



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

ADRIANO PAIVA FEITOSA

**TECNOLOGIA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA
PARA TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA**

FORTALEZA

2023

ADRIANO PAIVA FEITOSA

TECNOLOGIA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA PARA
TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA

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

Coorientadora: Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa

FORTALEZA

2023

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

-
- F311t Feitosa, Adriano Paiva.
 Tecnologia de wetlands construídos em escala de bancada para tratamento de água cinza / Adriano Paiva Feitosa. - 2023.
 77 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, Campus Fortaleza, 2023.
 Orientação: Prof. Dr. Glória Maria Marinho Silva.
 Coorientação: Prof. Dr. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa.
1. Wetlands construídos. 2. Fluxo vertical. 3. Água cinza. I. Título.

CDD 628



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

AVALIAÇÃO

Processo: 23256.013549/2023-62

Interessado: GLÓRIA MARIA MARINHO SILVA

ADRIANO PAIVA FEITOSA

“TECNOLOGIA WETLANDS CONSTRUÍDOS EM ESCALA DE BANCADA PARA TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA”

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

Aprovada em: 02/10/2023

Prof. Dra. **Glória Maria Marinho Silva** (Orientador)
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE)

Prof. Dr. **Francisco José Freire de Araújo**
Universidade de Fortaleza (UNIFOR)

Prof. Dra. **Marizete Dantas Aquino**
Universidade Federal do Ceará (UFC)



Documento assinado eletronicamente por **Marisete Dantas de Aquino, Usuário Externo**, em 11/10/2023, às 14:21, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Gloria Maria Marinho Silva, Coordenador(a) do PGTGA**, em 11/10/2023, às 21:50, com fundamento no art. 6º, § 1º, do [Decreto nº 8.539, de 8 de outubro de 2015](#).



Documento assinado eletronicamente por **Francisco José Freire de Araújo, Usuário Externo**, em 20/10/2023, às 10:10, 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 **5429174** e o código CRC **77831EB1**.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por ser bom o tempo todo.

À minha família, principalmente dona Sidor e seu Feitosa, meus pais. Grato pelo apoio, carinho e compreensão.

À minha amiga Tarcila, companheira geógrafa, que me incentivou a entrar no mestrado do PGTGA. Grato pela força e otimismo.

À profa. Dra. Glória Marinho, melhor professora do mundo, melhor coordenadora do mundo, minha orientadora. Grato por estar sempre presente, pela paciência, pelas conversas, trocas, carões, por me instigar e, também, por me acalmar. Muito obrigado.

À profa. Dra. Kelly Pessoa, minha coorientadora e coordenadora do Laboratório de Tecnologia Ambiental - LATAM. Grato pelos direcionamentos e suporte no laboratório.

Aos que integraram comigo o time LATAM e me auxiliaram nos experimentos: Tais, Fernanda, Beatriz, Marília, Michael, Katly, Natália, José, Sheila, Lidi, e meus grandes Arrenhius e Rodrigo. Grato pela disponibilidade e dedicação.

Aos professores do PGTGA pelo conhecimento transmitido, em especial Prof. Dr. Rinaldo Araújo, sempre solícito. Grato pela ajuda, pelas lições e pelo exemplo de pesquisador.

A Victoria Bermudez e André Porfírio, doutores e sanadores de muitas dúvidas. Grato pelos esclarecimentos.

Às “Raquéis” da secretaria de Pós-Graduação. Grato pela simpatia e eficiência.

Aos meus colegas de turma, que se tornaram meus amigos, Jackson e Ana Karolina. Grato pela parceria e ajuda.

A Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico - FUNCAP, pela concessão da bolsa de estudos.

E a todos que diretamente ou indiretamente contribuíram e torceram para completar essa jornada. Muito obrigado.

*"If you get tired,
learn to rest,
not to quit."*

“Se você ficar cansado, aprenda a
descansar, não a desistir. ”

BANSKY

RESUMO

A Organização Mundial da Saúde, em 2019, estimou que 4,2 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso a serviços de saneamento seguros. O contexto não é muito diferente no Brasil, onde apenas 55,8% da população brasileira tem acesso ao serviço de esgotamento sanitário e 55% do esgoto gerado no país sofre algum tipo de tratamento. Diversas tecnologias de tratamento dos recursos hídricos destinados à recuperação e manutenção das características físicas, químicas e biológicas têm sido difundidas. E ao considerar a importância da sustentabilidade, uma tecnologia que vem se destacando são os sistemas de Wetlands Construídos. O objetivo desta pesquisa foi avaliar a viabilidade do tratamento de águas cinzas por meio de um sistema de wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical, em escala de bancada, com leito filtrante misto (conchas marinhas e tijolos cerâmicos), cuja composição vegetal utilizada foi a macrófita nativa *Echinodorus subalatus*. No experimento a princípio duas unidades wetlands construídos (WC-1 e WC-2) foram alimentadas com água cinza sintética em ciclos de 7 dias objetivando, primeiramente, avaliar a remoção de matéria orgânica (DQO) em relação a diferentes proporções de concha dos leitos filtrantes. E depois a remoção relacionada à presença/ausência de vegetação. O sistema apresentou resultados satisfatórios, nos parâmetros de DQO, SST e Fósforo, com eficiência de remoção de $92,6 \pm 3,1\%$, $82,5 \pm 6,2\%$ e $37,7 \pm 11,3\%$, respectivamente, e insatisfatória na remoção de N-amoniaco, apenas $17,3 \pm 20,1\%$, com diferenças significativas entre as fases vegetada e não vegetada ($2,3 \pm 16\%$ e $32,4 \pm 9,7\%$). Nos demais parâmetros analisados a presença/ausência de vegetação não foi um fator diferencial estatisticamente significativo.

Palavras-chave: Wetlands construídos. Fluxo vertical. Água cinza. Planta nativa.

ABSTRACT

In 2019, the World Health Organization estimated that 4.2 billion people worldwide lack access to safe sanitation services. The context is not very different in Brazil, where only 55.8% of the Brazilian population has access to sanitary sewage services, and 55% of the sewage generated in the country undergoes some form of treatment. Various technologies for treating water resources aimed at recovering and maintaining physical, chemical, and biological characteristics have been widely disseminated. Considering the importance of sustainability, one technology that has been standing out is constructed wetland systems. The objective of this research was to assess the feasibility of graywater treatment through a vertical subsurface flow constructed wetland system, at a bench-scale, with a mixed filter bed (seashells and ceramic bricks), using the native macrophyte *Echinodorus subalatus* as the plant composition. In the experiment, initially, two constructed wetland units (WC-1 and WC-2) were fed with synthetic graywater in 7-day cycles, with the primary aim of evaluating the removal of organic matter (COD) concerning different proportions of seashells in the filter beds. Subsequently, the removal related to the presence/absence of vegetation was assessed. The system showed satisfactory results in COD, TSS, and Phosphorus parameters, with removal efficiencies of $92.6 \pm 3.1\%$, $82.5 \pm 6.2\%$, and $37.7 \pm 11.3\%$, respectively, but unsatisfactory removal of N-ammonia, only $17.3 \pm 20.1\%$, with significant differences between vegetated and non-vegetated phases ($2.3 \pm 16\%$ $32.4 \pm 9.7\%$). In the other parameters analyzed, the presence/absence of vegetation was not a statistically significant differentiating factor.

Keywords: Constructed wetlands. Vertical flow, Greywater. Native plant.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	—Índices de atendimento urbano com rede de esgoto (% por estado e capitais).	17
Figura 2	Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) – destaque para o ODS 3 sobre água potável e saneamento	18
Figura 3	Taxa de águas cinza gerada em diferentes países	23
Figura 4	—Classificação com base no fluxo hidráulico de Wetlands Construídos.....	25
Figura 5	—Wetlands Construídos de Fluxo Superficial Livre (WC-SL)	25
Figura 6	—Wetlands Construídos de Fluxo Subsuperficial Horizontal (WC-FH).....	26
Figura 7	—Wetlands Construídos de Fluxo Subsuperficial Vertical (WC-FV).....	27
Figura 8	Representação esquemática de macrófitas em um wetland natural	30
Figura 9	—Macrófita <i>Echinodorus subalatus</i>	31
Figura 10	—Localização do ponto de coleta das macrófitas: a) na Região Metropolitana de Fortaleza; b) na localidade de Jacundá, e c) a vista superior inclinada	35
Figura 11	—Exemplares de <i>E. Subalatus</i> extras imersos em solução nutritiva	36
Figura 12	—Preenchimento com os substratos: tijolo quebrado (a), concha marinha (b) ...	37
Figura 13	—Preenchimento com os substratos: areia média de rio lavada	37
Figura 14	—Croqui do experimento com alimentador e as 2 unidades WC	39
Figura 15	—Unidade WC montada: (a) somente com o meio filtrante, (b) com as plantas .	40
Figura 16	—Plantas limpas sendo medidas (a) e depois de podadas (b)	42
Figura 17	—Série amostral de DQO na 1ª etapa	45
Figura 18	Série amostral de DQO na 2ª etapa	46
Figura 19	—Variação da Demanda Química de Oxigênio na 2ª etapa	47
Figura 20	—Variação da Condutividade Elétrica	48
Figura 21	—Variação de Sólidos Dissolvidos Totais	49
Figura 22	—Variação da Dureza Total	50
Figura 23	—Variação de pH nas fases sem vegetação e com vegetação	51
Figura 24	—Série amostral de Fósforo Total	54
Figura 25	—Série amostral de N-amoniaco	56
Figura 26	—Variação de Nitrito nas fases sem vegetação e com vegetação	57
Figura 27	—Variação de LAS nas fases em vegetação e com vegetação	58
Figura 28	—Sinais de mal adaptação da macrófita.....	60
Figura 29	—Mudas extras de <i>E. subalatus</i>	61

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 — Eficiência de remoção de diferentes tipos de WC	28
Tabela 2 — Dimensões das unidades WC	33
Tabela 3 — Composição da água cinza sintética (ACS)	34
Tabela 4 — Etapas do experimento	38
Tabela 5 — Estatística descritiva das amostras de ACS.....	43

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 –Níveis de tratamento de esgoto	19
Quadro 2 –Principais vantagens e desvantagens associadas à utilização de sistemas de tratamento de esgotos centralizados e descentralizados	20
Quadro 3 –Metodologia dos parâmetros físicos e químicos	40

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ACS	Água Cinza Sintética
ANA	Agência Nacional de Águas
CE	Condutividade Elétrica
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CV	Com Vegetação
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ER	Eficiência de Remoção
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FH	Fluxo Horizontal
FUNASA	Fundação Nacional de Saneamento
FV	Fluxo Vertical
IFCE	Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará
LAS	<i>Linear Alkylbenzene Sulfonate</i> (surfactante)
LATAM	Laboratório de Tecnologia Ambiental
NDM	Não Detectado pelo Método
NT	Nitrogênio Total
OAP	Organismos Acumuladores de Fosfato (<i>Phosphate</i>)
OD	Oxigênio Dissolvido
ODS	Objetivo de Desenvolvimento Sustentável
OMS	Organização Mundial de Saúde
ONU	Organização das Nações Unidas
PET	Polietileno tereftalato
PGTGA	Programa de Pós-graduação em Tecnologia e Gestão Ambiental
PT	<i>Phosphorus</i> (Fósforo) Total
SNIS	Sistema Nacional de Informação sobre Saneamento
SL	Superficial Livre
SDT	Sólidos Dissolvidos Totais

SST	Sólidos Suspensos Totais
ST	Sólidos Totais
SV	Sem Vegetação
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UNICEF	<i>United Nations Children Fund</i> (Fundo das Nações Unidas para a Infância)
VMP	Valor Máximo Permitido
WC	Wetland Construído
WHO	<i>World Health Organization</i> (Organização Mundial da Saúde - OMS)

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	16
3.1	Saneamento Básico	16
3.2	Água Cinza	22
3.3	Wetlands Construídos (WC)	24
3.3.1	<i>Tipos de Wetlands Construídos</i>	24
3.3.1.1	<i>Wetlands construídos de fluxo superficial livre (WC-SL)</i>	25
3.3.1.2	<i>Wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FH)</i>	26
3.3.1.3	<i>Wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV)</i>	27
3.3.1.4	<i>Wetlands construídos híbridos</i>	28
3.3	<i>Meio filtrante</i>	28
3.4	<i>Macrófitas</i>	29
4	MATERIAIS E MÉTODOS	33
4.1	O experimento	33
4.2	Materiais	33
4.2.1	<i>Meio filtrante</i>	34
4.2.2	<i>Água Cinza Sintética (ACS)</i>	34
4.2.3	<i>Plantas</i>	35
4.3	Montagem do Sistema	36
4.4	Configuração do Sistema	38
4.5	Coletas e Análises	40
4.6	Avaliação das plantas.....	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	Caracterização da ACS	43
5.2	Demanda Química de Oxigênio e eficiência de remoção de matéria orgânica	44
5.3	Parâmetros: pH, dureza, condutividade elétrica e sólidos dissolvidos totais	48
5.4	Fósforo.....	53
5.5	Nitrogênio	55
5.6	LAS	58
5.7	Avaliação do desenvolvimento da Planta	49
6	CONCLUSÃO	62
7	RECOMENDAÇÕES	63
	REFERÊNCIAS	64

1 INTRODUÇÃO

O acesso precário à água é uma realidade vivida por bilhões de pessoas no mundo todo, de acordo com Fundo das Nações Unidas para a Infância e a Organização Mundial da Saúde (UNICEF; WHO, 2019). Em seu novo relatório, cerca de 2,2 bilhões de pessoas não têm serviços de água tratada; 4,2 bilhões de pessoas não têm serviços de saneamento adequado; 3 bilhões não possuem instalações básicas para a higienização das mãos; estima-se que 785 milhões (10% da população mundial) ainda carece de serviços básicos, incluindo os 144 milhões que bebem água não tratada.

A água é um bem vital e o bom uso dos recursos hídricos se tornou um dos temas mais importantes do século XXI, sem mencionar, que muitos dos problemas de escassez estão ligados à má conservação dos mananciais (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2020). Além do desmatamento de nascentes e matas ciliares, a poluição dos mananciais, segundo a Agência Nacional de Águas – ANA (2022) é a atividade que mais conduz problemas que comprometem a qualidade hídrica, sobretudo as descargas de esgoto *in natura*, parcial ou inadequadamente tratado nas águas naturais.

Uma solução para a preservação dessas águas é o investimento em saneamento e no tratamento do esgoto sanitário, que é realizado por meio de estações de tratamento de esgoto (ETE) que reproduzem, em um menor espaço e tempo, a capacidade de autodepuração dos cursos d'água (TUNDISI; MATSUMARA-TUNDISI, 2020).

Diversas tecnologias de tratamento dos recursos hídricos destinados à recuperação e manutenção das características físicas, químicas e biológicas têm sido difundidas. E ao considerar a importância da sustentabilidade, uma tecnologia que vem se destacando são os sistemas de Wetlands Construídos (WC). Esses sistemas são construídos para auxiliar na melhoria da qualidade da água, os quais têm a capacidade de tratar vários tipos de efluentes, como esgotos domésticos, águas pluviais, chorume e águas residuárias de indústrias (ZINATO; GUIMARÃES, 2017), adicionalmente possuem vantagens como o baixo custo de implantação, operação e manutenção, quando comparados aos convencionais.

O uso de substratos adequados no sistema wetlands pode otimizar a eficiência do tratamento já que são importantes na formação de biofilmes, sendo a areia e a brita os mais utilizados. Entretanto, os resíduos de tijolos cerâmicos da construção civil, e as conchas

marinhas, da atividade marisqueira, podem ser utilizados como substrato destes, de uma forma a reaproveitar os resíduos oriundos dessas atividades (BERMUDEZ, 2022).

A utilização de macrófitas endêmicas no tratamento de águas residuárias em sistemas wetlands representa uma inovação dentro dessa tecnologia emergente, que ao serem empregadas como agente despoluidor de águas residuárias nesses sistemas poderão se sobressair ao uso de macrófitas exóticas, que são convencionalmente utilizadas (BERMUDEZ, 2022).

No Brasil ainda é pouco conhecido e divulgado os wetlands construídos, sendo utilizados em sua maior parte para desenvolvimento de pesquisas científicas e pequenos projetos para tratamento de águas residuárias (ZINATO; GUIMARÃES, 2017). A ampliação das pesquisas tem o intuito de identificar e aprimorar a função de cada componente que atua no tratamento, e o Brasil é um dos países que desfruta de condições climáticas e ambientais adequadas para essa tecnologia, além de possuir déficit no tratamento de águas residuárias (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Assim, o objetivo do presente estudo foi avaliar a viabilidade do tratamento de águas cinzas por meio de um sistema de wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical em escala de bancada utilizando um leito filtrante misto (conchas marinhas e tijolos cerâmicos), e cuja composição vegetal utilizada foi uma espécie nativa de macrófita, a *Echinodorus subalatus*, vulgarmente conhecida como língua-de-vaca.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a viabilidade do tratamento de águas cinzas com o sistema de wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical, em escala de bancada, utilizando um leito filtrante misto de conchas marinhas e tijolos cerâmicos.

2.2 Objetivos específicos

- Avaliar a adaptação da espécie *Echinodorus subalatus* às condições experimentais de wetlands construídos em escala de bancada;
- Analisar a influência da altura do leito referente à parcela constituída por conchas marinhas, na eficiência do sistema.
- Verificar se o efluente das Wetlands Construídas se enquadra na legislação vigente para descarte no meio ambiente.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Saneamento Básico

Reconhecer a importância do saneamento e da sua relação com a saúde humana remonta às mais antigas culturas. Há citações de ruínas de uma civilização na Índia que se desenvolveu há cerca de 4.000 anos, onde foram encontrados banheiros e esgotos na construção e drenagem nas ruas; no velho testamento há diversas abordagens vinculadas às práticas sanitárias do povo judeu, como manter os poços tampados, limpos e longe de possíveis fontes de poluição; na civilização greco-romana, das práticas sanitárias coletivas mais marcantes são a construção de aquedutos, banhos públicos, termas e esgotos, tendo como símbolo histórico a conhecida Cloaca Máxima de Roma (FUNASA, 2019).

A queda do império Romano no Ocidente, juntamente com as crises políticas, econômicas e religiosas contribuíram para as radicais mudanças nos hábitos culturais relacionados à higiene e saneamento na Europa medieval, onde o retrocesso em relação às conquistas sanitárias culminou no surto de várias doenças e epidemias, que são marcas deste período (DIAZ; NUNES, 2020).

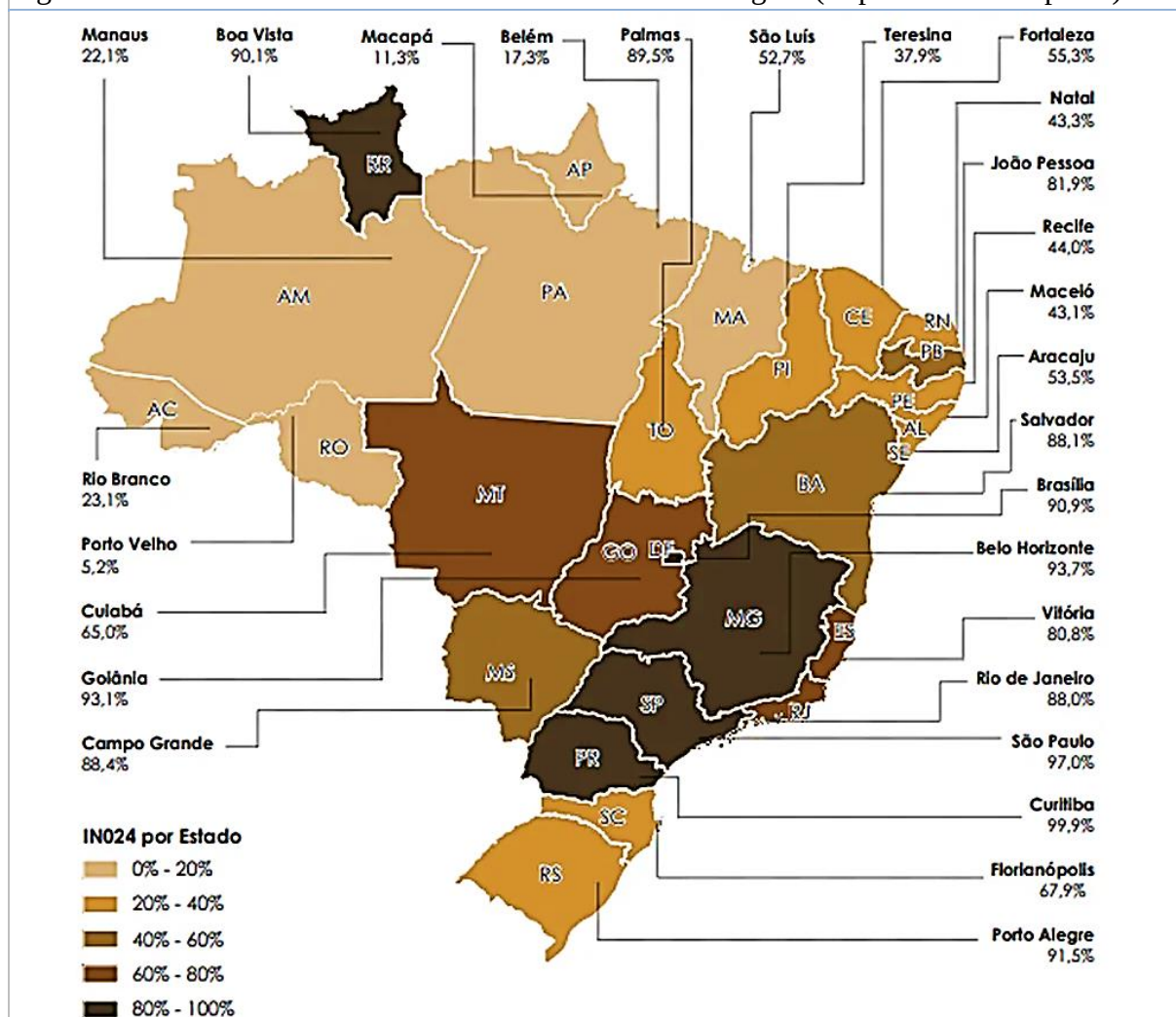
Na sociedade moderna, a urbanização e o adensamento populacional trouxeram o incremento da geração de rejeitos líquidos e sólidos, a impermeabilização dos solos, dentre outros fatores que resultaram em novas situações de perigo à saúde humana e ao meio ambiente (FUNASA, 2019). A noção de saneamento, ao longo do tempo, assumiu conteúdos distintos de acordo com a cultura, em função da relação existente entre homem e natureza, e também de acordo com a classe social, em função das condições materiais de existência e dos níveis de informação e de conhecimento (MORAES, BORJA, 2014).

Em meados do século XIX, comprovou-se por meio de evidências científicas a associação entre a água contaminada por esgotos sanitários, consumida pela população de Londres e a ocorrência de cólera (ROUQUAYROL; GURGEL, 2021). As águas residuárias e seu tratamento se deram no final do século XIX e no início do século XX após a descoberta de Koch e Pasteur, com sua Teoria dos Germes, na última metade do século XIX (METCALF; EDDY, 2016).

Passados quatro milênios de conhecimento sobre saneamento e um século e meio de pesquisas científicas, no ano de 2019, cerca de 4,2 bilhões de indivíduos ainda não possuíam

acesso a coleta e tratamento de esgoto (UNICEF; WHO, 2019). No Brasil, de acordo com os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS (2021), o percentual do esgoto coletado que é tratado é de 79,8%, onde o menor índice, entre as macrorregiões, foi registrado no Nordeste, com 76,0% e o maior no Centro-Oeste, com 94,3%. Os únicos que apresentam atendimento urbano com rede coletora de esgotos acima de 70% são o Distrito Federal, São Paulo, Paraná e Minas Gerais, enquanto o estado do Ceará juntamente com outras 14 unidades federativas, estão abaixo de 40% (SNIS, 2021), configuram a maioria do perfil do País, como observado na Figura 1.

Figura 1 — Índices de atendimento urbano com redes de esgoto (% por estado e capitais)



Fonte: SNIS (2021)

No ano de 2010, a ONU – Organização das Nações Unidas reconheceu o esgotamento sanitário e o acesso à água potável como um direito humano. Com o intuito de mitigar a pobreza e garantir a proteção do planeta, a ONU lançou em 2015, a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável, esta agenda possui 17 objetivos (Figura 2), entre eles o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 6 (ODS 6 ou Objetivo Global 6) trata de "água limpa e saneamento para todos"(CARNEIRO, 2018).

Figura 2 — Os 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) – destaque para o ODS 6 sobre água potável e saneamento



Fonte: IPEA (2019)

O ODS 6 possui oito metas a serem alcançadas até 2030, as quais incluem: fornecer água potável segura e acessível, acabar com a defecação a céu aberto e proporcionar acesso ao saneamento e à higiene, melhorar a qualidade da água, tratamento de águas residuais e reutilização segura, aumentar a eficiência no uso da água e garantir o abastecimento de água doce, implementar a gestão integrada dos recursos hídricos, proteger e restaurar ecossistemas relacionados à água. Os dois meios de implementar essas metas são expandir o apoio à água e ao saneamento para países em desenvolvimento e apoiar o envolvimento local na gestão da água e do saneamento (IPEA, 2019).

Dentro desse contexto, o tratamento de esgoto desempenha um papel crucial nas metas ligadas à promoção da saúde pública e à preservação dos ecossistemas aquáticos. Existem diversos tipos de tratamento de esgoto, cada um adaptado às necessidades específicas das

comunidades e à infraestrutura disponível. Entre esses métodos, destacam-se o tratamento primário, que remove sólidos sedimentáveis e em suspensão, o tratamento secundário, que utiliza processos biológicos para eliminar matéria orgânica biodegradável, patógenos e sólidos suspensos, e o tratamento terciário, que aplica tecnologias avançadas para remover nutrientes e, poluentes específicos, compostos não biodegradáveis e metais pesados, (METCALF; EDDY, 2016) os níveis de tratamento de esgoto sanitário, pode incluir também, o nível que antecede o primário, chamado de pré-tratamento ou tratamento preliminar (Quadro 1).

Quadro 1 – Níveis de tratamento de esgoto

Nível de Tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção de constituintes (trapos, flotáveis, galhos, areia e graxa) que possam causar problemas operacionais ou de manutenção
Primário	Remoção de partes sólidas suspensas e matéria orgânica do esgoto, podendo ter adição de compostos químicos e filtração.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão) e sólidos suspensos
Terciário	Remoção de partes sólidas suspensas residuais, bem como remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo)

Fonte: Adaptado de Metcalf; Eddy (2016)

A implementação efetiva dessas tecnologias não apenas contribui para a consecução do ODS 6, mas também promove a sustentabilidade ambiental e o bem-estar das comunidades, garantindo o acesso a água limpa e saneamento básico para todos. Existem diversas formas de tratamento de esgoto disponíveis, desde sistemas mais complexos e caros a sistemas simples e baratos, variando em diversas características como operação, manutenção e eficiência de tratamento (VON SPERLING, 2014).

A escolha do sistema mais adequado depende de fatores como clima, características do corpo d'água para despejo do efluente, topografia, investimento inicial, custos de manutenção, dentre outros (METCALF; EDDY, 2016). Podem ser adotadas soluções coletivas

ou individuais (ou centralizadas e descentralizadas), variando conforme fatores como: dificuldade de acesso à rede coletora ou cenários que encareçam a obra como a instalação de estações elevatórias e profundas escavações (CARNEIRO, 2018). Outros fatores entre sistemas centralizados e descentralizados estão descritos no Quadro 2.

Quadro 2 – Principais vantagens e desvantagens associadas à utilização de sistemas de tratamento de esgotos centralizados e descentralizados

SISTEMA CENTRALIZADO	
Vantagens	Desvantagens
Economias de escala em áreas densamente povoadas	Baixo atendimento às populações periurbanas e rurais
Elevada aceitação social	Alto custo de implantação
Regulamentação consolidada	Operação e manutenção normalmente complexas
Múltiplos níveis de qualidade de água possíveis	Pode ocorrer eutrofização no corpo receptor devido aos grandes volumes de efluentes descartados
Normalmente possui unidades para processamento da fase sólida	Forte dependência do fornecimento de energia elétrica
Variações de vazão e carga de poluentes no esgoto são frequentemente absorvidas pelas extensas redes coletoras	Deseconomias de escala são possíveis quando longas distâncias têm que ser cobertas
Tratamento em níveis seguros para a saúde pública e qualidade do corpo receptor	Necessidade de renovação do sistema de coleta a cada 50-60 anos
SISTEMA DESCENTRALIZADO	
Vantagens	Desvantagens
Atende áreas periurbanas, rurais e de baixa densidade populacional	Manutenção inadequada deixa o sistema altamente exposto a falhas
Redução de custos com transporte de esgoto	Eficácia do sistema depende de programa de gestão intenso
Requisitos simples de operação e manutenção	Ausência de regulamentação consolidada
Potencial reúso de águas residuárias tratadas	Instalação e gerenciamento de diversos sistemas pode ser uma tarefa difícil
Utilização de sistemas com baixa demanda energética	Usualmente não possui unidade de processamento da fase sólida
Possibilidade de construção gradativa do sistema (evita capacidade ociosa)	Ampla variação de vazão e carga poluente no esgoto
Promove o retorno das águas residuárias tratadas dentro da bacia de origem	-
Tratamento em níveis seguros para a saúde pública e qualidade do corpo receptor	-
Distribui o risco de falha a múltiplos subsistemas	-

Fonte: Mesquita (2019)

As soluções centralizadas, predominantes no Brasil e no mundo há 100 anos, coletam o esgoto de uma região e enviam a uma planta única de tratamento. Porém, dependem da água como meio de transporte, sendo planejados para 30 a 50 anos, e assim necessita-se de alto custo inicial de instalação e maior consumo de energia (KURIKI, 2020).

Nos sistemas individuais para o tratamento de águas residuárias, existem os sistemas não hídricos como banheiros secos e os sistemas hídricos como as fossas sépticas, filtros anaeróbios, filtros aeróbios, valas de infiltração e reator em batelada sequencial. Essas tecnologias apresentam diferentes conformações e podem ser utilizados em série. Sendo que os sistemas individuais podem ser classificados ainda em tradicionais e alternativos (POÇAS, 2015).

Os sistemas alternativos ou simplificados, surgem como uma opção no auxílio da universalização de acesso ao esgotamento sanitário. Esse tipo de sistema possui características importantes para serem consideradas na escolha do sistema, visto que possuem baixo custo de implantação e operação, pouca dependência de equipamentos e energia, simplicidade de operação, manutenção e controle, baixo problema com a disposição de lodo gerado (SALATI, 2012). Dentre os sistemas alternativos, os wetlands construídos são opções com elevada viabilidade, principalmente em países em desenvolvimento com acesso limitado a tecnologias com alto custo (SILVEIRA, 2019).

Os wetlands construídos podem ser utilizados para tratar uma variedade de efluentes ou águas residuárias. Alguns dos principais tipos de efluentes tratados por meio desses sistemas incluem: águas utilizadas na irrigação de cultivos ou geradas em processos agrícolas que podem conter nutrientes, pesticidas e outros poluentes ; efluentes gerados por algumas indústrias, como as de alimentos e bebidas (ANGASSA *et al.*, 2022; SANCHEZ *et al.* 2021), que podem conter resíduos orgânicos e nutrientes; águas residuárias que passaram por processos preliminares em ETEs convencionais, mas que ainda requerem um tratamento adicional para atender aos padrões de qualidade de descarte (ZHU *et al.*, 2021; KOOTTATEP *et al.*, 2021); efluentes gerados em operações de mineração, que podem conter metais pesados e produtos químicos tóxicos (MUSTAPHA; VAN BRUGGEN; LENS, 2018); efluentes de áreas urbanas, como águas pluviais contaminadas por poluentes urbanos e resíduos de ruas e estradas (AHMED *et al.*, 2021); águas geradas a partir da decomposição de resíduos orgânicos em aterros sanitários; efluentes provenientes de atividades domésticas cotidianas, como lavagem de roupas, lavagem de louças e banho, as águas cinza.

3.2 Água Cinza

Definem-se como cinza as águas servidas originadas em residências (e outros edifícios) que não possuem contribuição de efluentes de vasos sanitários (águas negras), provenientes de banheiras, chuveiros, lavatórios, tanques e máquinas de lavar roupa (ABNT, 2019) lava-louças e pias de cozinha (ANGELAKIS *et al.*, 2018). Além dessas águas servidas possuírem de fato uma coloração acinzentada, a cor cinza também faz uma alusão ao menor nível de poluição quando comparadas as águas negras (OTENG-PEPRAH *et al.*, 2018).

Alguns autores (BOHNE, 2023; GUPTA *et al.*, 2023) não consideram como água cinza o efluente oriundo de cozinhas por ser altamente poluído, putrescível e com inúmeros compostos indesejáveis (óleos, gorduras e restos de alimentos). Outros já as distinguem como: água cinza clara, quando não recebe contribuição da cozinha, e água cinza escura quando há contribuição dessa fonte (BOYJOO *et al.*, 2013; SAUMYA *et al.*, 2015; UTHIRAKRISHNAN *et al.*, 2022).

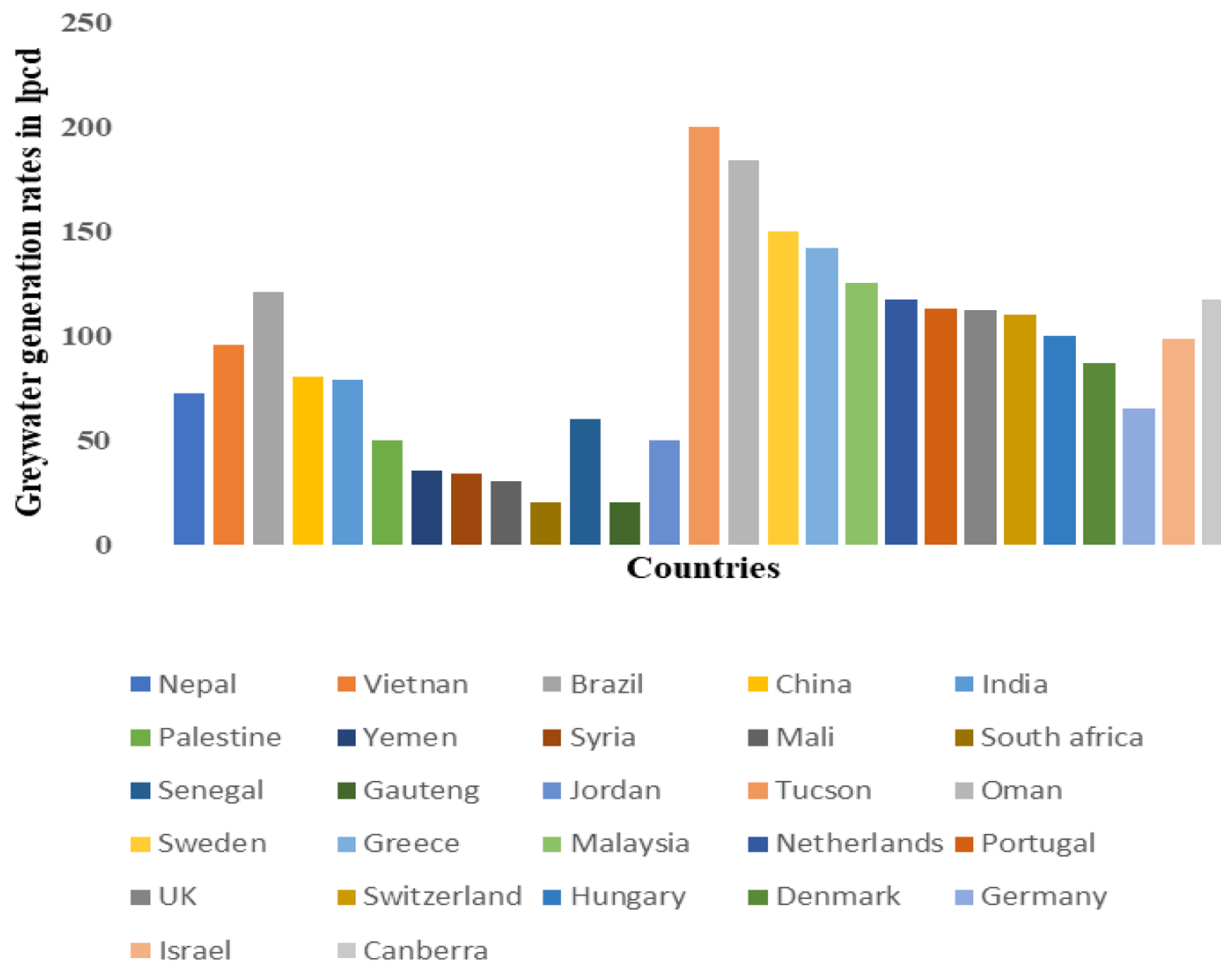
A água cinza é geralmente originada pelo uso de sabão ou de outros produtos para lavagem do corpo, de roupas ou de limpeza em geral (ABUNASER; ABDELHAY, 2020). A utilização desses produtos químicos em diferentes atividades que variam de acordo com o estilo de vida do domicílio, também resulta em variações na qualidade da água cinza (SHAFIQUZZAMAN *et al.*, 2020). Outros influenciadores prolíficos das características da água cinza em todo o mundo são a qualidade e quantidade da água de abastecimento, o sistema de distribuição, a fonte da água cinza que está sendo utilizado (OTENG-PEPRAH *et al.*, 2018) a localidade e nível de ocupação da residência, faixa etária e classe social dos usuários (COSTA; MOTA, 2022).

Naturalmente, água cinza representa de 45% a 60% do total de águas residuárias domésticas e possui concentrações mais baixas de poluentes do que o esgoto doméstico, seu tratamento e processo de reutilização são mais simplificados, tornando-a uma maneira fácil de economia (NOUTSOPOULOS *et al.*, 2018; ABED *et al.*, 2020). No campo da aplicação de reciclagem de águas residuais, a água cinza é considerada uma fonte valiosa em termos de alto volume e baixa carga poluente (OTENG-PEPRAH *et al.*, 2018).

Países desenvolvidos da América do Norte, Europa e Ásia tendem a gerar até 200 litros por pessoa por dia (lpcd) de água cinza (UTHIRAKRISHNAN *et al.*, 2022). Esses países tendem a produzir mais água cinza devido à tecnologia avançada e ao fornecimento adequado de água, (ELHEGAZY; EID 2020). Enquanto em algumas regiões da África, a produção de

água cinza é considerada mínima, quando comparadas às nações desenvolvidas (Figura 3), apenas 14 lpcd, devido à escassez de água e à economia precária (SHAFIQUZZAMAN *et al.*, 2020).

Figura 3 – Taxa de águas cinza gerada em diferentes países



Fonte: Uthirakrishnan *et al* (2022).

Vários estudos demonstraram que sistemas baseados na natureza, como telhados verdes, jardins verticais e wetlands construídos podem ser eficientemente aplicados para o tratamento de água cinza (BOANO *et al.*, 2020). O uso de wetlands construídos pode produzir uma qualidade de efluente que atende os padrões de lançamentos em corpo hídrico e de reuso não potável em relação à matéria orgânica, sólidos em suspensão, nutrientes (ARDEN; MA, 2018) e até patógenos, se combinado com uma etapa simples de desinfecção (KOTSIA *et al.*, 2020).

3.3 Wetlands Construídos

O termo *wetland*, cuja tradução literal do inglês é terra úmida, designa na natureza as áreas de transição entre os ambientes aquáticos e terrestres, o conjunto de terrenos que foram inundadas ou saturadas por águas superficiais ou subterrâneas, salgadas ou doces, e contêm flora que pode sobreviver nestas condições de solo durante o ano, parcial ou permanentemente (POLGAR; JAAFAR, 2018).

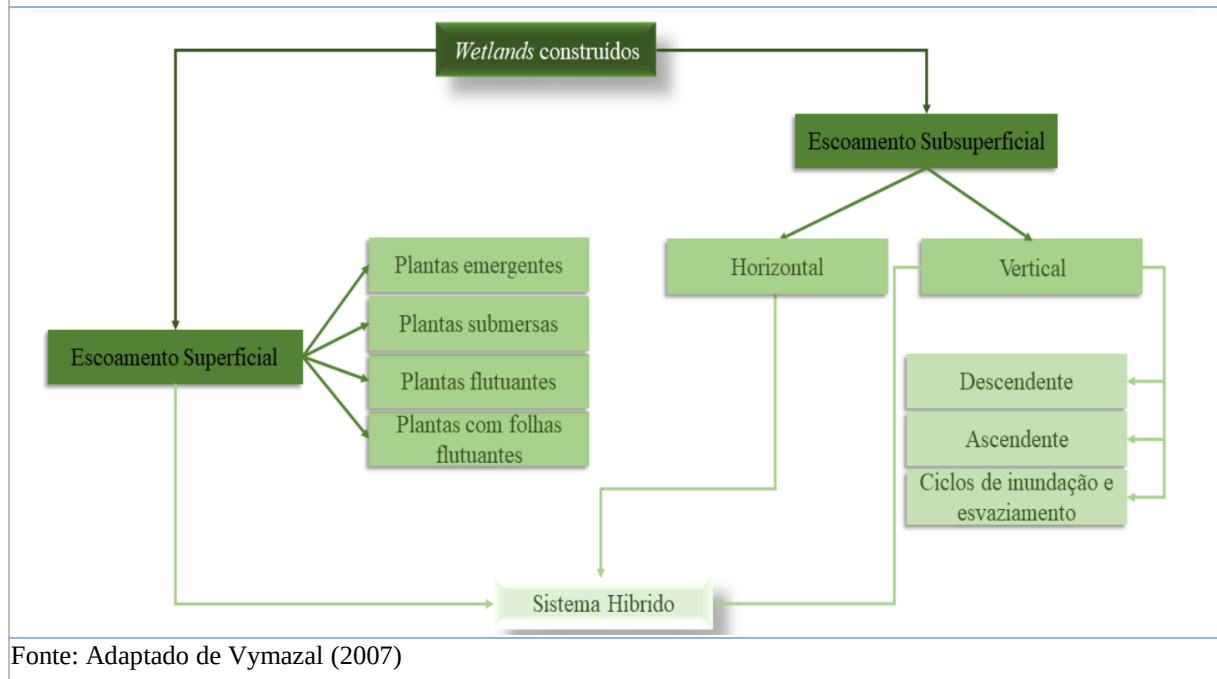
As zonas de wetlands, incluindo pântanos, brejos, charcos, várzeas, turfeiras, lagos rasos, deltas, planícies aluviais e manguezais são exemplos desse tipo de terreno e podem ser encontradas em todas as regiões climáticas (ABDELHAKHEEM *et al.*, 2016). São terrenos vitais nos ecossistemas, principalmente nos centros urbanos, porque filtram a água, ajudam a prevenir inundações, recarregam as águas subterrâneas e fornecem habitat para muitas espécies (ZHANG *et al.*, 2023). São exemplos de ecossistemas alagados naturais no Brasil o pantanal mato-grossense, a planície amazônica central, os banhados gaúchos, e toda a região de manguezais ao longo da costa do País (COUTINHO, 2016).

Com base nos conceitos dos wetlands naturais, foram concebidos os wetlands construídos (WC), estes são definidos como um sistema de engenharia projetado e construído para reter água sob diferentes condições de operação, aproveitando processos naturais que envolvem vegetação, substrato e microrganismos, para melhorar a qualidade dessa (VERA-PUERTO *et al.*, 2021).

3.3.1 Tipos de wetlands construídos

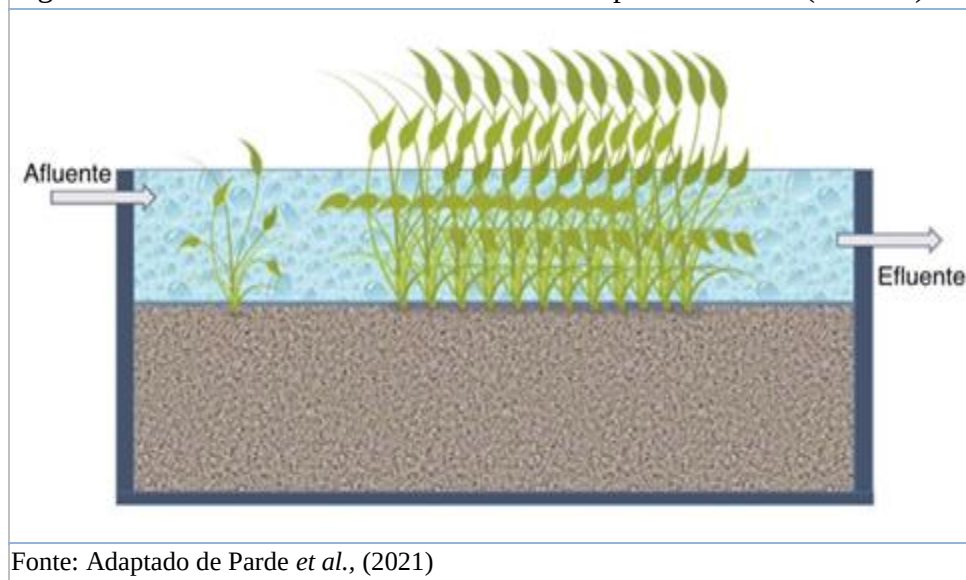
Os WC podem ser categorizados de acordo com a direção do fluxo e a posição do nível da água, sendo, principalmente, classificados em três tipos: WC de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FH), WC de fluxo subsuperficial vertical (WC-FV); e WC de fluxo superficial livre (WC-FL) (DOTRO *et al.*, 2017) (Figura 4). Os WC são capazes de remover poluentes de águas residuárias usando uma variedade de processos físicos e biológicos, incluindo biodegradação, adsorção, filtração, fotólise e absorção pelas plantas (CHEN *et al.*, 2016).

Figura 4 — Classificação com base no fluxo hidráulico de Wetlands Construídos



3.3.1.1 Wetlands construídos de fluxo superficial livre (WC-SL)

Figura 5 — Wetlands Construídos de Fluxo Superficial Livre (WC-SL)



Os sistemas WC-SL (Figura 5) são similares aos wetlands naturais, são mais parecidos com wetlands naturais e têm semelhanças em forma e usos, combinando área de águas abertas, plantas em crescimento, diferentes profundidades de água e outras características típicas de

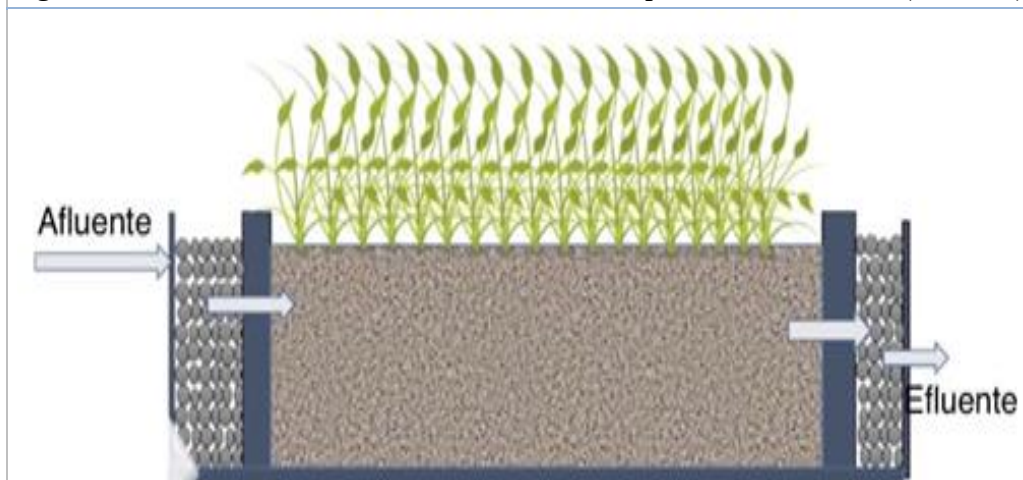
wetlands (WETZEL, 2020). Utilizados principalmente para tratar águas residuárias no estágio de tratamento terciário, por isso são submetidos a cargas baixas contaminantes (DOTRO, *et al.*, 2017). São essencialmente constituídos por bacias ou canais pouco profundos (0,5 a 1,0 m), com a água fluindo horizontalmente e exposta a atmosfera; há ocasionalmente perda de água devido à evapotranspiração e infiltração no sistema (GIL-MÁRQUEZ *et al.*, 2021).

Os WC-SL requerem uma área de superfície grande, são projetados com uma camada rasa de água superficial, com o fluxo sobre o leito que serve apenas de suporte para o crescimento das plantas, estas podem ser de vários tipos: emergentes, submersas, flutuantes (YASMIN *et al.*, 2016). A estrutura das várias plantas serve como substrato físico para o biofilme, enquanto as próprias plantas incorporam nitrogênio amoniacal e fósforo. Uma parte significativa da biomassa das plantas está na rizosfera (CROSS *et al.*, 2021).

3.3.1.2 Wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal (WC-FH)

Os WC-FH consistem em leitos filtrantes plantados que promovem o fluxo horizontal das águas através do meio filtrante (DOTRO *et al.*, 2017). O nível da água é retido abaixo do substrato o qual quando está completamente saturado cria um ambiente anóxico, condição que possibilita nos WC-FH processos de degradação anaeróbia (CROSS *et al.*, 2021). Requer um tratamento primário eficiente para eliminar a matéria particulada para evitar a colmatção do filtro (OLIVEIRA, 2017).

Figura 6 — Wetlands Construídos de Fluxo Subsuperficial Horizontal (WC-FH)



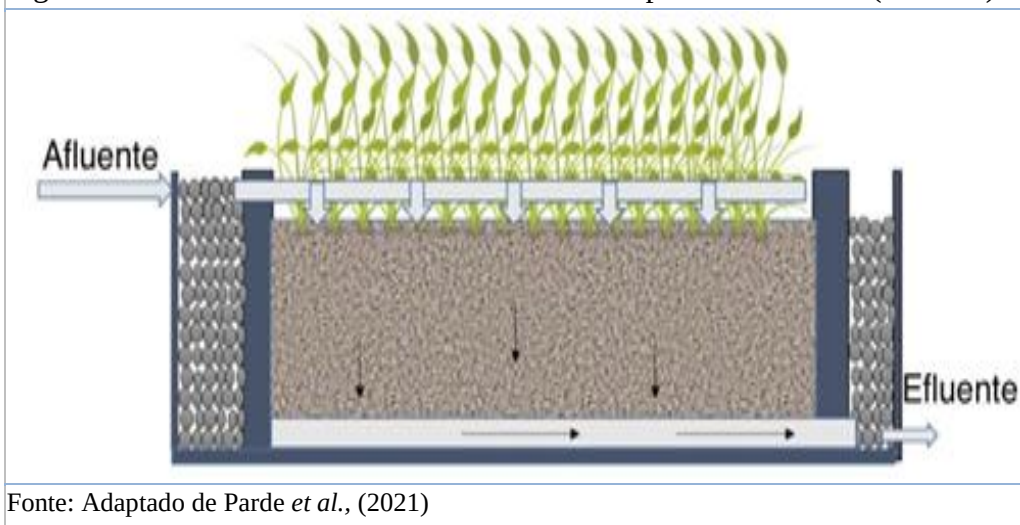
Fonte: Adaptado de Parde *et al.*, (2021)

Nos WC-FH (Figura 6) a zona das raízes proporciona um ambiente altamente ativo para a fixação de biofilme, troca de oxigênio e sustentação do fluxo hidráulico, o material particulado é retido por filtração e as substâncias solúveis são parcialmente absorvidas de forma abiótica ou biótica. (CROSS *et al.*, 2021). A largura de um WC-FH depende do espaço disponível para construção de wetlands, mas a profundidade é mais importante, recomendada é de 30 a 60 cm (NIVALA *et al.*, 2019). Em contraste com o WC-SL, os WC de fluxo subsuperficial são mais seguros: como o nível da água está abaixo ou igual à altura do meio, os riscos à saúde relacionados a exposição às águas não tratadas são menores (OLIVEIRA, 2017).

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

Os WC-FV são estruturas nas quais as águas residuárias se carregam na superfície do filtro e percolam verticalmente através do filtro (Figura 7). São usadas quando é necessário o tratamento aeróbico das águas residuais (por exemplo, nitrificação), pois o ar penetra nos poros e aeriza o filtro, de modo que os processos de degradação aeróbica podem ocorrer (DOTRO *et al.*, 2021). Semelhante ao WC-FH requer um tratamento primário eficiente para evitar a colmatção do filtro, se usam plantas macrófitas emergentes, os processos físico-químicos e biológicos podem ocorrer no sistema como resultado de interações de plantas, meio e micróbios (CROSS, 2021).

Figura 7 — Wetlands construídos de Fluxo Subssuperficial Vertical (WC-FV)



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

Duas diferentes variações deste modelo WC são amplamente pesquisadas: o tipo francês, que são duas unidades que funcionam em série; e o WC de marés, que opera em ciclos de cheia e esvaziamento (ABDELHAKHEEM *et al.*, 2016).

3.3.1.4 Wetlands construídos de forma híbrida

Nesses sistemas as vantagens dos WC-SL, WC-FH e WC-FV podem ser combinadas para se complementarem e melhorar a eficiência do tratamento. Os WC híbridos são frequentemente usados em tratamento em larga escala. O conceito de estruturas de WC híbridas existe para melhorar a remoção de poluentes, já que WC individuais são incapazes de alcançar resultados viáveis (SAID *et al.*, 2020). Esse sistema eventualmente requer um tempo de retenção mais longo (até 15 dias), uma vez que combina dois ou mais sistemas (LI *et al.*, 2014). Este sistema oferece uma opção para obter a remoção simultânea de vários contaminantes, ao combinar dois ou mais sistemas que exibem capacidade diferente para poluentes específicos (SAEED *et al.*, 2019).

Na Tabela 1 é possível visualizar a eficiência de remoção de alguns parâmetros em wetlands naturais e em diferentes tipos de WC.

Tabela 1 - Eficiência de remoção de diferentes tipos de WC

Tipo de WC	Eficiência de Remoção (%)					
	DQO	DBO	NT	NH4-N	PT	SST
Natural	53–76	65-75	66-80	17	40-53	65-76
Fluxo Superficial Livre	41–90	~54	30-80	~73	27-60	-
Fluxo Horizontal (FH)	60-80	~65	30-50	20-40	10-50	> 75
Fluxo Vertical (FV)	70-90	~83	20-40	80-90	10-35	80-90
FV Tipo Francês	> 90	~93	20-60	60-90	10-22	> 90
FV de cheia e esvaziamento (Maré)	~89	86-99	47-70	83-94	20-43	90-99
Fonte: Cross <i>et al.</i> , (2021)						

3.3.2 Meio Filtrante

Os materiais de filtração desempenham um papel crucial na configuração do fluxo subsuperficial de wetlands construídos. A seleção do material filtrante é importante para condutividade hidráulica, crescimento de plantas, filtração de substâncias suspensas e coloidais,

sólidos e remoção de nutrientes (KURIKI, 2020). A filtração comumente usa materiais como cascalho e brita, fornecem suficiente condutividade, suportam muito bem o crescimento das plantas e são eficazes em retenção de sólidos em suspensão (SEZERINO *et al.*, 2015).

O uso potencial de alguns destes materiais pode ser restrito geograficamente, como granulados de cortiça para bioma mediterrânico e especialmente Portugal, o maior produtor de cortiça, proveniente da casca do sobreiro ou casca de arroz oriundo de países asiáticos, onde a rizicultura é uma atividade predominante (KATAKI *et al.*, 2021). Outros materiais como tijolos ou lascas de madeira podem estar disponíveis em todo o mundo. Alguns dos materiais testados, no entanto, não funcionaram bem, como garrafas PET trituradas (ZAMORA *et al.*, 2019). Existem pesquisas que já avaliaram outros tipos de materiais inertes como conchas e pneus, os quais apresentaram eficiências satisfatórias na remoção de poluentes (SILVA *et al.*, 2015).

Os sistemas que fazem uso de materiais tradicionais como meio suporte demonstraram eficiências satisfatórias na remoção de Demanda Química de Oxigênio - DQO (SILVA *et al.*, 2015). Alcançando remoções de DQO de 91% (DOS SANTOS, 2018) e de 93% (SOTIROPOULOU *et al.*, 2022). A utilização de plásticos por Khalifa *et al.*, (2020) alcançou eficiência de remoção de DQO de 88%, e Feng *et al.*, (2020) com camadas de biochar de bambu obteve eficiência de 95%.

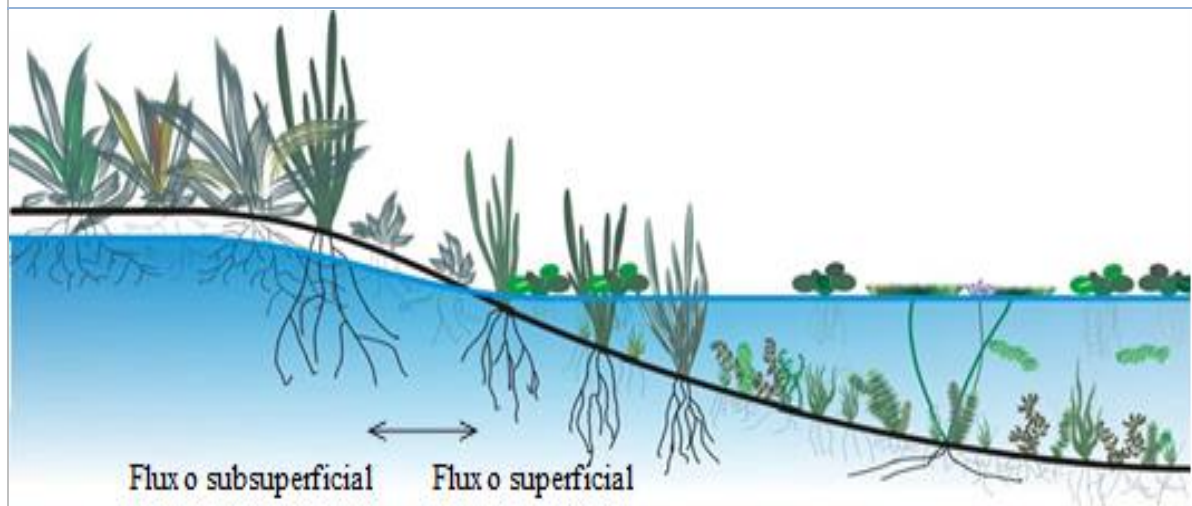
3.3.4 Macrófitas

As plantas cultivadas no sistema de wetlands construídas são chamadas de macrófitas aquáticas, hidrófitas, hidrófitas vasculares, plantas aquáticas ou plantas aquáticas vasculares. As macrófitas são plantas que crescem em ambientes de transição entre sistemas aquáticos e terrestres e produzem quantidades expressivas de matéria seca, com elevado teor de nutrientes (WETZEL, 2020).

É geralmente aceito que as macrófitas desempenham um papel importante na remoção de poluentes, mas os papéis das macrófitas são principalmente indiretos, como fornecimento de oxigênio para a rizosfera, fornecimento de substrato (raízes e rizomas) para o crescimento de bactérias aderidas ou isolamento durante períodos frios, no entanto, há evidências crescentes de que a seleção de macrófitas pode ser importante para a eficiência do tratamento (VYMAZAL, 2013).

As macrófitas podem ser classificadas em: Anfíbia: capaz de viver tanto em área alagada como fora da água, geralmente modificando a morfologia da fase aquática para a terrestre quando o nível da água abaixa; b) Emergente: enraizada no sedimento, com uma parte submersa e outra emersa; c) Flutuante fixa: enraizada no sedimento, possuindo folhas flutuantes; d) Flutuante livre: não enraizada no sedimento, podendo ser levada pela correnteza, pelo vento ou até por animais; e) Submersa fixa: enraizada no sedimento, caules e folhas submersos, geralmente emergindo a flor para fora da água; f) Submersa livre: não enraizada no fundo, totalmente submersa, geralmente emergindo somente as flores; g) Epífita: ocorre sobre outras plantas aquáticas, como é possível ver na Figura 8.

Figura 8 — Representação esquemática de macrófitas em um *wetland* natural



Fonte: Adaptado de Zanella (2008)

Para a escolha das macrófitas para sistemas de WC devem apresentar tolerância a ambientes eutrofizados, ter crescimento acelerado, incorporação de nutrientes, valor econômico, estética agradável, floração, entre outros (WETZEL, 2020). A utilização de plantas no tratamento de águas residuárias representa uma tecnologia emergente, eficiente, estética e de baixos custos energéticos, que está se revelando como boa alternativa aos sistemas convencionais.

3.3.4.1 *Echinodorus subalatus*

O gênero *Echinodorus* é representado por macrófitas aquáticas emergentes (Figura 9) que pertencem à família *Alismataceae*, representada por 12 gêneros e cerca de 80 espécies com distribuição subcosmopolita (HAYES *et al.*, 1998). Com exemplares espalhados do sul do México ao norte da Argentina, é na região tropical da América do Sul que são predominantemente encontrados (TABOSA; MATIAS; MARTINS, 2014). Presente nas regiões Nordeste e Centro-Oeste do Brasil, tem como habitat lagoas temporais, depressões úmidas, pântanos, savanas e planícies inundadas (LEHTONEN, 2008).

Figura 9 — Macrófita *Echinodorus subalatus*



Fonte: Autor (2023)

A planta examinada com o sistema no presente trabalho, *Echinodorus subalatus*, é conhecida popularmente por chapéu-de-couro-miúdo (POTT; POTT, 2000) ou como língua-de-vaca (MATIAS, 2007). As plantas perenes alcançam alturas de 25 a 60 centímetros, apresenta folhas simples, basais e pecioladas, com flores de cor branca que formam inflorescência do tipo panícula (MATIAS; SOARES, 2009).

Na qualidade de planta nativa do semiárido brasileiro, adaptada a sazonalidade e com rápido crescimento, a *E. subalatus* foi empregada em WC-FV no tratamento de águas cinzas, obtendo eficiências na remoção de DQO (88,4%), fósforo (46,0%) e surfactante (94,1%) (BERMUDEZ, 2022).

Em alguns países asiáticos outras espécies do gênero como: a *Echinodorus palaefolius*, foram empregadas também no tratamento de águas cinzas na Indonésia, removendo eficientemente 78,9% de DBO5 e 98,1% de SST (KASMAN, M.; HERAWATI, P.; ARYANI, N., 2018) e no tratamento de efluente doméstico, com eficiência de remoção de 66% de DBO5, 67% de PO4-P (METERAY; SUTANTO; PRIHATMO, 2023) DQO 50,8% e NO3-N 58,1% (PERDANA, *et al.*, 2018). Na Malásia foram tratados efluentes de aquicultura (carcinicultura e anguicultura), com WC-FS utilizando, respectivamente, *Echinodorus cordiofolius* e *Echinodorus amazonicums* (QUANG-TUONG; THANH, 2021; NHAN; TUONG 2020); A *E. amazonicum* e a *Echinodorus osiris* compuseram as policulturas utilizadas na descontaminação de aquíferos poluídos na China (YING *et al.*, 2014; WAN-RU, L.; ZHANG, L.; WEI-WEI; 2014).

Em diversos estudos as espécies *E. paleofolius*, *E. cordiofolius*, *E. macrophyllus* e *E. grandiflorus* demonstram eficientes na fitorremediação de chumbo, cromo, cádmio, mercúrio e outros metais pesados a níveis de traços (PORTELA *et al.*, 2012; RIBEIRO *et al.*, 2015; BARBOSA *et al.*, 2013; HASBI; BUDIJONO; HENDRIZALI, 2020).

Outro uso bem acentuado das *Echinodorus* é o paisagismo, muitas são importadas para países da Europa (Países Baixos, França, Alemanha, República Tcheca, Hungria, Áustria, Letônia, Suíça e Estônia) usadas na ornamentação de chafarizes e lagos (*E. paleofolius* e *E. cordiofolius*), e algumas espécies, de menor porte (*E. Bleheri* e *Echinodorus berteroi*), têm o aquarismo como finalidade (BRUNNEL, 2009).

No Brasil, os usos medicinais e alimentício das espécies *E. macrophyllus* e *E. grandiflorus* são os mais comuns (SANTOS *et al.*, 2021). As folhas destas espécies são utilizadas na medicina popular como fitoterápico para inflamações, distúrbios renais e como analgésico (PORTELA *et al.*, 2012), no tratamento de doenças relacionadas com obstetrícia, ginecologia, trato urinário e gastrointestinal (BOLSON *et al.*, 2015). O extrato foliar de *E. grandiflorus*, é usado como matéria prima para preparo de refrigerante (LIMA- DELLAMORA *et al.*, 2014) e a *E. macrophyllus* é adicionada à cerveja visando obtenção de uma bebida com elevada atividade antioxidante (MONTEIRO, 2016)

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Duas unidades de wetlands construídas de fluxo subsuperficial vertical (WC-FSSV) foram operadas para tratamento de águas cinzas sintéticas, em escala de laboratório. As condições das unidades foram as mesmas que apresentaram maior eficiência no tratamento de água cinza da pesquisa desenvolvida em escala piloto por Bermudez (2022).

4.1 O Experimento

O sistema WC-FV, em escala de laboratório, foi montado no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) *campus* Fortaleza (coordenadas: 3°44'47" S, 38°32'08" O). Este sistema foi constituído, inicialmente, por duas unidades WC para comparação de eficiência: uma de leito filtrante misto, a unidade 1 (WC-1), que segue as proporções (1:3) da altura do leito filtrante de Bermudez (2022); e uma unidade 2, (WC-2) que possui um leito filtrante de conchas marinhas duas vezes maior que WC-1, resultado numa proporção de substratos 1:1. Na Tabela 2 estão apresentadas as dimensões dos leitos das unidades WC e a realizada por Bermudez (2022).

Tabela 2 — Dimensões das unidades WC				
Leito filtrante		Bermudez (2022)	WC-1	WC-2
Altura (cm)	Camada de areia	10	4,4	4,4
	Camada de conchas	10	4,4	8,8
	Camada de tijolos	30	13,2	8,8
	Borda livre	30	5	5
	Total	80	27	27
Volume (L)	Leito	500	24,33	24,33
	Substrato	273	16,53	16,93
	Vazios	217	7,87	7,47
	Útil	130	10,8	11,2
Porosidade %		34	20,6	22,2
Fonte: Autor (2023)				

4.2 Materiais

4.2.1 Meio filtrante

Como meio filtrante foram utilizados tijolos cerâmicos, resíduos da construção civil, e conchas de moluscos bivalves da espécie *Anomalocardia brasiliiana*, resíduos oriundos da atividade marisqueira da cidade de Acaraú-Ceará.

Todos os materiais foram lavados com água corrente para retirada de impurezas grosseiras. Para cobrir a camada superior das unidades WC foi utilizada como matriz de suporte da planta, areia média de rio lavada, também usada na construção civil, e peneirada em malha de $\varnothing = 2,00$ mm.

4.2.2 Água Cinza Sintética

A água cinza sintética (ACS) utilizada neste experimento (Tabela 3) foi preparada de acordo com a metodologia de Abed e Scholz (2016), adaptada por Bermudez (2022). Estes autores usaram diferentes produtos de higiene e limpeza na da água cinza, porém neste estudo, optou-se por usar um surfactante (LAS) de pureza conhecida, o dodecil benzeno sulfonato de sódio ($C_{18}H_{29}O_3SNa$).

Semanalmente a ACS usada no experimento era preparada a partir de uma solução com todos os componentes listados na Tabela 3, os quais foram pesados e dissolvidos com água destilada, e depois reunidos em um balão de 2 L. Este conteúdo era vertido no alimentador de 25 L, aferido com água de abastecimento e homogeneizado antes das operações.

Tabela 3 — Composição da água cinza sintética (ACS)

Volume (L)		25
Componentes (g)	Amido solúvel	2,0
	Bicarbonato sódio	2,5
	Celulose microcristalina	0,4
	Cloreto de amônio	6,2
	Cloreto de cálcio	0,4
	Cloreto de magnésio	0,4
	Cloreto de sódio	2,0
	Extrato de levedura	2,5
	Fosfato de potássio	5,0
	Sacarose	20,0
	Surfactante	0,6

Fonte: Adaptado de Abed e Scholz (2016) *apud* Bermudez (2022)

4.2.3 Plantas

As mudas de macrófitas da espécie *Echinodorus subalatus* foram retiradas de uma área de brejo na localidade de Jacundá, município de Aquiraz, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará ($3^{\circ}53'57''\text{S}$, $38^{\circ}25'29''\text{O}$), como observa-se na Figura 10.

Figura 10 – Localização do ponto de coleta das macrófitas: a) na Região Metropolitana de Fortaleza; b) na localidade de Jacundá, e c) a vista superior inclinada



Fonte: Google Earth (2023)

As plantas foram transportadas em sacos plásticos para o laboratório, onde foram lavadas com água de abastecimento, podadas as partes ressecadas e em decomposição, e mantidas em beakers de plástico de 1L com solução nutritiva, sob iluminação artificial com

lâmpadas fluorescentes sem fotoperíodo, em ambiente climatizado a uma temperatura de 24°C. Mudanças extras foram mantidas (nas mesmas condições) para eventual troca futura de exemplares, caso necessário (Figura 11).

Figura 11 – Exemplares de *E. Subalatus* extras imersos em solução nutritiva



Fonte: Autor (2023)

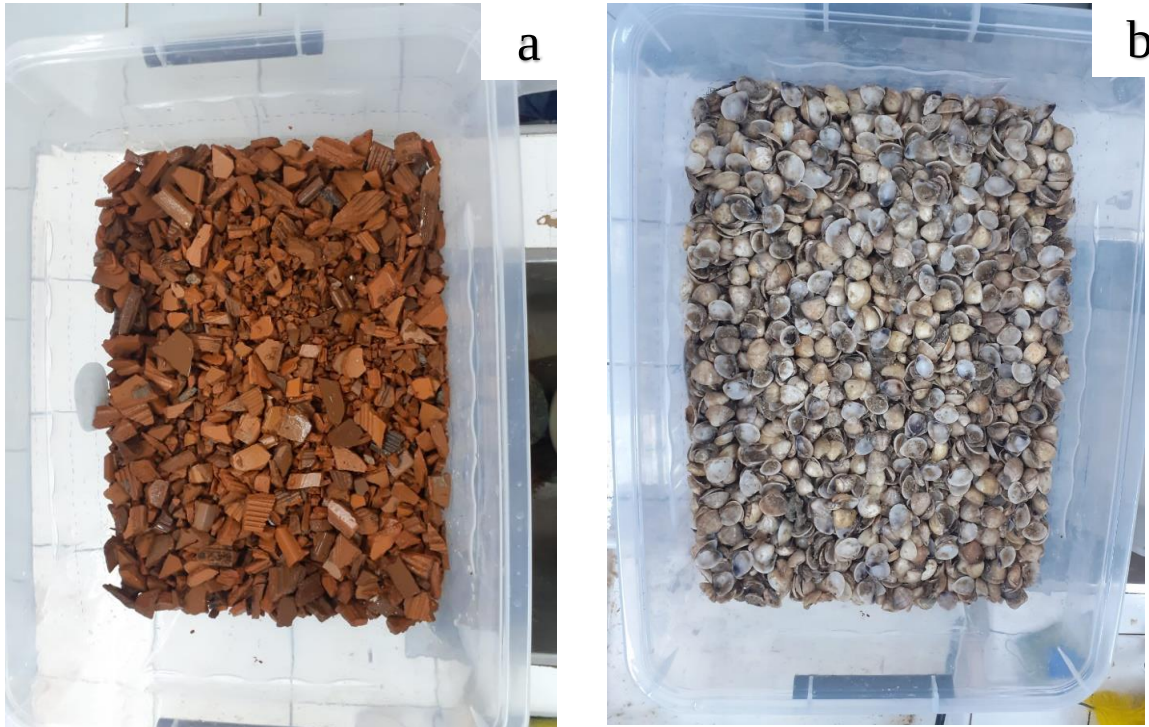
Neste experimento foram utilizadas duas mudas de *E. subalatus*, em cada unidade, plantadas a uma distância de 20 cm uma da outra, o que representa uma densidade vegetal aproximada de 1 muda/0,06 m². De acordo com a literatura, dependendo da espécie empregada, utiliza-se uma densidade de plantio de 4 a 120 mudas por metro quadrado (VON SPERLING; SEZERINO, 2018; MORAIS, 2019; BERMUDEZ, 2020).

4.3 Montagem do Sistema

Os WC foram montados em caixas plásticas, com capacidade para 30 litros, de base retangular, com dimensões de 42 cm de comprimento, 27 cm de largura e 29 cm de altura. As caixas foram preenchidas com um leito filtrante constituído por uma camada de tijolo quebrado (Figura 12a) sob uma cama de conchas marinhas (Figura 12b) e no topo, como suporte para as raízes das plantas uma camada de areia (Figura 13). O volume dos substratos equivale a 16,53

L na unidade WC-1 e 16,93 L na unidade WC-2, correspondendo, respectivamente, a um volume útil de 10,8 L e 11,2 L.

Figura 12 — Preenchimento com os substratos: tijolo quebrado (a) e concha marinha (b)



Fonte: Autor (2023)

Figura 13 – Preenchimento com os substratos: areia média de rio lavada



Fonte: Autor (2023)

4.4 Configuração do Sistema

A pesquisa foi conduzida por 176 dias em duas etapas: a primeira, comparando as duas unidades WC em termos de eficiência de remoção de matéria orgânica, a qual durou 78 dias; e a segunda etapa, operando apenas a unidade mais eficiente da primeira etapa por 98 dias, contudo nesta etapa a unidade foi operada em duas fases distintas, uma, a princípio, sem vegetação (SV) e depois com vegetação (CV).

Na primeira etapa, os primeiros 22 dias (03 de novembro de 2022 a 24 de novembro de 2022) foi caracterizado como um período de adaptação. O período de adaptação foi adotado seguindo as recomendações de Subtil *et al.* (2018), e é destinado à adaptação biológica das plantas ao novo meio. Esse autor ainda relata, que para evitar o estresse das mudas de macrófitas, pela mudança ambiental devido ao aporte maior de carga poluente, 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 aos poucos (SUBTIL *et al.*, 2018).

Durante os 176 dias foram realizados 25 ciclos no sistema WC, conforme a Tabela 4.

Tabela 4 — Etapas do experimento

Etapa	Unidade	Fase	Composição da ACS/água de abastecimento (L)	Período		Nº Ciclos	Nº Dias
				Início	Término		
Primeira	WC-1 e WC-2	Adaptação	6,25/18,75	03/11/2022	11/11/2022	1	8
			12,5/12,5	11/11/2022	18/11/2022	1	7
			18,75/6,25	18/11/2022	24/11/2022	1	7
		Operação WC	25/0	24/11/2022	19/01/2023	8	56
Segunda	Mais eficiente	Operação SV	25/0	11/04/2023	30/05/2023	7	49
		Operação CV	25/0	30/05/2023	18/07/2023	7	49

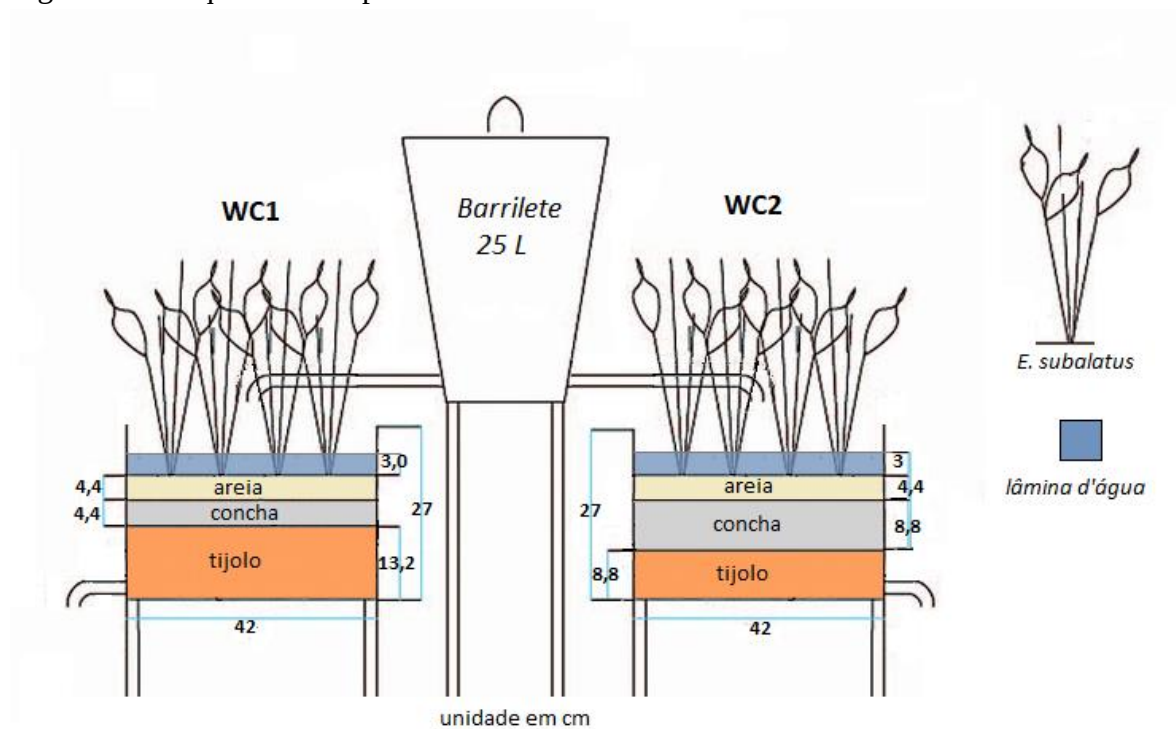
Fonte: Autor (2023)

As unidades WC, a princípio, foram alimentadas com a ACS por três semanas, sendo que a cada semana a concentração era aumentada gradativamente. Na primeira semana a concentração era de 25% de ACS e 75% de água de abastecimento; na segunda semana de 50% de ACS e 50% de água de abastecimento; e na terceira semana 25% de água de abastecimento

e 75% de ACS. Na quarta semana, utilizou-se a ACS sem diluição (100%) e deu-se início à fase de operação, desta etapa. Da mesma forma que na fase de adaptação, essa fase de operação se deu por bateladas com ciclos de sete dias.

Na segunda etapa, operando apenas a unidade que se mostrou mais eficiente na primeira etapa, foram realizados 14 ciclos: operando sete ciclos em uma fase sem vegetação, e sete ciclos em uma fase vegetada. Diferente da primeira etapa a iluminação do sistema obedeceu a um fotoperíodo de 12h/12h.

Figura 14 – Esquema do experimento com alimentador e as 2 unidades WC

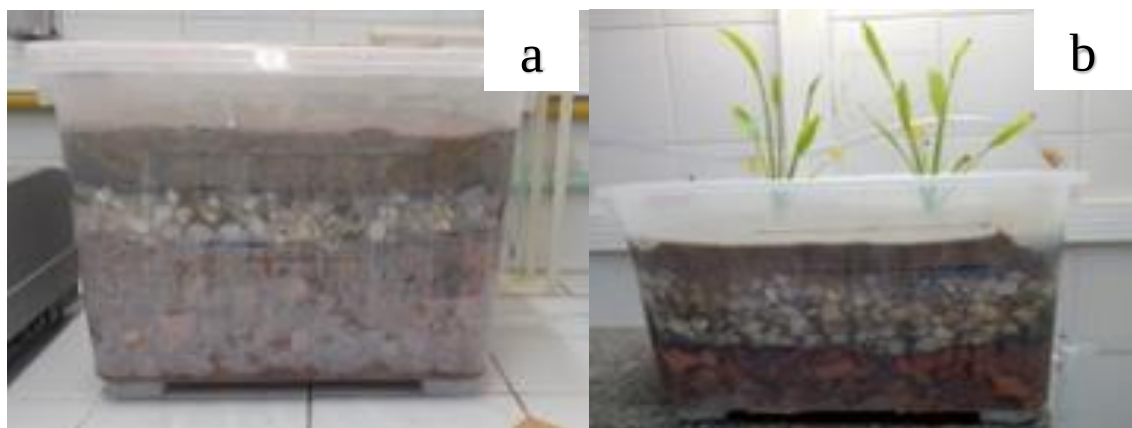


Fonte: Autor (2023)

A água cinza sintética (ACS) foi transportada através de mangueiras de plástico por gravidade de um barrilete de capacidade de 25 litros, o qual servia de alimentador para as duas unidades WC. O afluente era distribuído na unidade por gotejamento, numa vazão média de 0,09 L/min para as duas unidades WC. No processo de alimentação a vazão era ajustada, se necessário, para manter-se estável durante todo o processo de enchimento. Na parte inferior de cada unidade foi colocada uma tubulação de drenagem de plástico para facilitar a coleta dos efluentes. Na saída de cada WC, foi instalada uma torneira de filtro com vazão regulável. Ao final de um ciclo de operação, os WC ficavam de repouso por 1 h e o reservatório era lavado

com água de abastecimento para receber uma nova ACS e iniciar um novo ciclo. Na Figura 14 está representada o esquema do experimento e na Figura 15 as unidades montadas.

Figura 15 – Unidade WC montada: (a) somente com o meio filtrante, (b) com as plantas



Fonte: Autor (2023)

4.5 Coletas e Análises

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 análises e as metodologias utilizadas estão apresentadas no Quadro 3.

Quadro 3 – Metodologias dos parâmetros físicos e químicos

PARÂMETRO	UNIDADE	MÉTODO		REFERÊNCIA
pH	-	Potenciométrico		APHA (2012)
CE	µS.cm ⁻¹	Condutivimétrico		
Dureza	mgCaCO ₃ .L ⁻¹	Titulométrico com EDTA		
OD	mg.L ⁻¹	Multiparamétrico		
SDT		Gravimétrico com filtração em membrana microporosa		
SST				
DQO		Espectrofoto métrico	Digestão com dicromato de potássio	
Fósforo			Ácido ascórbico	
Surfactante			Extração clorofórmio (adaptado)	
N-amoniacal			Nesslerização direta	
Nitrito			Sufanilamida	
Nitrato			Salicilato de sódio	RODIER (1990)

Fonte: Autor (2023)

No final de cada ciclo cerca de 2 L do efluente de cada unidade WC foram coletados: 1 L de amostra bruta eram armazenados em frascos de polietileno, outros 500 mL das amostras foram filtrados em membrana de celulose e armazenada em frascos de vidro âmbar, e outros 500 mL das amostras foram acidificadas até um pH na faixa entre 1,5 e 2 com ácido sulfúrico (H₂SO₄) e armazenados em frascos de vidro transparente.

Todos os recipientes foram mantidos sob refrigeração à temperatura de, aproximadamente, 4°C, a fim de que seus componentes fossem preservados. O restante do efluente foi descartado na rede de esgoto do laboratório.

Os dados relativos aos parâmetros físicos e químicos nos afluentes e efluentes do sistema de tratamento foram analisados por meio de testes estatísticos descritivos, de forma a verificar a tendência central, a amplitude e a dispersão. Para os parâmetros analisados, foram calculados as médias aritméticas, a mediana, os valores máximos e mínimos, o desvio padrão, os quartis inferior e superior, os percentis 25 e 75%, bem como as eficiências de remoção.

Os resultados foram analisados no software *PAST: statistics*, versão 2.17c. 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 diferenças nas eficiências de remoção do leito plantado e não plantado, durante o período de monitoramento.

As variações dos valores paramétricos de ACS e dos efluentes de WC são usados para calcular a eficiência de remoção do sistema através da Equação 1.

$$ER = \left(\frac{Ci - Cf}{Ci} \right) \times 100 \quad (\text{Eq. 1})$$

Sendo: ER - eficiência de remoção; Ci - concentração inicial; Cf - concentração final.

Um resultado positivo indica que houve uma diminuição ou remoção no sistema do parâmetro analisado, enquanto um valor que representa uma remoção negativa indicará, na verdade, uma produção ou acúmulo daquele parâmetro.

Foram gerados gráficos box-plots para melhor visualização dos resultados da estatística descritiva dos parâmetros analisados, além de gráficos representativos da variação temporal e da eficiência de remoção dos parâmetros no sistema.

4.6 Avaliação das plantas

Para verificar a adaptação das espécies vegetais no sistema foi feito um monitoramento semanal quanto aos parâmetros fisiológicos de crescimento, número de plantas e folhas, aparecimento de brotos, desenvolvimento de folhas e flores, por contagem e altura das plantas.

Figura 16 – Plantas limpas sendo medidas (a) e depois de podadas (b)



Fonte: Autor (2023)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização da Água Cinza Sintética (ACS)

As características físico-químicas da ACS (ACS) usada como afluente do sistema que foram analisadas ao longo da campanha amostral foram: pH, condutividade elétrica (CE), Dureza Total (DT), DQO, Fósforo Total (PT), nitrito ($\text{NO}_3\text{-N}$), nitrato ($\text{NO}_2\text{-N}$), N-amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$), surfactante (LAS), oxigênio dissolvido (OD), sólidos totais (ST) e suas frações dissolvida e suspensa (SDT e SST).

A concentração média e o desvio padrão desses parâmetros, bem como os valores máximos e mínimos são mostrados na Tabela 5

Tabela 5 - Estatística descritiva das amostras de ACS

Parâmetros (unidade)	Mínimo	Máximo	Média	DP	CVar
pH	6,61	7,11	6,83	$\pm 0,2$	2,27%
CE	1256	1452	1430	$\pm 60,4$	4,22%
DT ($\text{mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$)	100	175	135,7	$\pm 23,5$	17,34%
DQO (mg.L^{-1})	713,7	1030	810,2	$\pm 95,0$	11,72%
PT (mg.L^{-1})	29,6	39,8	35,3	$\pm 3,4$	9,65%
$\text{NO}_3\text{-N}$ (mg.L^{-1})	9,7	33,8	20,5	$\pm 6,4$	31,14%
$\text{NO}_2\text{-N}$ (mg.L^{-1})	2,8	4,1	3,4	$\pm 0,5$	13,55%
$\text{NH}_4\text{-N}$ (mg.L^{-1})	51,5	60,3	57,7	$\pm 2,6$	4,57%
LAS (mg.L^{-1})	3,4	6,14	4,3	$\pm 0,9$	20,28%
OD (mg.L^{-1})	1,2	3,1	1,9	$\pm 0,5$	27,83%
ST (mg.L^{-1})	1360	1614	1498	$\pm 82,1$	5,48%
SDT (mg.L^{-1})	628	936	747	± 71	9,47%
SST (mg.L^{-1})	640	897	751	± 80	10,70%

Fonte: Autor (2023)

As análises das amostras de ACS mostraram as seguintes características: pH foi 6,61 - 7,11, CE 1256 – 1452 S.cm^{-1} e OD 1,2 – 3,1 mg.L^{-1} .

As concentrações de ST e suas frações dissolvida e suspensa variaram, respectivamente, 1360 – 1614 mg.L^{-1} , 628 – 936 mg.L^{-1} e 640 – 897 mg.L^{-1} .

Os valores de dureza flutuaram de 100 a 175 $\text{mgCaCO}_3\text{.L}^{-1}$, de DQO na faixa 713,7 – 1030 mg.L^{-1} , surfactante na faixa 3,4 – 6,1 mg.L^{-1} . O nutriente Fósforo variou entre 29,6 e 39,8

mg.L⁻¹, enquanto que as frações nitrogenadas NH₄-N, NO₂-N e NO₃-N estavam na faixa de 51,5 – 60,3 mg.L⁻¹, 2,8 – 4,1 mg.L⁻¹ e 9,7 – 33,8 mg.L⁻¹, respectivamente.

Notou-se que as concentrações destes parâmetros nas amostras de ACS eram comparáveis aos valores de Caputo *et al.*, (2019), Kasman; Herawati; Aryani (2018), Abed; Scholze (2016).

A Demanda Química de Oxigênio na água cinza geralmente varia na faixa de 25 a 2.878 mg.L⁻¹. O uso excessivo de produtos químicos para fins de limpeza e resíduos de alimentos são a principal razão para a elevada concentração perceptível de DQO em águas cinzas (UTHIRAKRISHNAN *et al.*, 2022), como nesta pesquisa.

5.2 DQO e eficiência de remoção em matéria orgânica

Em termos de DQO, os resultados obtidos foram bastante satisfatórios ao tratar a água cinza. A concentração média na entrada diminuiu de 968,08 ± 121 mg/L para 185,50 ± 62 mg/L na unidade WC-1 e para 152,18 ± 71 mg/L na unidade WC-2, o que representa uma eficiência de remoção média de 80,81 ± 6,0% e 84,39 ± 6,8%, respectivamente.

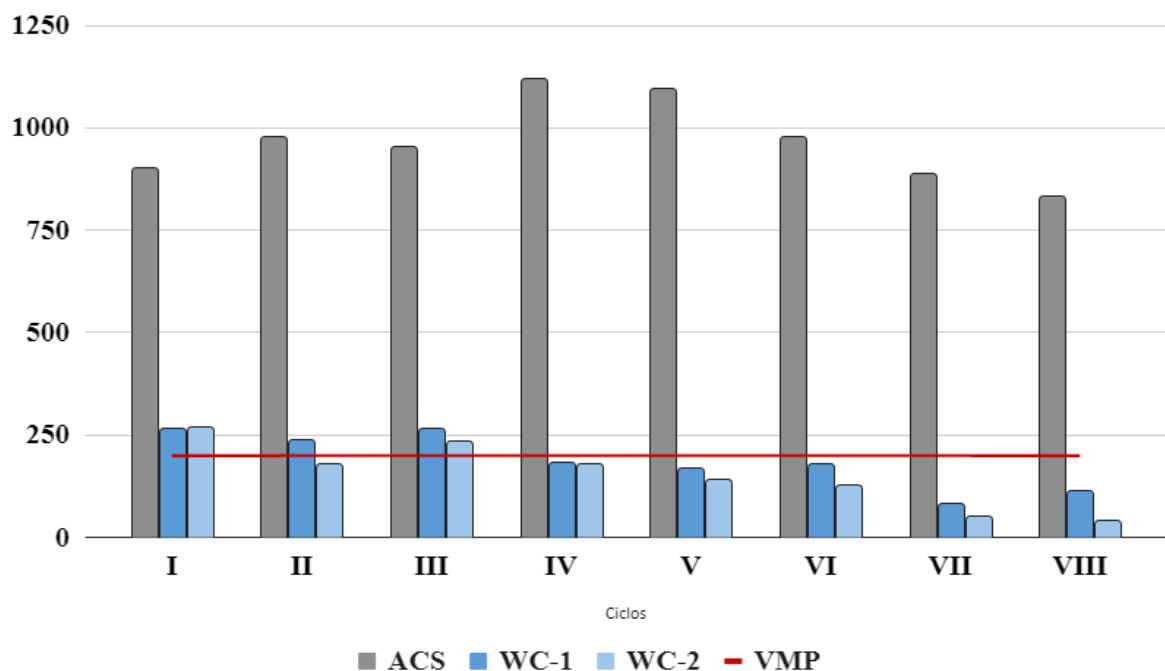
Os valores alcançados nesta etapa do estudo apresentam eficiência média remoção de DQO de 80,8% do WC-1 e de 84,4% em WC-2, próximo ao alcançado por Bermudez (2022) que foi de 88,43%, com wetlands construídos de fluxo vertical para o tratamento de águas cinzas, em escala piloto, TDH de 7 dias, meio misto conchas de tijolos e cerâmicos. Na maior parte dos casos, como em Magalhães Filho *et al.*, (2018); Caputo *et al.*, (2019); Rizon (2020); Ravichandran, *et al.*, (2021), esses sistemas funcionam de forma eficiente, por considerar a eficácia da redução de DQO. Esses registraram, respectivamente, eficiência de remoção de 82,0%; 88,0%; 88,1% e 93,3%.

O valor típico esperado para WC de fluxo vertical ao tratar água cinza efluente de 80% (OTENG-PEPRAH, ACHEAMPONG; DE VRIES *et al.*, 2018). Na literatura, são reportados valores de remoção de matéria orgânica que variam de 63% a 93% (SILVA *et al.*, 2015) e essas diferentes remoções reportadas se devem a fatores, principalmente, operacionais, como o TDH. Sotiropoulou *et al.*, (2023) observaram que nos WC-FV preenchidos com areia e cultivados com *Zantedeschia aethiopica*, nos TDH de 7, 14 e 21 dias, observaram que a melhor eficiência de remoção de DQO no tratamento com 7 dias, atingiram 93%. A redução do tempo de interação entre matéria orgânica e micro-organismos estabelecidos no Wetland tiveram como resultado a

diminuição no desempenho de remoção de DQO (SOTIROPOULOU *et al.*, 2023). Da mesma forma, Kotsia *et al.*, (2020) registraram uma remoção de DQO no seu sistema experimental WC-FV, de 96%, operado por 7 dias, mesmo tempo de detenção hidráulica adotado neste estudo.

Na primeira etapa mesmo com concentrações de DQO médias do efluente WC-1 ($185,5 \pm 62 \text{ mg.L}^{-1}$) e WC-2 ($152,2 \pm 70,9 \text{ mg.L}^{-1}$) abaixo do VMP de 200 mg.L^{-1} para o lançamento direto em corpo hídrico, observa-se na série amostral (Figura 17) que houve ciclos (I, II, III) em que a DQO não atendia o padrão estabelecido pela legislação do estado (CEARÁ, 2017). Apenas nos ciclos posteriores, quando há uma estabilidade do sistema que se registra valores conforme aos padrões legais de lançamento de efluentes.

Figura 17 - Série amostral de DQO na 1ª etapa

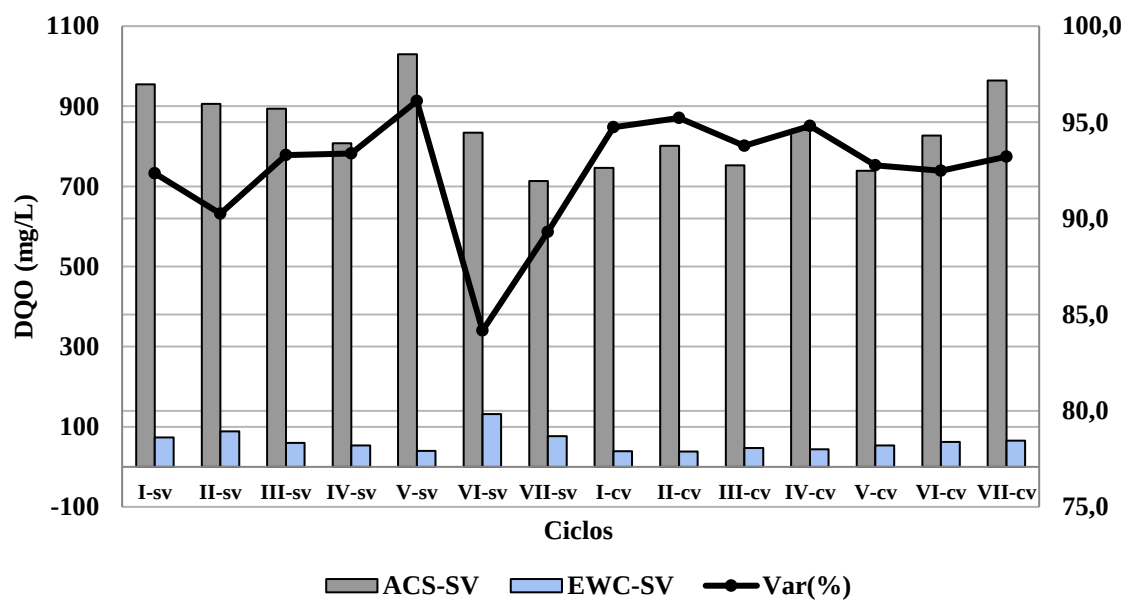


Fonte: Autor (2023)

Ao realizar a análise estatística das médias de eficiência de remoção de DQO entre WC-1 e WC-2, com a correlação ANOVA ($p < 0,05$ ou 95% de confiança), não é possível concluir que existe uma diferença significativa entre as unidades WC, pois o valor-p foi maior que 0,05 (0,38). Assim percebeu-se que as distintas proporções de conchas usadas como meio filtrante nas unidades WC não influenciaram na eficiência do sistema.

Apesar da diferença das eficiências de remoção de DQO não ser estatisticamente significativa, a WC-2 foi escolhida para operar na segunda etapa em fases sem vegetação e com vegetação, a Figura 10 apresenta a série amostral com a variação das concentrações de DQO na ACS e efluente do sistema WC (EWC), nesta segunda etapa.

Figura 18 – Série amostral de DQO na 2ª etapa



Fonte: Autor (2023)

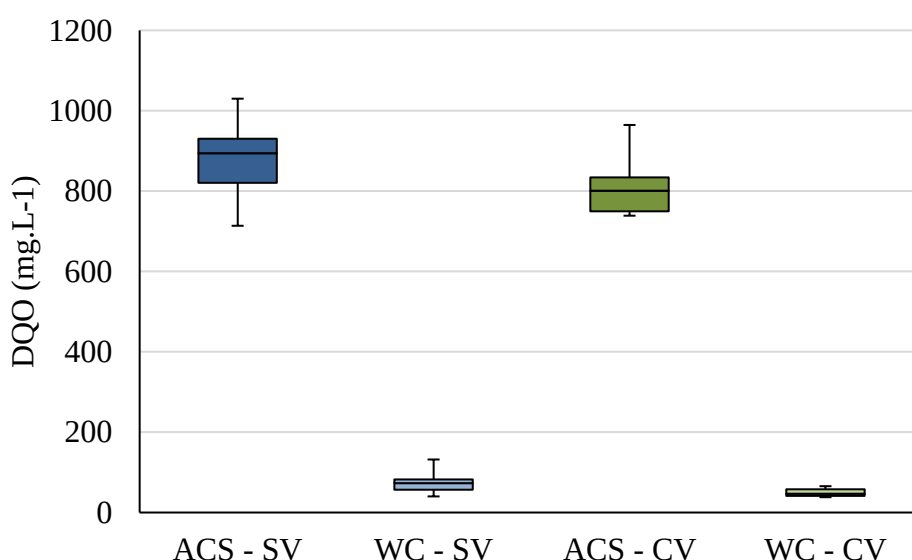
A concentração média de DQO durante a fase CV diminuiu de $810,2 \pm 79,2 \text{ mg.L}^{-1}$ na ACS para $49,9 \pm 10,8 \text{ mg.L}^{-1}$ no EWC, alcançando uma eficiência de remoção do sistema de $93,9 \pm 1,1\%$. Enquanto na fase SV a concentração média diminuiu de $877,1 \pm 103,3 \text{ mg.L}^{-1}$ na ACS para $74,8 \pm 29,8 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente do WC, alcançando a eficiência de remoção de $91,3 \pm 3,8\%$. Nesta fase houve uma menor estabilidade dos valores do efluente, flutuando entre 40,1 a 132 mg.L^{-1} , daqueles da fase sem vegetação que variaram de 38,2 e $65,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Novamente ao realizar a análise estatística das médias de eficiência de remoção de DQO no WC quanto as presenças/ausências de vegetação não foram significantes estaticamente.

As médias de eficiência de DQO da segunda etapa ($91,3 \pm 3,8\%$ SV e $93,9 \pm 1,1\%$ CV) foram superiores às da primeira etapa, a eficiência de remoção foi $84,39 \pm 6,8 \%$. É possível que o leito mais antigo, com uma microbiota bem estabelecida, mais desenvolvida com

organismos mais adaptados, e as características da ACS proporcionaram uma maior degradação, expressa em valores de DQO.

Da mesma forma, Ravichandran, *et al.*, (2021) registraram uma variação na concentração de DQO no tratamento de água cinza de seu sistema experimental WC-FV de 93,3 %, enquanto os valores de DQO diminuíram de cerca de 430,5 mg.L⁻¹ para 37,4 mg.L⁻¹. Eficiências de remoção de até 95 % também foram medidas por Elfanssi *et al.*, (2018), com as concentrações de DQO no efluente variando de 20 a 138 mg/L (a partir de 226 mg.L no afluente), dependendo fortemente do tipo de substrato do sistema WC-FV, bem como da profundidade. Eficiências de remoção de DQO mais baixas foram medidas por Kilingo; Bernard; Hongbin (2022), em que observaram concentração média de DQO diminuir de 224 ± 41 mg/L para cerca de 47 ± 12 mg.L⁻¹ no efluente, correspondendo a uma remoção média de cerca de 80%. Kpannieu *et al.*, (2022) mediram eficiências de remoção de DQO de 93% a 98%, e as concentrações de DQO flutuaram de 60 a 280 mg/L no afluente, diminuindo para valores que variaram de 5 a 40 mg/L no efluente. Mas não comprometendo a eficiência do sistema, cujas diferenças mantiveram não significativas estatisticamente nesta etapa. As médias próximas podem ser observadas na Figura 19.

Figura 19 – Variação da Demanda Química de Oxigênio na 2ª etapa



Fonte: Autor (2023)

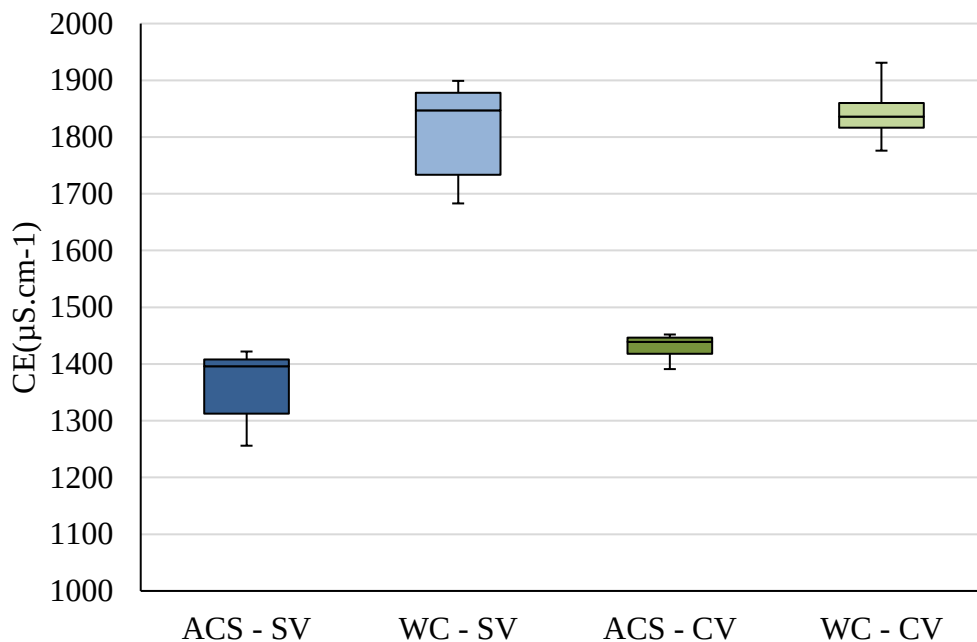
Diferente da primeira, todos os valores das concentrações dos efluentes na segunda etapa estavam conforme a legislação, variando entre 40,1 e 132 mg.L⁻¹ na fase SV e 38,2 e 65,5

mg.L⁻¹ na fase CV, abaixo do VMP de 200 mg.L⁻¹ para o lançamento direto em corpo hídrico. Confirmado que depois do sistema estabilizado a eficiência de remoção aumentou.

5.3 Parâmetros Condutividade Elétrica, SDT, Dureza Total e pH

A condutividade elétrica da ACS no sistema WC apresentou valores variando entre 1256,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$ e 1452,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, e valor médio de $1394,7 \pm 60,4 \mu\text{S.cm}^{-1}$. Em comparação com as características das águas cinzas do experimento WC-FH de Baracuh *et al.*, (2015), que registrou CE média de 3280,0 $\mu\text{S.cm}^{-1}$; e do esgoto sanitário usado como afluente nas unidades WC-FV no trabalho de Rahi *et al.*, (2020) que registrou 3100 $\mu\text{S.cm}^{-1}$, os valores para o presente estudo, referente a variável CE são consideravelmente menores. Contudo, diferentemente desses mesmos estudos, houve um aumento nos resultados de CE nos efluentes produzidos por este sistema WC-FV, tanto na fase sem vegetação quanto na vegetada, foram de respectivamente $1807,4 \pm 96,6$ e $1842,3 \pm 49,4 \mu\text{S.cm}^{-1}$, a variação desses valores pode ser observada na representação gráfica da Figura 20.

Figura 20 Variação da Condutividade Elétrica

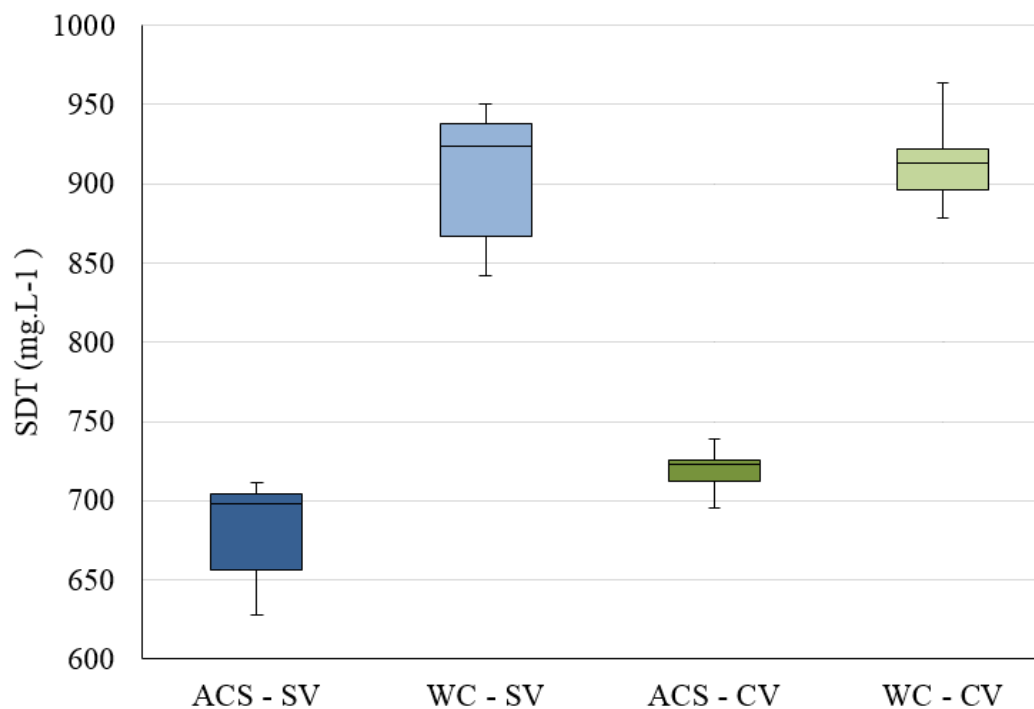


Fonte: Autor (2023)

Oliveira (2017) avaliou o tratamento de efluente de indústria de laticínio por sistema WC-FV em escala piloto, menciona que a variável CE está diretamente associada à

concentração de íons dissolvidos, como sólidos dissolvidos e salinidade. Assim quanto maior for o conteúdo salino de uma solução, maior será sua condutividade elétrica. Como a condutividade elétrica em uma solução é proporcional à concentração de sólidos dissolvidos totais presente no meio, existe relação de proporcionalidade entre o valor da CE e a concentração de SDT. Na Figura 21 estão apresentadas as variações das concentrações de SDT, cujos valores registrados da ACS na fase sem vegetação foi de 628 mg.L⁻¹ a 711 mg.L⁻¹, com média de 679,9 ± 33,4 mg.L⁻¹; e, na fase vegetada variou entre 696 e 736 mg.L⁻¹ com média 718 ± 14,1 mg.L⁻¹.

Figura 21 – Variação de Sólidos Dissolvidos Totais



Fonte: Autor (2023)

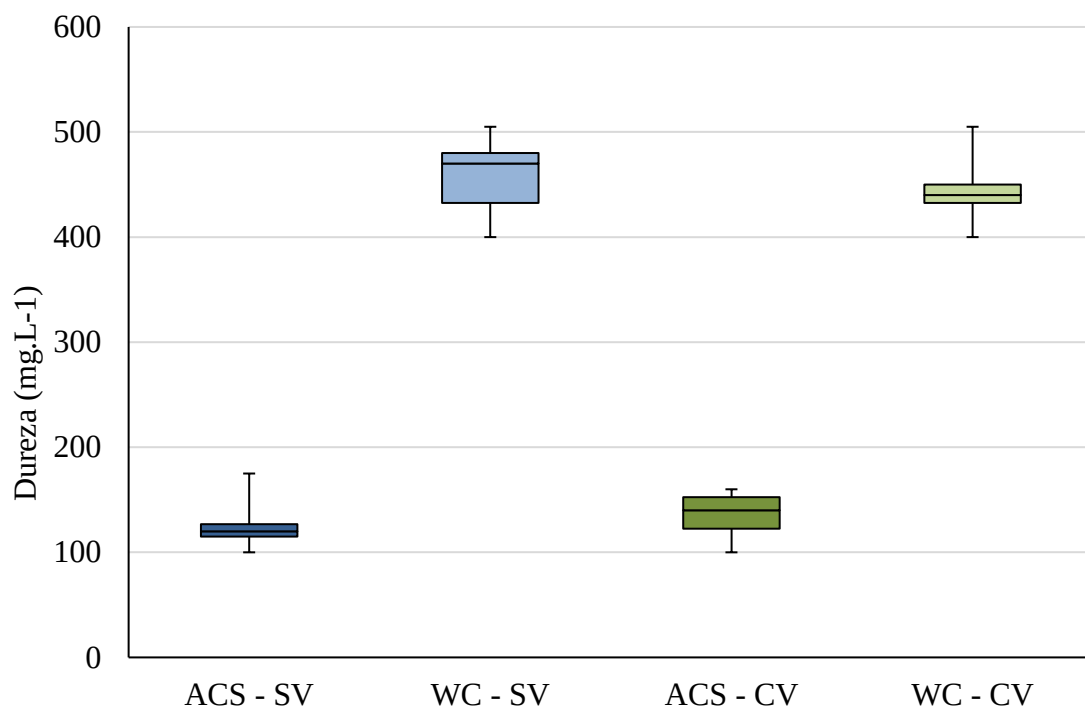
Como nos resultados de CE observou-se um aumento das concentrações de SDT nas saídas das unidades WC. O valor médio de SDT do efluente da WC na fase sem vegetação teve variação de 842,1 a 950,4 mg.L⁻¹ com média de 903,7 ± 46,3 mg.L⁻¹ e durante a fase CV variou de 888,1 e 963,7 mg.L⁻¹, com média 919,8 ± 21,3 mg.L⁻¹. Ambos valores menores, quando comparados com os obtidos por outros autores (NIVALA *et al.*, 2019; SOLER *et al.*, 2019; CHEN *et al.*, 2016; COLARES & SANDRI, 2016). Apesar de Baracuh *et al.*, (2015) ressaltar que a medida da CE é um indicador do perigo da salinidade no meio, que pode ser um fator de

estresse para a planta, esse aumento pode ocorrer por várias razões e afetar diversos aspectos do ecossistema da wetland (KHALIFA *et al.*, 2020).

O aumento da concentração de sólidos dissolvidos em WC pode ter várias implicações para o funcionamento e a eficácia desses sistemas. Os SDT referem-se a minerais e outras substâncias que estão dissolvidas na água (METCALF; EDDY, 2016). As taxas de remoção de íons (como Na^+ , Ca^{++} e Mg^{++}) são relativamente baixas, o que corrobora para o aumento na CE, o que pode ser devido à dissolução da matéria orgânica na água tratada, levando ao aumento também de sólidos dissolvidos totais (SDT) e afetando subsequentemente a CE (OTENG-PEPRAH *et al.*, 2018).

Assim, como o material filtrante, constituído por conchas e tijolos, usado nesta pesquisa, pode liberar compostos iônicos, a decomposição de resíduos vegetais das plantas macrófitas, também contribuem para o aumento das concentrações de CE e SDT. Entretanto, sistemas de tratamento do tipo WC não tem como função a remoção de íons que estejam na forma dissolvida nos efluentes (DIAZ; NUNES, 2020).

Figura 22 – Variação da Dureza Total



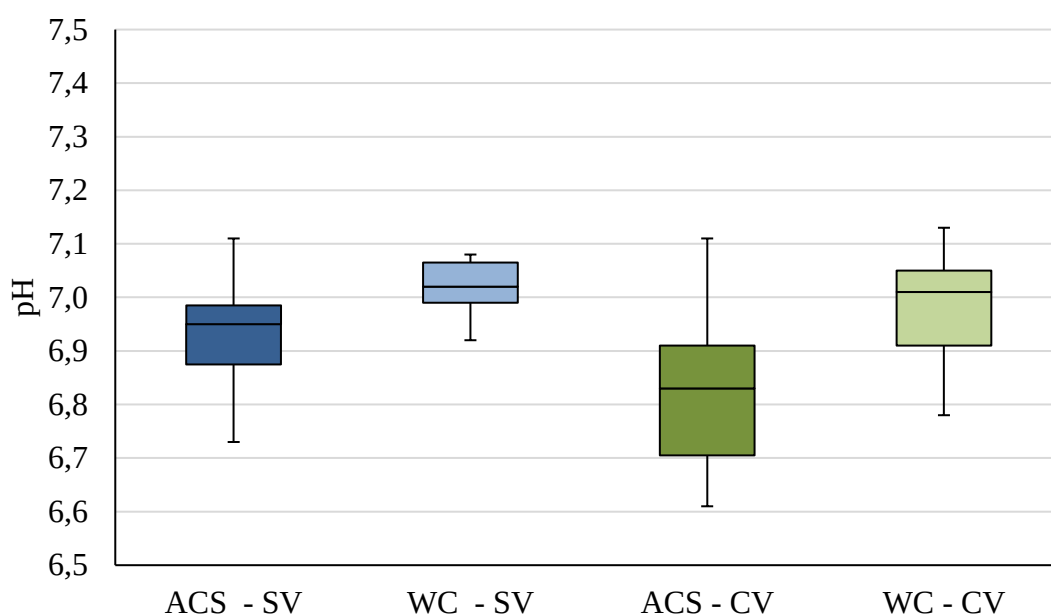
Fonte: Autor (2023)

Outro parâmetro que se observou um aumento dos valores no efluente tratado foi a dureza total. Na Figura 22 observou-se que a variação de dureza da ACS na fase sem vegetação foi de 100 mg.L⁻¹ a 175 mg.L⁻¹, com média de $125,5 \pm 23,8$ mg.L⁻¹; e, na fase vegetada variou entre 100 e 160 mg.L⁻¹ com média $135,7 \pm 23,9$; enquanto que o efluente da WC na fase sem vegetação teve variação de 400 a 505 mg.L⁻¹ com média de $457,1 \pm 37,3$ e que na unidade durante a fase CV variou de 400 e 505 mg.L⁻¹, com média $444,3 \pm 31,7$ mg.L⁻¹.

A presença de minerais em conchas e tijolos pode conter carbonato de cálcio, que podem se dissolver gradualmente na água ao longo do tempo, aumentando a concentração de íons de cálcio e magnésio, o que conduz ao aumento da dureza da água (PINHEIRO, 2021). A interação entre os minerais presentes nas conchas, tijolos e a água presente na wetland pode levar a processos químicos complexos que aumentam a dureza.

O aumento da dureza pode ter consequências para os organismos aquáticos, afetar a disponibilidade de nutrientes e influenciar os processos biogeoquímicos que ocorrem nas wetlands. Das concentrações de Ca em níveis mais elevados de dureza da água pode reduzir a permeabilidade epitelial e, assim, a difusão passiva e a energia necessária para a osmorregulação (ZAK *et al.*, 2021).

Figura 23 – Variação de pH nas fases sem vegetação e com vegetação



Autor (2023)

Na Figura 23 observou-se que a variação de pH da ACS na fase sem vegetação foi de 6,73 a 7,11 com média de $6,9 \pm 0,1$, e na fase vegetada variou entre 6,61 e 7,11 com média $6,8 \pm 0,2$; enquanto que o efluente da WC na fase sem vegetação teve variação de 6,92 a 7,08 com média de $7,0 \pm 0,1$ e que na unidade durante a fase com vegetação variou de 6,78 a 7,13 com média também $7,0 \pm 0,1$.

Neste trabalho, segundo os dados obtidos do pH tanto da ACS quanto do efluente do WC encontram-se próximo da neutralidade, com as amostras afluentes levemente mais ácidas que as efluentes, dentro da faixa considerada ideal, condição esta, que facilita os processos de nitrificação e desnitrificação nos wetlands, propiciando crescimento microbiano de bactérias generalistas adaptadas a estes valores, como as nitrificantes, conforme Ito *et al.*, (2019). Ma *et al.*, (2020) verificaram que valores de pH nas amostras tanto de afluente quanto de efluente na faixa de 6,5 a 7,5 sendo considerada ótima para o processo de desnitrificação.

Os valores de pH podem influenciar significativamente os processos de nitrificação e desnitrificação tanto em wetlands plantados como não plantados, onde manter um pH levemente alcalino (7 a 8) favorece esses processos, pois ambas as atividades prosperam nessas condições (SANCHÉZ *et al.*, 2021).

Ravichandran *et al.*, (2021) e Lacko *et al.*, (2021) encontraram em seus estudos valores de pH próximo a neutralidade no efluente de sistemas WC de fluxo vertical com combinações das espécies *Canna indica* e *Phragmites* e *Canna indica* e *Pontederia cordata*, respectivamente. Osei, Abagale e Konate (2022) relataram que o contato das plantas com o efluente é importante, visto que ela absorve nutrientes presentes no meio.

Os valores de pH das águas residuárias são importantes para os processos de degradação anaeróbica da matéria orgânica (GONÇALVES *et al.*, 2020). Isso se deve à alta sensibilidade das bactérias responsáveis pela formação do gás metano no sistema. A atividade das arqueas metanogênicas, têm um rendimento ótimo na faixa de pH entre 6,6 e 7,4 (KAITOLA *et al.*, 2020).

Valores abaixo de 6,0 ou acima de 8,0 diminuem consideravelmente o processo de degradação anaeróbia, o que leva ao acúmulo de ácidos graxos voláteis no sistema e a uma diminuição subsequente no valor de pH, prejudicando organismos metanogênicos no sistema de wetlands (ALMUKTAR *et al.*, 2017).

Abunaser e Abdelhay (2020) trataram águas cinza de um assentamento rural usando WC de fluxo vertical plantado com capim dos pampas (*Cortaderia selloana*) e cascalho como

meio filtrante, em que o pH afluente variou dentro da faixa de neutralidade (6,9 a 7,6) e verificaram que o pH do efluente tendeu a aumentar, embora sem diferenças significativas em comparação com o pH afluente.

Em geral, o pH de águas cinzas tende a variar de (6 a 8,2). Baixos valores de pH em águas cinzas devem-se à ocorrência de aminoácidos (UCHIHA KRISHNAN *et al.*, 2022). Há na literatura registros de pH acima de 9 para água cinza justificado pelo uso de alguns produtos, como sabão em pó, detergentes e amaciante, pode elevar o pH (OTENG-PEPRAH *et al.*, 2018), contudo, a faixa de pH, estabelecida pela Resolução CONAMA N° 430/2011 (BRASIL, 2011), é de 5,0 a 9,0 para lançamento de efluentes, o que é atendido pelo sistema propostos nesta pesquisa.

5.4 Fósforo

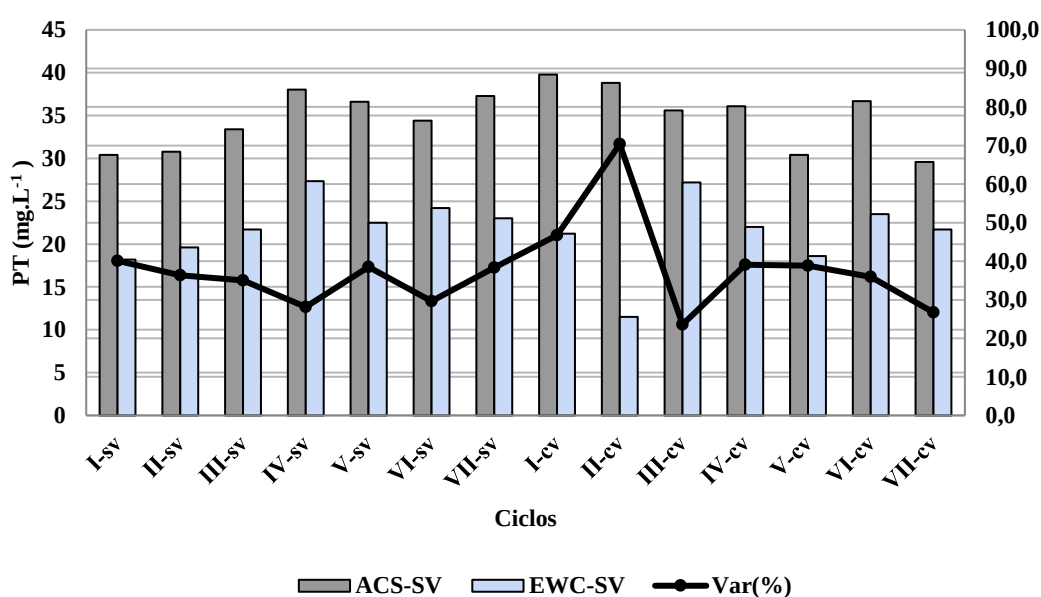
O fósforo é um nutriente essencial vital para o crescimento das plantas e o funcionamento dos ecossistemas, mas sua presença excessiva em corpos d'água pode levar a efeitos ambientais prejudiciais, como a eutrofização (WURTSBAUGH; PAERL; DODDS, 2019). Os wetlands construídos desempenham um papel significativo na mitigação da poluição por P, podendo contribuir para melhorar a qualidade da água e proteger os ecossistemas aquáticos dos efeitos adversos do excesso desse nutriente (LI *et al.*, 2021).

Em águas cinzas a principal fonte de fósforo está contido nos detergentes, sabões, e outros produtos de limpeza e higiene contendo fosfatos usados nas cozinhas, banheiros e lavanderias (BEGOSSO, 2009 e MONTEIRO, 2014). Nesta pesquisa, as concentrações detectadas de P na ACS durante a fase SV foi de 30,4 a 38,04 mg.L⁻¹ com média de 34,4 ± 3,1 mg.L⁻¹, e na fase vegetada variou entre 29,6 a 39,8 mg.L⁻¹, com média 35,3 ± 3,9 mg.L⁻¹.

A faixa de concentração típica de fósforo nas águas cinzas é bastante variável, se considerar os lugares que proíbem e os que permitem usar detergentes contendo fosfatos. Nestes locais que permite o uso, as concentrações de P variam entre 23 a 80 mg.L⁻¹, enquanto naqueles que proíbem o uso de fosfatos nos detergentes, essas concentrações estão entre 4 e 12 mg.L⁻¹ (QUEVEDO; PAGANINI, 2018). Na saída do sistema, desta pesquisa, o efluente da WC na fase sem vegetação teve variação de 18,2 - 27,33 mg.L⁻¹ com média de 22,4 ± 3,0 mg.L⁻¹ e na unidade durante a fase CV a média foi um pouco menor (20,8 ± 4,9 mg.L⁻¹) variando de 27,2 - 11,5 mg.L⁻¹.

Na representação gráfica da Figura 24 observou-se que as eficiências médias de remoção de P na fase sem vegetação e com vegetação variaram, respectivamente, de 28,2% a 40,1% e de 23,6% a 70,4%. Com uma remoção média global de $37,7 \pm 11,3\%$, o sistema tem eficiência de remoção de P superior a faixa de 10% e 30% para tratamento biológico secundário (METCALF; EDDY, 2016) e superior a descrita por Von Sperling e Sezerino (2018) para tecnologia de WC de fluxo vertical que é de $< 20\%$.

Figura 24 – Série amostral de Fósforo Total



Fonte: Autor (2023)

Na Análise de Variância o desempenho de WC com vegetação ($40,17 \pm 0,15\%$) e sem vegetação ($34,42 \pm 3,07\%$) na remoção de P total foi semelhante. Não houve uma variação significativa nas eficiências médias de remoção que comprovasse que a vegetação influenciou positivamente na remoção de fósforo.

A presença de plantas nos WC melhora a absorção de fósforo através de sistemas de raízes e interações microbianas na zona de raízes (YANG *et al.*, 2022). O fósforo pode ser removido através da absorção pelas plantas e assimilação microbiana (WU *et al.*, 2015). A absorção pelas plantas e a colheita regular podem resultar em remoção permanente de P, contudo essa absorção normalmente contribui com uma porcentagem de baixa a média para a remoção total de P em WC (4,72% a 59,6%). Os organismos acumuladores de polifosfato (OAP) podem reter fósforo a partir das águas residuárias, entretanto esta retenção é limitada à

remoção temporária, pois o fósforo microbiano é liberado de volta no meio depois da morte e decomposição desses microrganismos (NGUYEN *et al.*, 2020).

Nesta pesquisa, o tipo de meio suporte (tijolo e concha) foi o fator preponderante na remoção de fósforo do sistema, uma vez que suas características químicas proporcionaram o acúmulo e a transformação, quando possível, desses nutrientes no meio.

Segundo Castellar *et al.*, (2019), de modo geral, os estudos sobre a remoção de fósforo em WC ainda apresentam baixa eficiência, a menos que substratos especiais com alta capacidade de sorção sejam usados. É amplamente reconhecido que os principais caminhos de remoção de fósforo em WC são processos abióticos, que incluem adsorção e precipitação no substrato. O uso de meios adsorventes/reativos no substrato desempenha um papel mais importante do que a absorção biológica (assimilação microbiana e absorção pelas plantas) na remoção de P em WC (ALMUKTAR *et al.*, 2018).

A presença de compostos de Ca, Fe e Al que podem formar complexos insolúveis com o fósforo influenciam a remoção desse nutriente em wetlands (DENG *et al.*, 2021). Žibienė *et al.* (2015) ao comparar WC-FH com leito de areia e outro com leito de dolomita, $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, relataram que o de dolomita, aumentou em 21% a remoção de fósforo em relação ao outro substrato. Ao selecionar materiais de enchimento de WC com alta capacidade de adsorção de fósforo (por exemplo, argila expandida, lodo de alumínio, conchas de ostras) obtém-se eficiência satisfatória de remoção desse nutriente (YANG *et al.*, 2022).

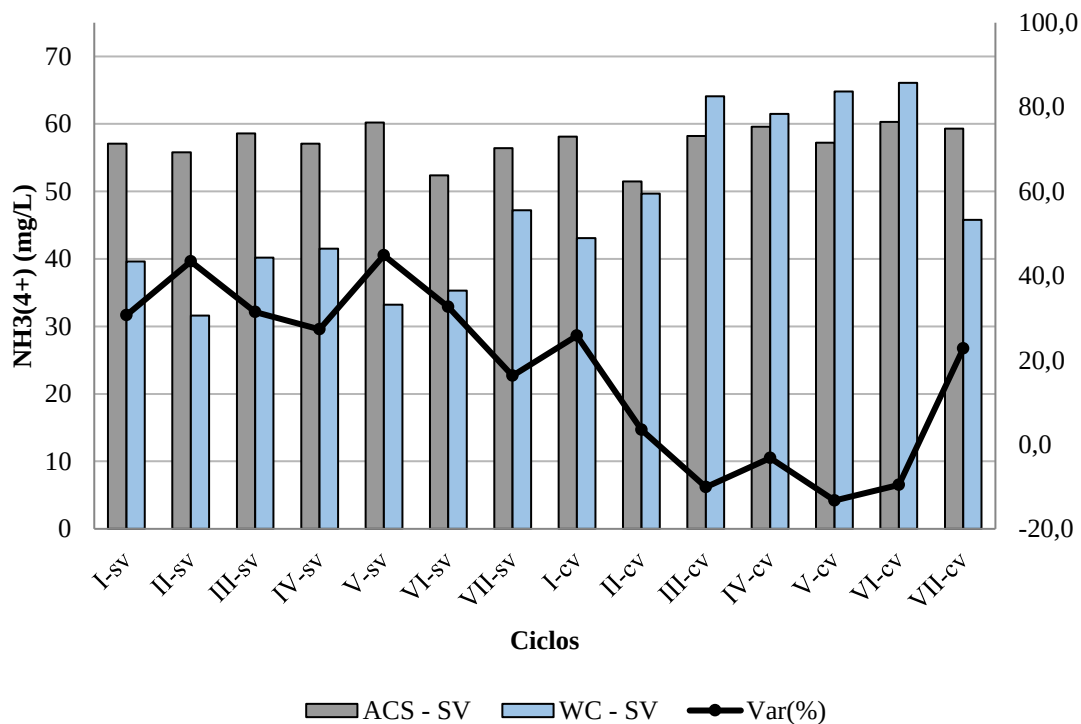
Como as conchas dos bivalves contêm grandes quantidades de CaO (51–54,7%), alguns estudos examinaram demonstram que elas podem reter P de forma eficaz, como casca de berbigão (Kim *et al.*, 2018) e concha de vongola vietnamita (Nguyen, 2020) removendo 88% e 89,9% respectivamente.

5.5 Nitrogênio

O nitrogênio desempenha um papel fundamental nos processos biológicos e químicos que ocorrem em sistemas de wetlands, por estar presente em várias formas como: amônio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) e outras (TUNDISI; TUNDISI, 2020). O ciclo do nitrogênio envolve uma série de transformações realizadas por microrganismos e plantas que afetam a qualidade da água (SILVA, 2015).

Neste estudo durante a fase SV a concentração média de amônia diminuiu de $56,8 \pm 2,4 \text{ mg.L}^{-1}$ na ACS para $38,4 \pm 5,4 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente do WC, indicando uma eficiência de remoção do sistema de $32,4 \pm 9,7\%$. Nesta fase houve uma maior estabilidade dos valores do efluente, flutuando entre 31,6 a $47,2 \text{ mg.L}^{-1}$, daqueles da fase com vegetação que variaram de 43,1 e $66,1 \text{ mg.L}^{-1}$. A concentração média de $\text{NH}_4\text{-N}$ durante a fase CV diminuiu de $57,7 \pm 2,9 \text{ mg.L}^{-1}$ na ACS para $56,4 \pm 9,9 \text{ mg.L}^{-1}$ no efluente do WC, indicando uma eficiência de remoção do sistema de $2,3 \pm 16\%$. Essa grande diferença observada entre as fases explica o grande desvio na média global $17,3 \pm 20,1\%$ e demonstraram que o WC não foi eficaz na remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Figura 25 – Série amostral de N-amoniacal



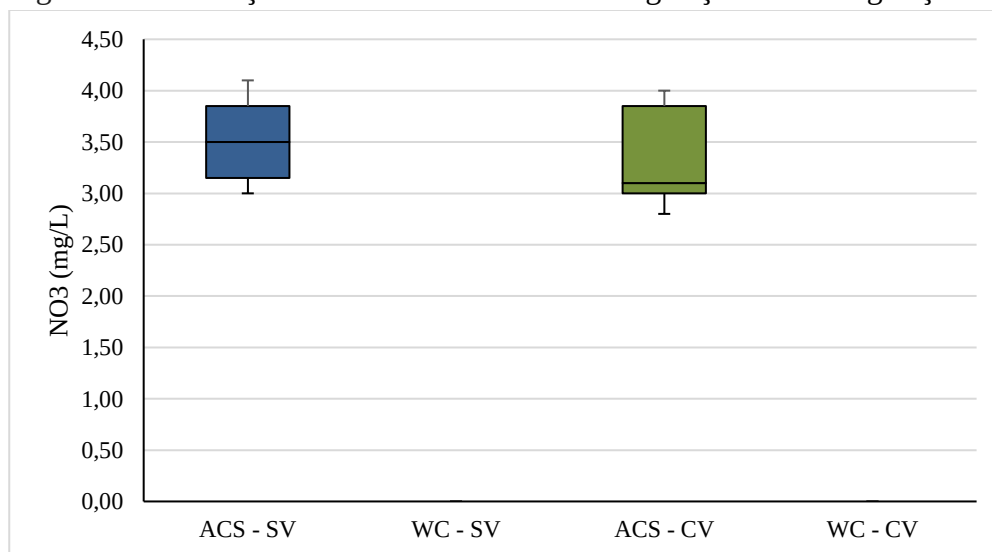
Fonte: Autor (2023)

Ao realizar a ANOVA para os dados de N-amoniacal mostrou ser significativa a diferença relacionada à presença/ausência de vegetação no WC. Além das condições anaeróbicas que dificultam a nitrificação é possível que o aumento dos valores de $\text{NH}_4\text{-N}$ pode advir da decomposição de partes submersas das macrófitas. Excreções e restos decompostos são as principais fontes de amônia no meio ambiente.

A baixa média de remoção com CV é influenciada pelos resultados -10,1; -3,2; -13,3 e -9,6% detectados nos ciclos III, IV, V e VI (Figura 25) sinalizando que houve uma produção de $\text{NH}_4\text{-N}$ no WC, neste período. Lima (2022) observou também a produção de $\text{NH}_4\text{-N}$ em alguns ciclos da sua pesquisa, operando leitos plantados, em escala piloto, com *E. subalatus*, com tijolo cerâmico, como substrato, e num TDH de 7 dias, em que constatou predominância de condições anóxicas nos sistemas, entretanto as concentrações desse efluente, mesmo quando houve produção de $\text{NH}_4\text{-N}$, estavam de acordo com a legislação, o VMP de N-amoniaco total estabelecido pelo CONAMA (BRASIL, 2011) é de $20,0 \text{ mg.L}^{-1}$ para lançamento de efluentes, e neste trabalho em todos os ciclos, os valores obtidos são maiores do que o recomendado.

Diferente dos resultados de N-amoniaco, neste experimento a concentração de $\text{NO}_3\text{-N}$ no efluente WC não foi detectada pelo método (NDM) em nenhum dos ciclos operados. Manteve-se abaixo do limite de detecção ($<0,5 \text{ mg/L}$), indicando a quase total remoção desse íon introduzido no sistema (Figura 26). Nhan; Tuong (2020) obtiveram resultado semelhante (98,8%) ao tratar efluente de carcinicultura num WC-SL com macrófitas *Echinodorus Cordifolius* e *Vallisneria natans*, areia e cascalho como substrato, um tempo de retenção de até 21 dias, propiciaram o processo anaeróbio de desnitrificação no qual bactérias convertem nitrato (NO_3^-) em nitrogênio gasoso (N_2) ou outros gases nitrosos, removendo N do sistema. A remoção de $\text{NO}_3\text{-N}$ é um processo relativamente demorado e ocorre naturalmente no sedimento (HUSSEIN; SHOTS, 2017).

Figura 26 – Variação de Nitrato nas fases sem vegetação e com vegetação



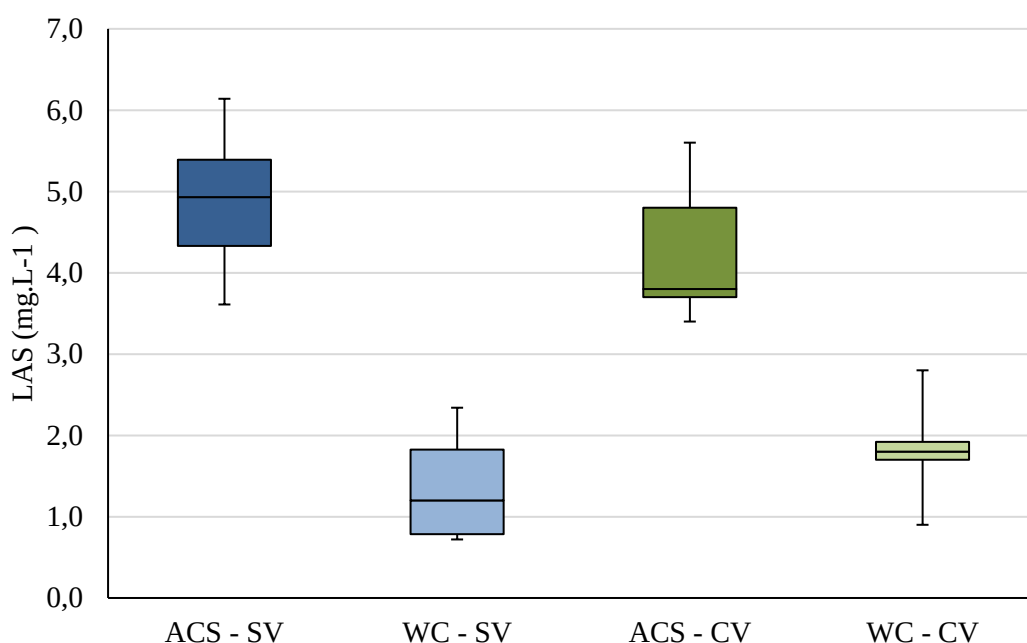
Fonte: Autor (2023)

5.6 LAS

O alquilbenzeno linear sulfonado (LAS) é o surfactante mais comumente empregado na formulação de agentes de lavagem de roupas e louças, com uma taxa global anual de produção de 4 milhões de toneladas (MASCOLI JUNIOR, 2020). Devido às suas características moleculares, o LAS tende a ser absorvido em partículas suspensas e sedimentos do fundo, uma vez descarregados nos corpos receptores (HAMPEL *et al.*, 2011).

A concentração média de LAS em águas cinzas é $28,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Neste estudo observou-se que a variação de LAS da ACS na fase sem vegetação foi de $3,61 - 6,41 \text{ mg.L}^{-1}$ com média de $4,9 \pm 0,9 \text{ mg.L}^{-1}$ e na fase vegetada variou entre 3,4 e $5,6 \text{ mg.L}^{-1}$ com média $4,3 \pm 0,8 \text{ mg.L}^{-1}$; enquanto que o efluente da WC na fase sem vegetação teve variação $0,72 - 2,34 \text{ mg.L}^{-1}$ com média de $1,4 \pm 0,7 \text{ mg.L}^{-1}$ e que na unidade durante a fase com vegetação variou entre 0,9 e $2,8 \text{ mg.L}^{-1}$ com média $1,8 \pm 0,6 \text{ mg.L}^{-1}$.

Figura 27 – LAS nas fases em vegetação e com vegetação



Fonte: Autor (2023)

As eficiências de remoção de LAS nas fases SV e CV, foram respectivamente $71,9 \pm 14,1\%$ e $56,1 \pm 16,5\%$ (Figura 27). Não representando uma diferença significativa ao realizar a Análise de Variância. Quanto a eficiência média global de $64 \pm 16,9\%$ é possível afirmar que houve remoção dessa substância eficientemente no sistema.

A eficiência de remoção observada nos sistemas não plantados sugere que processos físicos relacionados, como adsorção ou formação de biofilmes na superfície do cascalho, contribuem significativamente para a remoção do LAS. Thomas *et al.* (2017) usando uma efluente municipal com concentração de LAS de 10 mg.L^{-1} obteve eficiência de remoção de 95%, estes autores compararam diferentes plantas (*Pragmites australis*, *Typha latifolia*, *Salix viminalis*, *Iris* e *Juncus effusus*) em cascalho como substrato e TDH de 4 dias, cujas diferenças na remoção de LAS observadas entre diferentes espécies e WC não vegetado não foram estatisticamente significativas.

Estudos direcionados para remoção de LAS obtiveram remoções maiores trabalhando com concentrações maiores de surfactante no tratamento de água cinza: o estudo de Bermudez (2021) alcançou 94,1% de remoção de 30 mg.L^{-1} de LAS inicial; Perez-Lopez *et al.* (2018) usando fibra de agave como substrato, em um TDH de 15 dias, cultivando *Schoenoplectus americanus* e concentração inicial de LAS de 83 mg.L^{-1} alcançou 90% de remoção. Ambos relatam que a adsorção na mídia foi o principal mecanismo para a remoção de LAS em seus sistemas WC em escala piloto.

5.7 Avaliação do desenvolvimento da planta

Durante a primeira etapa quando foram operadas duas unidades WC sem fotoperíodo (sob iluminação constante) observou-se que todas quatro mudas de *E. subalatus* inseridas no sistema (2 mudas de macrófita em cada unidade WC) depois da fase de adaptação sofreram o efeito da ACS, apresentando nos primeiros ciclos, sinais de ressecamento das folhas já desenvolvidas. Embora houvesse o aparecimento de novas folhas no decorrer da etapa de operação, nenhuma conseguiu se desenvolver completamente (Figura 28). As novas folhas murcharam a cada recarga, o que indicou que essas plantas, provavelmente, não se adaptaram às condições do meio.

Sintomas, como clorose, enrolamento foliar, estágios iniciais de senescência são sinais de ausência de nutrientes ou toxicidade (SANDRA; REIS, 2021). Da Conceição Marcelino e de Assis Moraes (2022) operaram um WC-FSSV de pequena escala para tratar um efluente de indústria de laticínios ($\text{DQO } 3014,33 \pm 37,86 \text{ mg.L}^{-1}$; $\text{pH } 4,25 \pm 0,05$) e relataram a inibição do crescimento e morte da espécie *Pistia stratiotes* (alface d'água). O pH ácido tornou-se tóxico para o crescimento dos organismos e, portanto, não ocorreu a decomposição da matéria orgânica. Esses autores fizeram a retirada da espécie *Pistia stratiotes* e substituíram-na no sistema pela espécie *Eichhornia crassipes* (aguapé), que melhor se adaptou. Diferentemente,

desta pesquisa, o pH da ACS manteve-se próximo da neutralidade durante todo o período de operação ($7,15 \pm 0,26$), e a média DQO ($968,08 \pm 12$ mg/L) foi cerca de três vezes menor que do estudo de Da Conceição Marcelino e de Assis Moraes (2022), contudo não se realizou a substituição das mudas mortas.

Figura 28 — Sinais de mal-adaptação da macrófita



Fonte: Autor (2023)

No estudo de Forgiriani e Rizi (2016), cuja concentração de matéria orgânica do efluente residencial de tanque séptico com DBO de 464,2 mg/L, afluente ao sistema WC-FSSV também substituíram, indivíduos de sua composição vegetal. Num período de 45 dias as espécies de *Colocasia esculenta* tiveram perda de 100% (3 mudas), a *Typha sp.* apresentou uma perda de 33% (1 muda) e *Pennisetum purpureum*, de 66% (2 mudas). Como esse estudo ocorreu em campo no Rio Grande do Sul (Brasil subtropical), as geadas moderadas registradas no período experimental contribuíram para alta mortandade vegetal.

Fatores climáticos externos pouco influenciaram neste experimento, que ocorreu em um ambiente laboratorial fechado e climatizado por aparelhos de ar-condicionado. Esses aparelhos contribuem para que a temperatura do ar se mantivesse mais amena e constante que a externa, contudo, promoveu a diminuição da umidade no ambiente, expondo a parte aérea das plantas do sistema à desidratação, sobretudo as folhas mais jovens. O desenvolvimento da *E. subalatus*, utilizada nesta pesquisa, é sazonal com o surgimento de folhas jovens na época das

chuvas, quando a umidade do ar está mais elevada (TABOSA, A. B.; MATIAS, L. Q.; MARTINS, 2012).

Assim, é provável que as mudas não estivessem maduras o suficiente para receber a ACS, ou que não conseguiram se adaptar ao ar mais seco. As mudas de *E. subalatus* nesta etapa do estudo mediram 20 cm, entretanto a altura das plantas perenes dessa espécie é cerca de 25 a 60 centímetros (MATIAS; SOARES, 2009), ou seja, inferior a esse intervalo de altura. Apesar de Subtil *et al.*, (2018) relatar que é preferível usar indivíduos jovens da espécie para obter melhor eficiência do sistema wetland, haja vista a época de maior incorporação dos contaminantes, geralmente, ser em sua fase de crescimento. Outros autores ressaltam que as macrófitas precisam, em torno, de 60 a 90 dias para atingir sua idade ideal (COSTA, 2004 *apud* FORGIRIANI; RIZI, 2016). Ressalte-se que neste estudo o período de adaptação foi de 30 dias.

Outro ponto a ser considerado é a exposição contínua a lâmpadas artificiais, que pode ser um fator de estresse para a planta (PETTERSEN; TORRE; GISLEROD, 2010; ZHA; ZHANG; LIU, 2019). Contudo, as mudas extras de *E. subalatus* que permaneceram de reserva na solução nutritiva e sem fotoperíodo continuaram se desenvolvendo (Figura 29). Existem *Echinodorus* de outras espécies, que são amplamente usadas em aquarismo (*E. amazonicum*, *E. cordifolius*, *E. macrophilus*, *E. breheli*) que se destacam por um rápido crescimento em alta iluminação (HAQUE, 2019).

Figura 29 — Mudas extras de *E. subalatus*



Fonte: Autor (2023)

Na retomada da pesquisa, na segunda etapa quando é feita a substituição por plantas de maior porte e com fotoperiodismo de 12 h, optou-se por proteger as mudas do ressecamento, com uma caixa organizadora invertida sobre o WC a fim de isolar as mudas do ambiente. Entretanto, a concentração de ACS da primeira etapa foi mantida

Nas novas condições (segunda etapa da pesquisa) as plantas apesar de apresentarem os mesmos sintomas de má-adaptação, as mudas maiores e mais maduras resistiram por mais ciclos. No fim do experimento existiam 4 folhas das 10 iniciais, verificadas no início da segunda etapa e mais 2 folhas emergindo. Durante essa etapa também suscetíveis novas folhas brotaram do leito, mas nenhuma chegou a se desenvolver. Diferentemente das plantas reservas nas condições pré-citadas. Assim, provavelmente as condições do meio exercem forte influência sobre o desenvolvimento das macrófitas.

6 CONCLUSÃO

Nas condições propostas em escala de bancada do WC-FV é possível perceber que altura do leito referente à parcela constituída por conchas marinhas, não exerceu influencia na eficiência do sistema; A presença/ausência de vegetação no sistema Wetland Construído não influenciou significativamente nos parâmetros analisados: pH, CE, dureza, DQO, Fósforo, nitrito, nitrato, LAS, sólidos totais (ST) e frações (SDT e SST); excetuando a de N-amoniacal ($2,3 \pm 16\%$ e $-32,4 \pm 9,7\%$).

A remoção de N-amoniacal, apenas $17,3 \pm 20,1\%$, foi considerada insatisfatória, muito aquém do esperado para tecnologia WC-FV nesse parâmetro (80-90%) e os valores de concentrações do efluente ($31,6$ e $66,1 \text{ mg.L}^{-1}$) não se enquadram na legislação vigente para descarte no meio ambiente (VMP = 20 mg.L^{-1}).

Resultados satisfatórios, principalmente com eficiência de remoção de DQO ($92,6 \pm 3\%$), SST ($82,5 \pm 6,2\%$) e Fósforo ($37,7 \pm 11,3\%$), foram apresentados no sistema. As ER de acordo com o esperado da tecnologia WC-FV para SST (80-90%) e superior para Fósforo (10 – 35%) e DQO (80 – 90%).

Na primeira etapa, mesmo com concentrações de DQO médias do efluente WC-1 ($185,5 \pm 62 \text{ mg.L}^{-1}$) e WC-2 ($152,2 \pm 70,9 \text{ mg.L}^{-1}$) abaixo do VMP de 200 mg.L^{-1} para o lançamento direto em corpo hídrico, houve ciclos em que a DQO não atendia o padrão estabelecido pela legislação (VMP 200 mg.L^{-1}). Mas depois do sistema estabilizado durante, a segunda etapa, todos os valores das concentrações dos efluentes estavam conforme a legislação variando entre $40,1$ e 132 mg.L^{-1} na fase SV e $38,2$ e $65,5 \text{ mg.L}^{-1}$ na fase CV.

Nas condições iniciais do experimento, na primeira etapa, as plantas não se adaptaram. Com as modificações, de porte, regime de iluminação e isolamento, as mudas de *Echinodorus subalatus* puderam resistir por mais tempo durante a segunda etapa.

7. RECOMENDAÇÕES

Algumas recomendações são sugeridas para futuros estudos de modo a dar continuidade do tema desenvolvido na presente pesquisa:

- A) Operar as unidades WC em regime contínuo ou de marés;
- B) Realizar um tratamento com unidades em série;
- C) Utilizar outras espécies de macrófitas, ou combinar policultivos;
- D) Utilizar outros substratos e diferentes alturas de leito filtrante;
- E) Montar o sistema sob luz natural ou usar diferentes fotoperíodos;
- F) Promover a aeração das unidades;
- G) Instalar poços de monitoramento nas unidades;
- H) Fazer o reuso agrícola do efluente do sistema;
- I) Avaliar a remoção de nitrogênio total;

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.

ANGELAKIS, A.N.; ASANO, T.; BAHRI, A.; JIMENEZ, B.E.; TCHOBANOGLOUS, G. Water reuse: from ancient to modern times and the future. **Frontiers in Environmental Science**, v. 6, p. 26, 2018.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS E SANEAMENTO BÁSICO - ANA **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2021: Relatório Pleno**. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Brasília, DF: ANA, 2022.

AHMED, H. M., ABDULLAH, S. R. S., HASAN, H. A., OTHMAN, A. R., ISMAIL, N. I.; KURNIAWAN, S. B.I. Phytotoxicity of coffee wastewater to water hyacinth as prior step to phytotreatment assessment: influence of concentration and amount of plant biomass. **Environmental Engineering and Management Journal**, v. 20, n. 9, p. 1543-1544, 2021.

AL-AJALIN, F. A. H., IDRIS, M., ABDULLAH, S. R. S., KURNIAWAN, S. B.; IMRON, M. F. Effect of wastewater depth to the performance of short-term batching-experiments horizontal flow constructed wetland system in treating domestic wastewater. **Environmental Technology; Innovation**, v. 20, p. 101106, 2020.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination for water and wastewater**. 23 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 2017.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **ABNT NBR 16783: uso de fontes alternativas de água não potável em edificações**. Rio de Janeiro: ABNT, 2019.

BARBOSA, U. A.; DOS SANTOS, I. F.; DOS SANTOS, A. M. P; DOS SANTOS, D. C; DA COSTA, G. M. Determination and evaluation of metals and metalloids in the Chapéu-de-couro (*Echinodorus macrophyllus* (Kunth) Micheli). **Biol Trace Elem Res**. v. 154, n. 3, p. 412-417, 2013.

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.

BOHNE, D. Waste Water and Water Technology. In: Building Services and Energy Efficient Buildings. **Wiesbaden: Springer Fachmedien Wiesbaden**, p. 71-180, 2023.

BOLSON, M.; HAFLER, S. R.; CHAVES, E. I. D.; GASPAROTTO, J. R. A.; CARDOZO, J. R. E. L. Ethno-medicinal study of plants used for treatment of human ailments, with residents of the surrounding region of forest fragments of Paraná, Brazil. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 161, p. 1-10, 2015.

BRASIL, Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução n.º 430**. Condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2011.

BRUNEL, S. Pathway analysis: aquatic plants imported in 10 EPPO countries. **EPPO bulletin**, v. 39, n. 2, p. 201-213, 2009.

CAPELARI, A.; CAPELARI, M.B. **A água como bem jurídico, econômico e social**., Cidades [Online], 36 | 2018, posto online no dia 20 setembro 2018, acesso em 17 fevereiro 2023. Disponível em: >> <http://journals.openedition.org/cidades/657> Acesso em 23 de fevereiro de 2023.

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.

CARNEIRO, M. A. **Sistemas individuais alternativos de tratamento de esgoto sanitário/ Mariko de Almeida Carneiro**. Dissertação (Mestrado), Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental Universidade Federal da Paraíba – UFPB. João Pessoa, 2018.

CEARÁ, Conselho Estadual do Meio Ambiente. COEMA. **Resolução N° 02 de Fevereiro de 2017. Dispõe sobre padrões e condições para lançamento de efluentes líquidos gerados por fontes poluidoras**. Disponível em: >> <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=337973>;Resolução COEMA N° 02 de 02/02/2017. <<. Acesso em 23 de fevereiro de 2023.

CHEN, Q.; AN, X.; LI, H.; SU, J.; MA, Y.; ZHU, Y. G. Long-term field application of sewage sludge increases the abundance of antibiotic resistance genes in soil. **Environment international**, v. 92, p. 1-10, 2016.

CHERNICHARO, C.A.L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores anaeróbios**. v. 5, 2. ed. UFMG, Belo Horizonte, 2016.

COSTA, T. H. S.; MOTA, F. S. B. Análise quantitativa de águas cinza em um condomínio residencial. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 27, p. 413-421, 2022.

COUTINHO, L. **Biomass brasileiros**. São Paulo, SP. Oficina de Textos, 2016.

CROSS, K.; TONDERA, K.; RIZZO, A.; ANDREWS, L.; PUCHER, B.; ISTENIČ, D.; KARRES, N.; MCDONALD, R. **Nature-Based Solutions for Wastewater Treatment**. IWA Publishing; 2021

CRUZ, L. J. M. **Avaliação de um Sistema de Wetland Construído no Tratamento de Águas Cinzas e do Risco Microbiológico Associado ao Reuso para Fins Agrícolas: um estudo de caso em uma propriedade rural**. 2021. 77 p. Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Biotecnologia e Biociências, Florianópolis, 2021.

DA CONCEIÇÃO MARCELINO, G.; DE ASSIS MORAIS, A. Análise de um protótipo de wetlands construídos no tratamento de efluentes industriais de laticínios. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 8, p. e12811830520-e12811830520, 2022.

DA SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. – 2. ed. rev. ampl. - Brasília, DF : Embrapa Informação Tecnológica, 2009.

DIAZ, R. L.; NUNES, L. dos R. A evolução do saneamento básico na história e o debate de sua privatização no Brasil. **Revista de Direito da Faculdade Guanambi**, v. 7, n. 02, e. 292, jul./dez. 2020.

DOS SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; DE FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **TECNO-LÓGICA**, v. 22, n. 1, p. 25-29, jan./jun. 2018. Santa Cruz do Sul, 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.

FENG, L.; WANG, R.; JIA, L.; WU, H. Can biochar application improve nitrogen removal in constructed wetlands for treating anaerobically-digested swine wastewater?. **Chemical Engineering Journal**, v. 379, p. 122273, 2020.

FORGIARINI, F. R.; RIZZI, E. S. Eficiência de diferentes macrófitas na remoção da matéria Orgânica biodegradável em ‘wetland’ construído de fluxo Vertical em clima subtropical. **Ciência ; Engenharia**, v. 25, n. 2, p. 79-86, 2016.

FUNASA - Fundação Nacional de Saúde. Manual de Saneamento / Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. – 5.ed. Brasília: Funasa, 2019. 545 p.

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.

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.

GUPTA, A. K.; UDDAMERI, V.; MAJUMDER, A.; NIMBHORKAR, S. K. **Wastewater Engineering: Issues, Trends, and Solutions**. CRC Press, 2023.

HAQUE, S. M.; GHOSH, B. A submerged culture system for rapid micropropagation of the commercially important aquarium plant, 'Amazon sword' (*Echinodorus* 'Indian Red'). In **Vitro Cell.Dev.Biol.-Plant**, v. 55, p. 81–87, 2019.

HASBI, M.; BUDIJONO, B.; HENDRIZALI, A. Heavy Metal Uptake Capacity By Floating Plant Island in Sail River Pekanbaru. IOP Conference Series: **Earth and Environmental Science**, v. 430, n. 1, p. 012035, 2020.

HAYNES, R. R. **Alismataceae**. In: Kubitzki, K. **The families and genera of vascular plants**. v. 4. Flowering plants monocotyledons Alismatanae and Commelinanae (except Graminae). Springer-Verlag. pp. 11-1. Berlim, 1998.

IBEKWE, A. M.; MURINDA, S. E.; DEBROY, C.; REDDY, G. B. Potential pathogens, antimicrobial patterns and genotypic diversity of *Escherichia coli* isolates in constructed wetlands treating swine wastewater. **FEMS microbiology ecology**, v. 92, n. 2, p. fiw006, 2016.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA (IPEA). **Cadernos ODS – Caderno ODS 6: Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todas e todos**. Ipea, Ministério da Economia, 2019. Disponível em: >> https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9329/1/Cadernos_ODS_Objetivo_6_Assegurar%20a%20disponibilidade%20e%20gest%C3%A3o%20sustent%C3%A1vel%20da%20%C3%A1gua%20e%20saneamento%20para%20todas%20e%20todos.pdf <<. Acesso em 15 de outubro de 2023.

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.

KASMAN, M.; HERAWATI, P.; ARYANI, N. Pemanfaatan tumbuhan melati air (*Echinodorus palaefolius*) dengan sistem constructed wetlands untuk pengolahan grey water. **Jurnal Daur Lingkungan**, v. 1, n. 1, p. 10-15, 2018.

KATAKI, S., CHATTERJEE, S., VAIRALE, M. G., DWIVEDI, S. K.; GUPTA, D. K. Constructed wetland, an eco-technology for wastewater treatment: A review on types of wastewater treated and components of the technology (macrophyte, biofilm and substrate). **Journal of Environmental Management**, v. 283, p. 111986, 2021.

KAUR, R., TALAN, A., TIWARI, B., PILLI, S., SELLAMUTHU, B.; TYAGI, R. D. **Constructed wetlands for the removal of organic micro-pollutants**. In: **Current Developments in Biotechnology and Bioengineering**. Elsevier. p. 87-140. 2020.

KHALIFA, M. E.; ABOU EL-REASH, Y. G.; AHMED, M. I.; RIZK, F. W. Effect of media variation on the removal efficiency of pollutants from domestic wastewater in constructed wetland systems. **Ecological Engineering**, v.143, p.105668. 2020.

KURIKI, M. S. **Wetland Construído de Bancada para Tratamento de Esgoto: Definição de um Procedimento Operacional Padrão de Baixo Custo**. Dissertação (Mestrado Profissional) Área de Concentração Instrumentos da Política de Recursos Hídricos. Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade do Estado de Mato Grosso, 2020. Cuiabá, 2020.

LEAL, J. S. G. Polimento de efluente secundário em wetland de fluxo vertical com resíduo de cerâmica. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 10, n. 4, p. 314-327, 2019.

LEHTONEN, S. An integrative approach to species delimitation in *Echinodorus* (Alismataceae) and the description of two new species. **Kew Bulletin**, v. 63, p. 525-563, 2008.

LEONETI, A. B.; PRADO, E. L.; OLIVEIRA, S. V. W. B. Saneamento básico no Brasil: considerações sobre investimentos e sustentabilidade para o século XXI. **Revista de Administração Pública**, v. 45, n. 2, p. 331-348, 2011.

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

LI, Y.; ZHU, G.; NG, W. J.; TAN, S. K. A review on removing pharmaceutical contaminants from wastewater by constructed wetlands: design, performance and mechanism. **Science of the Total Environment**, v. 468, p. 908-932, 2014.

LIMA-DELLAMORA, E. C.; WALDHLM, K. C. V.; ALVES, A. M.; LAGE, C. A. S.; LEITÃO, A. C. C.; KURSTER, R. M. Genotoxic Maillard by products in current phytopharmaceutical preparations of *Echinodorus grandiflorus*. **An Acad Bras Cien**, v. 86, n.3, p.1385-1394, 2014.

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.

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

MATIAS, L. Q. O gênero *ECHINODORUS* (ALISMATACEAE) do domínio da Caatinga brasileira. **Rodriguésia**, v. 58, p. 743-774, 2007.

MATIAS, L. Q.; SOARES, G. Morphology and micromorphology of the seed coats of species of *Echinodorus* (Alismataceae) from Brazilian Northeastern. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais**, v. 4, n. 2, p. 165-173, 2009.

MESQUITA, T. C. R. **Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade de Viçosa. Viçosa – MG, 2019.

METERAY, I. P. R.; SUTANTO, H. B.; PRIHATMO, G. Effectiveness of multi-species plants (*Canna indica* and *Echinodorus palaefolius*) to reduce organic matter and phosphate (po4) in domestic waste. **BIOLINK (Jurnal Biologi Lingkungan Industri Kesehatan)**, v. 10, n. 1, p. 59-69, 2023.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. Tradução de Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. 5. ed. Porto Alegre: McGraw-Hill, 2016.

MONTEIRO, A. D. P. **Produção de cervejas especiais adicionadas de extratos solúveis de ervas nativas com propriedades antioxidantes** [dissertação]. Curitiba (PR): Universidade Federal do Paraná; 2016. 72 p.

MORAES, L. R. S.; BORJA, P. C. Revisitando o conceito de saneamento básico no Brasil e em Portugal. **Revista do Instituto Politécnico da Bahia**, v. 20, n. 7, p. 5-11, 2014.

NHAN, N. T. T.; L. Q. TUONG. Potential of *Echinodorus cordifolius* and *Vallisneria natans* in constructed wetlands for the removal of water pollution from shrimp farm effluent. IOP Conference Series: **Materials Science and Engineering**, v. 991, n. 1, p. 012034, 2020.

NIVALA, J., BOOG, J., HEADLEY, T., AUBRON, T., WALLACE, S., BRIX, H., ... ; MÜLLER, R. A. I. Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 658, p. 1500-1513, 2019.

NGUYEN, T. A. H.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; NGUYEN, T. H. H.; SODA, S.; VU, N. D.; PHAM, T. T. White hard clam (*Meretrix lyrata*) shells media to improve phosphorus removal in lab-scale horizontal sub-surface flow constructed wetlands: Performance, removal pathways, and lifespan. **Bioresource technology**, v. 312, p. 123602, 2020.

OLIVEIRA, D. M. C. **Sistema alagado construído como pós-tratamento do flotador de indústria de laticínios**. 2017. 107 p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental, Campus Apucarana/Londrina. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2017.

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.

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.

PETTERSEN, R. I; TORRE, S.; GISLEROD, H. R. Effects of leaf aging and light duration on photosynthetic characteristics in a cucumber canopy. **Scientia Horticulturae**, v. 125, n.2, p.82-87, 2010.

PÉREZ-LÓPEZ, M. E.; ARREOLA-ORTIZ, A. E.; ZAMORA, P. Malagón. Evaluation of detergent removal in artificial wetlands (biofilters). **Ecological engineering**, v. 122, p. 135-142, 2018.

POÇAS, D. C. **Utilização de Tecnologias de Wetlands para Tratamento Terciário: Controle de Nutriente**. Dissertação (Mestrado), Faculdade Saúde Pública da Universidade de São Paulo- USP. São Paulo, 2015.

POLGAR, G.; JAAFAR, Z. **Endangered Forested Wetlands of Sundaland**. Springer Berlin Heidelberg, 2018

PORTELLA, V. G.; COSENZA, G. P.; DINIZ, L. R. L.; PACHECO, L. F.; CASSALI, G. D.; CALIARI, M. V.; BRANDÃO, M. G. L.; VIEIRA, M. A. R. Nephroprotective effect of *Echinodorus macrophyllus* Micheli on gentamicin-induced nephrotoxicity in rats. **Nephron extra**, v. 2, n. 1, p. 177-183, 2012.

POTT, V. J.; POTT, A. **Plantas aquáticas do Pantanal**. 1ª ed. Brasília. Embrapa Pantanal, 2000. 404 p.

QUANG-TUONG, L.; THANH, T. Contaminant removal from shrimp rearing wastewater by wetland plant species (*Echinodorus amazonicus*). In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 785, n. 1, p. 012014, 2021.

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.

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.

RIBEIRO, E. S.; PEREIRA, M.P.; DE CASTRO, E. M.; BARONI, G. R.; CORRÊA, F. F.; PEREIRA, F. J. Relações da anatomia radicular na absorção, no acúmulo e na tolerância ao chumbo em *Echinodorus grandiflorus*. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 19, p. 605-612, 2015.

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.

ROUQUAYROL, M. Z.; GURGEL, M. **Rouquayrol: epidemiologia e saúde**. Medbook, 2021.

SAEED, T., MAJED, N., KHAN, T., ; MALLIKA, H. Two-stage constructed wetland systems for polluted surface water treatment. **Journal of environmental management**, v. 249, p. 109379, 2019.

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.

SALATI, E. **Controle de Qualidade da Água Através de Sistemas de Wetlands Construídos**. Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável. 2012, 19 p.

SANTOS, R. R.; DA FONSECA, F. S. A.; AZEVEDO, A. M.; MARTINS, E. R. Marcadores químicos em espécies de Echinodorus (Alismataceae) utilizadas como chapéu-de-couro. **Scientia Plena**, v. 17, n. 4, 2021.

SEZERINO, P. H. et. al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n.1, p. 151-158, 2015.

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.

SILVEIRA, E. O.; WINK, M.; ZAPPE, A. L.; KIST, L. T.; MACHADO, E. L. Sistema integrado com microalgas e wetland construído de fluxo vertical no tratamento de efluentes urbanos. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 24, p. 305-313, 2019.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). **Diagnóstico dos Serviços de Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – Visão Geral**. Secretaria Nacional de Saneamento, Ministério do Desenvolvimento Regional. Brasília, 2021. Disponível em: << https://www.gov.br/cidades/pt-br/aceso-a-informacao/acoes-e-programas/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/diagnostico_tematico_visao_geral_ae_snis_2021.pdf >>. Acesso em 15 de outubro de 2022.

SOTIROPOULOU, M.; STEFANATOU, A.; SCHIZA, S.; PETOUSHI, I.; STASINAKIS, A. S.; FOUNTOULAKIS, M. S. Removal of microfiber in vertical flow constructed wetlands treating greywater. **Science of The Total Environment**, v.858, p. 159723. 2023.

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 22 de janeiro de 2023.

TABOSA, A. B.; MATIAS, L. Q.; MARTINS, F. R. Live fast and die young: the aquatic macrophyte dynamics in a temporary pool in the Brazilian semiarid region. **Aquatic Botany**, v. 102, p. 71-78, 2012.

TANG, X. Y.; YANG, Y.; MCBRIDE, M. B.; TAO, R.; DAI, Y. N.; ZHANG, X. M. Removal of chlorpyrifos in recirculating vertical flow constructed wetlands with five wetland plant species. **Chemosphere**, v.216, p.195–202. 2019.

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.

TUNDISI, J. G.; MATSUMARA-TUNDISI, T. **A Água** / José Galizia Tundisi; Takako Matsumura-Tundisi. São Carlos, 2020. 130 p.

UNICEF; WHO, United Nations Children’s Fund and World Health Organization. **Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000-2017**. Special focus on inequalities. New York, 2019.

UTHIRAKRISHNAN, U.; MANTHAPURI, V.; HARAFAN, A.; CHELLAM, P. V.; KARUPPIAH, T. The regime of constructed wetlands in greywater treatment. **Water Science and Technology**, v. 85, n. 11, p. 3169-3183, 2022.

VERA-PUERTO, I.; ROJAS, L.; CONTRERAS, C.; ZUÑIGA, F.; LÓPEZ, J.; SANGÜESA, C.; CORREA, C.; ARIAS, C.; VALENZUELA, M. Evaluación de humedales construidos con plantas ornamentales para el tratamiento de aguas residuales rurales en la Región del Maule: análisis del potencial de reutilización de sus efluentes en riego. **Aqua-LAC**. v.13, n. 2, pp.26-41, 2021.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. Editora UFMG. Belo Horizonte 2014.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P.H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Boletim Wetlands Brasil**. Edição Especial, dezembro/2018. 65 p. ISSN 2359- 0548. Disponível em: >> <http://gesad.ufsc.br/boletins/> Acesso em 08 de março de 2023.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for water quality regulation. **The Wetland Book; Springer: Dordrecht, The Netherlands**, p. 1-8, 2016.

WAN-RU, L.; ZHANG, L.; WEI-WEI, Y. A. N. G. Effect of organic acids amendment on cadmium uptake and translocation by *Echinodorus osiris*. **Turang Tongbao**, v. 45, n. 1, p. 205-209, 2014.

WETZEL, R. **Constructed wetlands: Scientific foundations and critical**. In: Moshiri, G.A ed. *Constructed Wetlands for Water Improvement*. Pensacola, Florida. 1-8 p. 1. 2020. Acesso em 18 de dezembro de 2021. Disponível em: >> <https://doi.org/0.1201/9781003069997-2> <<. Acesso em 08 de março de 2023.

WALSTAD, D. L. **Ecology of the planted aquarium: a practical manual and scientific treatise for the home aquarist**. Echinodorus publishing; 2012.

WURTSBAUGH, W. A.; PAERL, H. W.; DODDS, W. K. Nutrients, eutrophication and harmful algal blooms along the freshwater to marine continuum. **Wiley Interdisciplinary Reviews: Water**, v. 6, n. 5, p. 1373, 2019.

YANG, Y.; ZHAO, Y.; LIU, R.; MORGAN, D. Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. **Bioresource technology**, v. 261, p. 441-452, 2018.

YASMIN, H. A. M.; IDRIS, M.; ABDULLAH, S. R. S. Application of plant-based reed for potable water, in Tasik Chini, Pahang. **AIP Conference Proceedings**, v. 1784, n. 1, p. 060032, 2016.

YING, L.; LEI, L.; PINGCHENG, Y.; HUICAI, G.; XIAOFEI, H.; YONGSHENG, G. A comparison of decontaminating effects of hydroponic plants on domestic sewage. **Acta Agric Univ Jiangxiensis**, v. 36, n. 4, p. 881-886, 2014.

ZAK, D.; HUPTER, M.; CABEZAS, A.; JURANSISKI, G.; AUDET, J.; KLEEBERG, A.; GOLDHAMMER, T. Sulphate in freshwater ecosystems: A review of sources, biogeochemical cycles, ecotoxicological effects and bioremediation. **Earth-Science Reviews**, v. 212, p. 103446, 2021

ZAMORA, S.; MARÍN-MUÑÍZ J. L.; NAKASE-RODRÍGUEZ, C.; FERNÁNDEZ-LAMBERT, G.; SANDOVAL, L. Wastewater treatment by constructed wetland eco-technology: Influence of mineral and plastic materials as filter media and tropical ornamental plants. **Water**, v. 11, n. 11, p. 2344, 2019

ZANELLA, L. Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: **Wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte**. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas. Campinas, SP, 2008.

ZHA, L.; ZHANG, Y.; LIU, W., 2019. Dynamic responses of ascorbate pool and metabolism in lettuce to long-term continuous light provided by red and blue LEDs. **Environmental and Experimental Botany**, v. 163, p.15-23.

ZHANG, C.; WEN, L.; WANG, Y.; LIU, C.; ZHOU, Y; LEI, G. Can constructed wetlands be wildlife refuges? A review of their potential biodiversity conservation value. **Sustainability**, v. 12, n. 4, p. 1442, 2020.

ZHENG, Y., SUN, Z., LIU, Y., CAO, T., ZHANG, H., HAO, M., CHEN, R., DZAKPASU, M.; WANG, X. C. Phytoremediation mechanisms and plant eco-physiological response to microorganic contaminants in integrated vertical-flow constructed wetlands. **Journal of Hazardous Materials**, v. 424, p. 127611, 2022.

ŽIBIENĖ, G.; DAPKIENĖ, M.; KAZAKEVIČIENĖ, J.; RADZEVIČIUS, A. Phosphorus removal in a vertical flow constructed wetland using dolomite powder and chippings as filter media. **Journal of Water Security (JWS)**, v.1, 2015.

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**. 2017. p. 27-30.