2010.

REHMAN, F.; PERVEZ, A.; KHATTAK, B. N.; AHMAD, R. Constructed wetlands: perspectives of the oxygen released in the rhizosphere of macrophytes. **CLEAN–Soil, Air, Water**, v. 45, n. 1, 2017

REZNIK, A.; FEINERMAN, E.; FINKELSHTAIN, I.; FISHER, F.; HUBER-LEE, A.; JOYCE, B.; KAN, I. (2017). Economic implications of agricultural reuse of treated wastewater in Israel: A statewide long-term perspective. **Ecological Economics**, v. 135, p. 222-233, 2017.

RIZZON, F. de F. **Monitoramento de desempenho de longo período de um sistema de tratamento unifamiliar de água cinza empregando wetland construído**. Trabalho Conclusão do Curso de Graduação em Eng. Sanitária e Ambiental do Centro Tecnológico da Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2020.

RODIER, J. M. Análisis de las aguas. Águas naturales, águas residuales, águas de mar: Barcelona. **Omega**, v. 1059, p. 543, 1990.

RODRÍGUEZ-LIÉBANA, J. A.; ELGOUZIA, S.; MINGORANCEA, M. D.; CASTILLOA, A.; PEÑA, A. Irrigation of a Mediterranean soil under field conditions with urban wastewater: effect on pesticide behaviour. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, Amsterdam, v. 185, n. p.176-185, 2014

SAEED, T.; MUNTAHA, S.; RASHID, M.; SUN, G.; HASNAT, A. Industrial wastewater treatment in constructed wetlands packed with construction materials and agricultural by-products. **Journal of Cleaner Production**, v. 189, p. 442-453, 2018.

SAID, N. S. M.; ABDULLAH, S. R. S.; ISMAIL, N. I.; HASAN, H. A.; OTHMAN, A. R. Phytoremediation of real coffee industry effluent through a continuous two-stage constructed wetland system. **Environmental Technology & Innovation**, v. 17, p. 100502, 2020.

SEHAR, S.; NAEEM, S.; PERVEEN, I.; Ali, N.; AHMED, S. A comparative study of macrophytes influence on wastewater treatment through subsurface flow hybrid constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 62-69, 2015.

SHANNAG, H. K.; AL-MEFLEH, N. K.; FREIHAT, N. M. Reuse of wastewaters in irrigation of broad bean and their effect on plant-aphid interaction. **Agricultural Water Management**, v. 257, p. 107156, 2021.

SHINGARE, R. P.; THAWALE, P. R.; RAGHUNATHAN, K.; MISHRA, A.; KUMAR, S. Constructed wetland for wastewater reuse: Role and efficiency in removing enteric pathogens. **Journal of environmental management**, v. 246, p. 444-461, 2019.

SEMENOV, M. V.; KRASNOV, G. S.; RYBKA, K. Y.; KHARITONOV, S. L.; ZAVGORODNYAYA, Y. A.; YUDINA, A. V.; SHCHEGOLKOVA, N. M. Spatial changes in microbial communities along different functional zones of a free-water surface wetland. **Microorganisms**, v. 8, n. 10, p. 1604, 2020.

SEGIN, V.; DAVY, C. M.; FREELAND, J. R. Review of *Typha* spp.(cattails) as toxicity test species for the risk assessment of environmental contaminants on emergent macrophytes. **Environmental Pollution**, v. 284, p. 117105, 2021.

SETH, N.; VATS, S.; LAKHANPAUL, S.; ARAFAT, Y.; MAZUMDAR-LEIGHTON, S., BANSAL, M.; BABU, C. R. Microbial community diversity of an integrated constructed wetland used for treatment of sewage. **Frontiers in Microbiology**, v. 15, p. 1355718, 2024.

SETHULEKSHMI, S.; CHAKRABORTY, S. Textile wastewater treatment using horizontal flow constructed wetland and effect of length of flow in operation efficiency. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 6, p. 106379, 2021.

SCHEIERLING, S. M.; BARTONE, C. R.; MARA, D. D.; DRECHSEL, P. Towards an agenda for improving wastewater use in agriculture. **Water International**, v. 36, n. 4, p. 420-440, 2011.

SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de Wetlands construídos no Brasil. **Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes**, 2018.

SHEHZADI, M. S.; MUHAMMAD AFZAL, M. A.; KHAN, M. U.; EJAZUL ISLAM, E. I.; AMINA MOBIN, A. M.; SAMINA ANWAR, S. A.; 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.

SUBTIL, E; BENASSI, R.; COELHO, L.; JESUS, T. **Manual de sistemas de Wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitário: implantação, operação e manutenção**. 2018. Disponível em: >>
https://www.researchgate.net/publication/326352770_Manual_de_sistemas_de_Wetlands_construidas_para_o_tratamento_de_esgotos_sanitario_implantacao_operacao_e_manutencao <<. Acesso em 02 de fevereiro de 2024.

SWARNAKAR, A. K.; BAJPAI, S.; AHMAD, I. Various types of constructed wetland for wastewater treatment-a review. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2022. p. 012026.

SILVA, S.C.; BERNARDES, R.S.; RAMOS, M.L.G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 4, p. 533-542. 2015.

SIRIWARDHANA, K. D.; MIGUNTANNA, N.; JAYANETHTHI, D. I.; KANTAMANENI, K.; RATHNAYAKE, U. Vertically constructed wetlands for greywater reuse: Performance analysis of plants. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 20, p. 100881, 2023.

TANG, P.; XIANG, Z.; ZHOU, Y.; ZHANG, Y. Enzyme treatment improves the performance of laboratory-scale vertical flow constructed wetland. **Bioresource technology**, v. 268, p. 665-671, 2018.

TANG, Z.; WOOD, J.; SMITH, D.; THAPA, A.; ARYAL, N. A review on constructed treatment wetlands for removal of pollutants in the agricultural runoff. **Sustainability**, v. 13, n. 24, p. 13578, 2021.

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

TZANAKAKIS, V. E.; PARANYCHIANAKI, N. V.; ANGELAKIS, A. N. Soil as a wastewater treatment system: Historical development. **Water Science and Technology: Water Supply**, v. 7, n. 1, p. 67-75, 2007.

UDAIYAPPAN, A. F. M.; HASAN, H. A.; TAKRIFF, M. S.; ABDULLAH, S. R. S. A review of the potentials, challenges and current status of microalgae biomass applications in industrial wastewater treatment. **Journal of Water Process Engineering**, v. 20, p. 8-21, 2017.

VALENÇA, G. O.; BELLI FILHO, P.; CONEJO, D. D. A.; DE ALMEIDA MOHEDANO, R. Wetlands construídos como sumidouros de carbono ou como fontes de emissão—uma revisão: constructed wetlands as carbon sinks or emission sources—a review. **MIX Sustentável**, v. 9, n. 4, p. 75-85, 2023.

VINAYAGAM, V.; PALANI, K. N.; GANESH, S.; RAJESH, S.; AKULA, V. V.; AVOODAIAPPAN, R.; KUSHWAH, O. S.; PUGAZHENDHI, A. Recent developments on advanced oxidation processes for degradation of pollutants from wastewater with focus on antibiotics and organic dyes. **Environmental Research**, p. 117500, 2023.

VOULVOULIS, N. Water reuse from a circular economy perspective and potential risks from an unregulated approach. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 2, p. 32-45, 2018.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: five decades of experience. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 1, p. 61-69, 2011.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: A review. **Ecological engineering**, v. 73, p. 724-751, 2014.

VYMAZAL, J.; BŘEZINOVÁ, T. The use of constructed wetlands for removal of pesticides from agricultural runoff and drainage: A review. **Environment international**, v. 75, p. 11-20, 2015.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. **Is concentration of dissolved oxygen a good indicator of processes in filtration beds of horizontal-flow constructed wetlands?** In Wastewater Treatment, Plant Dynamics and Management; Vymazal, J., Ed.; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2008; pp. 311-317.

- WALY, M. M.; AHMED, T.; ABUNADA, Z.; MICKOVSKI, S. B.; THOMSON, C. Constructed wetland for sustainable and low-cost wastewater treatment. **Land**, v. 11, n. 9, p. 1388, 2022.
- WANG, Y.; CAI, Z.; SHENG, S.; PAN, F.; CHEN, F.; FU, J. Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. **Science of the total environment**, v. 701, p. 134736, 2020.
- WANG, L.; LIU, J.; ZHANG, M.; WU, T.; CHAI, B. Ecological processes of bacterial and fungal communities associated with *Typha orientalis* roots in wetlands were distinct during plant development. **Microbiology Spectrum**, v. 11, n. 1, p. e05051-22, 2023.
- WARRENCE, N. J.; BAUDER, J. W.; PEARSON, K. E. Salinity, sodicity and flooding tolerance of selected plant species of the northern Cheyenne Reservation. **Montana State University Extension Water Quality Program**, 2001.
- WERFELLI, N., BEN AYED, R., ABASSI, M., & BÉJAOU, Z. Contamination assessment of durum wheat and barley irrigated with treated wastewater through physiological and biochemical effects and statistical analyses. **Journal of Food Quality**, v. 2021, n. 1, p. 6626184, 2021.
- WETZEL, R. G. Constructed wetlands: scientific foundations are critical. In: **Constructed wetlands for water quality improvement**. CRC Press, 2020. p. 3-7.
- WU, S.; WALLACE, S.; BRIX, H.; KUSCHK, P.; KIRUI, W. K.; MASI, F.; DONG, R. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: challenges, operational strategies and overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107-120, 2015.
- WU, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource technology**, v. 175, p. 594-601, 2015.
- XU, D.; LEE, L. Y.; LIM, F. Y.; LYU, Z.; ZHU, H.; ONG, S. L.; HU, J. . Water treatment residual: A critical review of its applications on pollutant removal from stormwater runoff and future perspectives. **Journal of environmental management**, v. 259, p. 109649, 2020.
- XU, D.; LI, B.; DOU, X.; FENG, L.; ZHANG, L.; LIU, Y. Enhanced performance and mechanisms of sulfamethoxazole removal in vertical subsurface flow constructed wetland by filling manganese ore as the substrate. **Science of the Total Environment**, v. 812, p. 152554, 2022.
- YALCUK, A.; DOGDU, G. Treatment of azo dye Acid Yellow 2G by using lab-scale vertical-flow intermittent feeding constructed wetlands. **J Selcuk Univ Nat Appl Sci**, p. 355-368, 2014.
- YAM, R. S.; HSU, C. C.; CHANG, T. J.; CHANG, W. L. A preliminary investigation of wastewater treatment efficiency and economic cost of subsurface flow oyster-shell-bedded constructed wetland systems. **Water**, v. 5, n. 3, p. 893-916, 2013.

YANG, M.; GUO, Q.; TONG, T.; LI, N.; XIE, S.; & LONG, Y. Vegetation type and layer depth influence nitrite-dependent methane-oxidizing bacteria in constructed wetland. **Archives of microbiology**, v. 199, p. 505-511, 2017.

YAN, Y.; XU, J. Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in northern China: A review. **Wetlands**, v. 34, p. 243-253, 2014.

ZHANG, D. Q.; JINADASA, K. B. S. N.; GERSBERG, R. M.; LIU, Y.; TAN, S. K.; & NG, W. J. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in tropical and subtropical regions (2000–2013). **Journal of Environmental Sciences**, v. 30, p. 30-46, 2015.

ZHANG, D.; GERSBERG, R. M.; KEAT, T. S. Constructed wetlands in China. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 10, p. 1367-1378, 2009.

ZHANG, X.; WANG, J.; DONG, X. X.; LV, Y. K. Functionalized metal-organic frameworks for photocatalytic degradation of organic pollutants in environment. **Chemosphere**, v. 242, p. 125144, 2020.

ZHONG, L.; DING, J.; WU, T.; ZHAO, Y. L.; PANG, J. W.; JIANG, J. P.; YANG, S. S. Bibliometric overview of research progress, challenges, and prospects of rural domestic sewage: Treatment techniques, resource recovery, and ecological risk. **Journal of Water Process Engineering**, v. 51, p. 103389, 2023.

ZHOU, Y.; JI, B.; JIANG, M.; JIN, Y.; CHANG, J. Performance and microbial community features of tidal-flow biochar-amended constructed wetlands treating sodium dodecyl sulfate (SDS)-containing greywater. **Journal of Cleaner Production**, v. 396, p. 136545, 2023.

ZHU, T.; GAO, J.; HUANG, Z.; SHANG, N.; GAO, J.; ZHANG, J.; CAI, M. Comparison of performance of two large-scale vertical-flow constructed wetlands treating wastewater treatment plant tail-water: Contaminants removal and associated microbial community. **Journal of environmental management**, v. 278, p. 111564, 2021.

ZINATO, T. M. C.; GUIMARÃES, M. M. Estudo sobre a utilização de “wetlands” construídas para tratamento de águas residuárias no Brasil. In: **VIII Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**, novembro. 2017. p. 27-30.