



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

MARIA BEATRIZ DA SILVA MARQUES

**TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS EM WETLANDS CONSTRUÍDOS OPERADOS
EM FLUXO DE MARÉ COM SUBSTRATOS FRAGMENTOS DE TIJOLOS E
CONCHAS MARINHAS: EFEITO DO FORMATO DA CONCHA NO DESEMPENHO.**

FORTALEZA

2024

MARIA BEATRIZ DA SILVA MARQUES

TRATAMENTO DE ÁGUAS CINZAS EM *WETLANDS* CONSTRUÍDOS OPERADOS EM
FLUXO DE MARÉ COM SUBSTRATOS FRAGMENTOS DE TIJOLOS E CONCHAS
MARINHAS: EFEITO DO FORMATO DA CONCHA NO DESEMPENHO.

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do 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 o título de mestre. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental

Orientadora: Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa.

FORTALEZA

2024

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)

- M357t Marques, Maria Beatriz da Silva.
Tratamento de águas cinzas em wetlands construídos operados em fluxo de maré com substratos fragmentos de tijolos e conchas marinhas: efeito do formato da concha no desempenho / Maria Beatriz da Silva Marques. - 2025.
92 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Instituto Federal do Ceará, Mestrado em Tecnologia e Gestão Ambiental, Campus Fortaleza, 2025.
Orientação: Profa. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa.
1. Águas Cinzas. 2. C/N elevada. 3. Substratos Emergentes. 4. Tratamento Descentralizado. I. Título.
CDD 628
-

MARIA BEATRIZ DA SILVA MARQUES

Dissertação apresentada ao curso de Mestrado acadêmico em Tecnologia e Gestão Ambiental do 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 o título de mestre. Área de concentração: Gestão e Saneamento Ambiental.

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

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dra. Kelly de Araújo Rodrigues Pessoa (Orientadora)

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

Profa. Dra. Oscarina Viana de Sousa

Universidade Federal do Ceará (UFC)

Profa. Dra. Denise de Góis Santos Michelan

Universidade Federal de Sergipe (UFS)

Prof. Dr. Rogério Herlon Furtado Freire

Universidade Virtual do Estado de São Paulo (UNIVESP)

Aos meus pais.

A Hiago Abreu (*in memoriam*) por me mostrar
que a verdadeira amizade é capaz de
ultrapassar até as barreiras da presença viva.

AGRADECIMENTOS

A Deus e Nossa Senhora de Fátima por me fortalecerem e guiarem na caminhada.

A meus pais Irismar e José Anísio, que são o meu marco zero, meu ponto de chegada e partida nessa vida. E que com muito trabalho, persistência, garra, fé e amor me possibilitaram chegar até aqui, a quem devo tudo o que sou e tudo o que serei um dia.

À Bianca, minha irmã, meu Norte e ponto de equilíbrio.

Ao meu irmão Felipe e minha cunhada Jocélia, por todo o suporte e apoio incondicional, principalmente no dia a dia.

Às minhas tias Fatima e Margarida por todo o cuidado e orações.

Aos meus primos Guadalupe, Mikael, e Eduarda, inspirações na vida acadêmica, pelo apoio. Em especial a minha prima Jordânia, pelo suporte tecnológico dado nessa reta final, cedendo-me seu notebook para que eu pudesse concluir a escrita.

Aos meus amigos do interior que estão presentes em todas as fases da minha vida e que nesse período de mestrado me ajudaram a desopilar e me apoiaram quando os dias não foram fáceis.

À Melissa, Diana e Rafael pelas palavras de incentivo e apoio ao longo desses dois anos.

A Hiago, meu eterno melhor amigo, que me incentivou a tentar o processo seletivo e vibrou comigo em todas as etapas, por ter se mostrado disponível a ajudar caso eu precisasse em algo na pesquisa; Obrigada, Beibe, por ter sido tão presente nessa fase da minha vida e em todas as outras nesses anos de amizade, a brevidade da vida nos separou fisicamente, mas o céu tem sorte de ter você.

À minha orientadora, Prof. Dra Kelly Rodrigues, obrigada por toda ajuda, confiança e paciência em todas as fases dessa pesquisa, sem dúvidas, sem todo o auxílio que a senhora me deu, esse trabalho não teria como ter sido realizado.

A todos em que eu convivi no LATAM, pelo acolhimento e ajuda.

A Elson, Rodrigo e Catarina que me ajudaram diretamente com a montagem dos tanques e com as análises, a ajuda de vocês foi fundamental.

À Joice, Sara Maria, Marcelo, Sara Bertoldo e Vick pelo auxílio e disponibilidade para sanar minhas dúvidas sempre que procurei.

À tia Deni, responsável pela limpeza do laboratório, por ter sido tão solícita em todas as vezes que solicitei material e por deixar o ambiente limpo para trabalharmos.

À Sheila minha colega de turma e amizade que o mestrado me deu, obrigada por todo o apoio e pela parceria diária no laboratório, sua companhia, ajuda e paciência tornaram, por diversas vezes, a rotina pesada, um pouco mais leve.

À Senira, colega de turma, pelo apoio, acolhimento e momentos de descontração nos intervalos das aulas.

À coordenação do PGTGA na pessoa da Prof. Dra. Glória Marinho, pelo suporte sempre que necessário.

À FUNCAP pelo fomento da bolsa de mestrado.

A todos que direta e indiretamente me ajudaram nessa etapa.

“Reze e trabalhe, fazendo de conta que esta vida é um dia de capina com sol quente, que às vezes custa muito a passar, mas sempre passa. E você ainda pode ter muito pedaço bom de alegria... Cada um tem a sua hora e a sua vez: você há de ter a sua.”

(GUIMARÃES ROSA, 1946, p. 356).

RESUMO

A busca por tecnologias eficazes e acessíveis para o tratamento de esgoto, que reduzam o consumo de água e garantam o acesso universal, tem se intensificado. Assim, essa pesquisa teve como objetivo avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (N e P) em *wetlands* construídos de bancada operados em regime de fluxo em marés e leito filtrante de tijolo cerâmico e conchas marinhas. Foram construídos dois *wetlands* (WC1 e WC2) em WC1 foi colocada uma camada de concha inteira (4,4 cm) e no WC2, a camada de igual espessura recebeu conchas trituradas. Ambos os sistemas foram vegetados com *Echinodorus subalatus*. Os sistemas operaram em duas fases: Fase I (48 h cheio / 24 h vazio) e Fase II (72 h cheio / 72 h vazio). O monitoramento da eficiência dos sistemas foi feito através da análise dos parâmetros: DQO, fósforo, amônia, nitrito, nitrato, surfactantes, pH e potencial redox. A eficiência média de remoção de DQO e surfactante aniônico foi alta, com 88-91% em WC1 e 87-91% em WC2 em todo o período operacional (englobando as duas fases). A remoção do nitrogênio amoniacal se deu possivelmente por assimilação microbiana heterotrófica para síntese de proteínas dadas as condições de carga elevada e alta relação C/N, com percentuais de: 66,29% WC1 e 66,36% WC2, na Fase I, e de 70,01% (WC1) e 76,37% (WC2), na Fase II. O aumento do período de vazios resultou em um melhor desempenho em ambos os sistemas para remoção de NH_4^+ na Fase II ($p>0,05$). A remoção de nitrato foi superior a 90% em ambos os *wetlands* nas duas fases devido à desnitrificação que foi facilitada pelas condições anóxicas predominantes nos tanques e pela alta relação C/N (49). A eficiência na remoção de fósforo foi superior com conchas trituradas (WC2), alcançando 69,41% na Fase I e 47,68% na Fase II, comparado às conchas inteiras (WC1), com 68,46% na Fase I e 26,90% na Fase II, com diferenças significativas comparando os dois tanques ao longo do período operacional ($p>0,05$). O aumento do tempo de vazios na Fase II reduziu a eficiência de remoção de fósforo nos dois tanques ($p>0,05$), que se deu possivelmente devido à diminuição do tempo de contato necessário para a produção de polihidroxialcanoatos (PHAs) em ambiente anaeróbio. As macrófitas não tiveram impacto significativo no tratamento devido ao seu baixo desenvolvimento, possivelmente por temperaturas inadequadas para a planta no ambiente de cultivo. Os substratos emergentes aqui utilizados e a estratégia operacional em fluxo de maré se mostraram eficientes no tratamento de águas cinzas.

Palavras-chave: Águas cinzas. C/N elevada. Substratos emergentes. Tratamento descentralizado. *Wetlands tidal flow*.

ABSTRACT

The search for effective and accessible technologies for wastewater treatment, which reduce water consumption in their processes and ensure universal access, has intensified. Thus, this study aimed to evaluate the efficiency of removing organic matter and nutrients (N and P) in bench-scale constructed wetlands operated under tidal flow regime with a filter bed made of ceramic bricks and marine shells. Two wetlands (WC1 and WC2) with vertical subsurface downward flow were constructed; WC1 had a layer of whole shells (4.4 cm thick), and WC2 had a layer of crushed shells of the same thickness. Both systems were vegetated with *Echinodorus subalatus*. The systems operated in two phases: Phase I (48 h full / 24 h empty) and Phase II (72 h full / 72 h empty). System efficiency was monitored by analyzing parameters such as COD, phosphorus, ammonia, nitrite, nitrate, surfactants, pH, and redox potential. The average efficiency of COD and anionic surfactant removal was high, with 88-91% in WC1 and 87-91% in WC2 over the entire operational period (covering both phases). Ammoniacal nitrogen removal likely occurred through heterotrophic microbial assimilation for protein synthesis due to high load conditions and a high C/N ratio, with removal percentages of 66.29% (WC1) and 66.36% (WC2) in Phase I, and 70.01% (WC1) and 76.37% (WC2) in Phase II. Increasing the emptying period improved performance in both systems for NH_4^+ removal in Phase II ($p > 0.05$). Nitrate removal was greater than 90% in both wetlands in both phases, due to denitrification facilitated by the anoxic conditions in the tanks and the high C/N ratio (49). Phosphorus removal efficiency was higher with crushed shells (WC2), reaching 69.41% in Phase I and 47.68% in Phase II, compared to whole shells (WC1), which had 68.46% in Phase I and 26.90% in Phase II, with significant differences between the two tanks throughout the operational period ($p > 0.05$). Increasing the emptying time in Phase II reduced phosphorus removal efficiency in both tanks ($p > 0.05$), possibly due to reduced contact time required for the production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) in the anaerobic environment. Macrophytes had no significant impact on treatment due to their low development, likely caused by inadequate temperatures for the plant in the cultivation environment. The emerging substrates used here and the tidal flow operational strategy proved efficient in treating graywater.

Keywords: *Echinodorus subalatus*. high C/N ratio. Emergent substrates. Decentralized treatment. Wetlands tidal flow

LISTA DE FIGURAS

Figura 1— Principais rotas de remoção de nitrogênio em WC de fluxo subsuperficial	25
Figura 2—Vista frontal sistemas WC, composto por WC1, WC2 e reservatório de alimentação.....	30
Figura 3— Substratos utilizados na camada de base (a) fragmentos de tijolos e (b) areia	31
Figura 4— Manutenção das macrófitas <i>Echinodorus subalatus</i> , até o procedimento de vegetação nos <i>wetlands</i> estudados.....	33
Figura 5— Concentração média de DQO no afluente e efluente de WC1, no período operacional em WC1, nas fases I (48 /24 h) e II (72h/ 72 h).....	51
Figura 6— Concentração média de DQO no afluente e efluente de WC2, no período operacional, nas fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h).....	51
Figura 7— Variação da matéria orgânica em termo de DQO, no período operacional de WC1, em função do tempo de cheio/vazio, nas Fases I (48 h/ 24h) e II (72 h/72 h).....	52
Figura 8—Variação da matéria orgânica em termo de DQO, no período operacionalde WC2, em função do tempo de cheio/vazio, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	52
Figura 9— Concentração média do surfactante aniônico no afluente e efluente de WC1 ao longo do período operacional, em função do tempo de cheio/vazio, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	55
Figura 10— Concentração média do surfactante aniônico no afluente e efluente de WC2 ao longo do período operacional, em função do tempo de cheio/vazio, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	55
Figura 11—Variação da concentração de surfactante aniônico no afluente e efluente de WC1, no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).	58
Figura 12—Variação da concentração de surfactante aniônico no afluente e efluente de WC2, no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).	59
Figura 13— Concentração média de nitrogênio amoniacal no afluente (AF) e efluente (EF) de WC1 no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	60
Figura 14— Concentração média de nitrogênio amoniacal no afluente (AF) e efluente (EF) de WC2, no período operacional Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	60
Figura 15—Variação da concentração de amônia no afluente e efluente ao longo do período operacional em WC1, nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72h/72 h).....	62

Figura 16—Variação da concentração de amônia no afluente e efluente ao longo do período operacional em WC2 nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h).....	62
Figura 17—Variação da concentração de nitrito no afluente e efluente de WC1 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	65
Figura 18—Variação da concentração de nitrito no afluente e efluente de WC2 ao longo do período operacional, mas Fases I (48h/ 24 h) e II (72 h/ 72).....	65
Figura 19—Valores médios de pH no afluente (AF) e efluente (EF) de WC1 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	66
Figura 20—Valores médios de pH no afluente (AF) e efluente (EF) de WC2 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).....	66
Figura 21— Concentração média de nitrato no afluente (AF) e efluente (EF) do WC1 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72h/ 72h).....	70
Figura 22— Concentração média de nitrato no afluente (AF) e efluente (EF) do WC2, ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h).....	70
Figura 23—Variação da concentração de nitrato no afluente e efluente de WC1 no período operacional, Fases I (48 h/24h) e II (72 h/72 h).	71
Figura 24—Variação da concentração de nitrato no afluente e efluente de WC2 no período operacional Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h)	72
Figura 25— Concentração média de fósforo no afluente (AF) e efluente (EF) em WC1 no período operacional, nas Fases I (72 h/72 h) e II (72 h/72 h).....	74
Figura 26— Concentração média de fósforo no afluente (AF) e efluente (EF) em WC2, ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h).....	74
Figura 27—Variação da concentração de fósforo no afluente e efluente de WC1, no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).	75
Figura 28—Variação da concentração de fósforo no afluente e efluente de WC no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).	75
Figura 29—Visualização das macrófitas <i>Echinodurus subalutis</i> vegetando os wetlands construídos (WC1: com camada de concha inteira; WC2: com camada de concha triturada) em escala de bancada na segunda semana do período de adaptação.....	81
Figura 30— Folhas de <i>Echinodorus subalutis</i> removidas por se apresentarem ressecadas e murchas.....	81

LISTA DE TABELAS

Tabela 1— Dimensões e características do meio filtrante WC1 e WC2.....	32
Tabela 2— Composição da água cinza sintética que afluenta aos wetlands WC1 e WC2.	34
Tabela 3— Ciclos operacionais no período de adaptação e partida dos sistemas.....	34
Tabela 4— Dados da busca sistemática, com base na combinação de palavras-chave, antes .	38
Tabela 5— Ranking dos artigos classificados a partir da equação In Ordinatío.....	39
Tabela 6— Tipos de substrato e eficiência de remoção em wetlands	44
Tabela 7— Principais macrófitas utilizadas nos trabalhos obtidos na revisão sistemática.	48
Tabela 8— Massa adsorvida dos poluentes matéria orgânica, em termos de DQO, amônia e fósforo nos substratos do leito de WC1 e WC2.	79

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	18
2.1 Objetivo Geral	18
2.2 Objetivos Específicos.....	18
3 REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1.1 Tratamento descentralizado de tratamento de esgoto	19
3.1.2 <i>Wetlands</i> construídos.....	20
3.1.4 Macrófitas	22
3.1.5 Remoção de matéria orgânica e nutrientes.....	23
3.1.6 Estratégia operacional fluxo de maré (<i>tidal flow</i>).....	26
4 MATERIAL E METODOS.....	28
4.1 Revisão sistemática.....	28
4.2 Construção e características dos WC em escala de laboratório.....	29
4.3 Macrófitas (coleta, transporte e manutenção):.....	32
4.4 Água cinza.....	33
4.5 Partida e operação dos sistemas <i>wetlands</i>	34
4.6 Coleta, parâmetros de monitoramento e análise estatística	35
4.7 Ensaio de dessorção.....	36
4.8 Estimativa da relação C/N teórica	37
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO:	38
5.1 Estado da arte.....	38
5.2. Desempenho dos <i>wetlands</i> construídos (WC).....	50
5.2.1- Matéria Orgânica (DQO) e surfactante	50
5.2.2. Remoção de nutrientes.....	59
5.2.2.1 Remoção de nitrogênio.....	59
5.2.2.2 Remoção de fósforo	73
5.2.3 Teste de dessorção	78
5.2.4 Adaptação e desenvolvimento das macrófitas nos WCs	80
6 CONCLUSÃO	83
7 INDICAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	85
REFERÊNCIAS	86

1 INTRODUÇÃO

A escassez hídrica e os problemas relacionados ao mau uso e desperdício de água são uma preocupação global. Dentre os principais problemas que levam a diminuição da qualidade e consequente menor distribuição destaca-se a poluição antrópica que tem como uma de suas fontes principais o despejo inadequado de efluentes, com tratamento parcial ou sem nenhum tratamento (esgoto “*in natura*”) (X. TAN *et al.*, 2020).

Os esgotos provenientes de residências, industriais e atividades agrícolas caracterizam-se por apresentar grandes quantidades de matéria orgânica e nutrientes, principalmente Nitrogênio (N) e Fósforo (P). A presença desses poluentes diminui o nível de oxigênio no meio que pode ocasionar na predominância de ambientes anóxicos e anaeróbios que é danoso para o ecossistema aquático. O excesso de N e P propicia no fenômeno de eutrofização do corpo hídrico, além do fato de que algumas formas de nitrogênio como Nitrito (NO_2^-) e Nitrato (NO_3) apresentam toxicidade e efeitos danosos contra organismos aquáticos e também seres humanos (CHAND *et.*, *al* 2021 e KAMILYA *et.*, *al* 2022).

A busca por tecnologias efetivas e acessíveis no tratamento de esgotos com redução de consumo de água em seus processos e universalização do acesso as populações tem se intensificado. Diversos países tanto desenvolvidos como em desenvolvimento vêm optando por utilizarem essas tecnologias devido ao maior custo-benefício e menores danos ambientais gerados, com destaque para países de grande contingente populacional como os do continente asiático e africano (NHAPI, 2004).

No Brasil a lei 14.546/2023 que atualizou e complementou a política nacional de saneamento através da lei 11.445/2007 fala sobre a necessidade de incentivo a soluções inovadoras de tratamento de esgoto que proporcionem o ampliamento da cobertura e a melhoria dos serviços de saneamento, assim como promove a necessidade da descentralização dos sistemas de tratamento de esgoto, aumentando a flexibilidade e ampliando o acesso principalmente a comunidades urbanas e rurais mais distantes dos sistemas centralizados, o que o que possibilita o desenvolvimento do saneamento rural, um conceito também apresentado nessa lei.

O plano nacional de saneamento proposto na lei 11.445/2007 indica a diversificação das tecnologias de tratamento, como soluções descentralizadas de tratamento a exemplo da

fossa séptica e reatores biológicos e promove a busca por tecnologias de tratamento mais sustentáveis, econômicas e eficientes.

Os *wetlands* *construídos* (WC) são uma tecnologia descentralizada de tratamento de esgotos, que proporciona elevada eficiência de remoção e que apresenta vantagens frente as tecnologias tradicionais de remoção de poluentes, são de fácil instalação, operação, manutenção e custo baixo, com baixo requisito de área para implantação, também possui capacidade de ampliação dos sistemas elevada, com geração baixa ou mínima de lodo, sendo consideradas ecologicamente segura e sustentável para o meio ambiente (SAEED *et al.*, 2020; LIU *et al.*, 2014). Essa tecnologia se encaixa dentro do que a legislação brasileira indica para a diversificação, descentralização, flexibilização e ampliação de atendimento dos sistemas de tratamento de esgoto.

Os *wetlands* *construídos*, são sistemas compostos por substratos que formam um leito filtrante, esses substratos também são conhecidos como meios, matriz/material de suporte e material de enchimento, onde são plantadas macrófitas proporcionando que a integração de meio suporte, planta e micro-organismos que ali se desenvolvem possibilitem a remoção de poluentes e degradação de matéria orgânica por meio de processos de filtração, adsorção, sedimentação e transformações biológicas (ZAMORA *et al.*, 2019).

A escolha dos substratos utilizados nos WC é fundamental para otimizar o desempenho do sistema na remoção de poluentes, pois influenciam na formação e estabilidade do biofilme, na abundância de espécies bacterianas e na transferência de oxigênio no meio, fatores que são fundamentais para as transformações biológicas que resultam na remoção de matéria orgânica (DQO) e nitrogênio (LIU *et al.*, 2014). Da mesma forma, para a remoção de fósforo, há necessidade de materiais com boa capacidade de adsorção, pois esta é a principal via de remoção deste nutriente nestes sistemas (X. TAN *et al.*, 2019).

Os substratos tradicionais mais utilizados são, areia e brita. Entretanto, podem ser utilizados materiais de custo baixo ou o aproveitamento de resíduos provenientes de outras atividades, que são classificados como substratos emergentes (X. TAN *et al.*, 2019; Y. YANG *et al.*, 2018). Os tijolos de cerâmica e as conchas marinhas são dois materiais que podem ser utilizados como substratos emergentes em *wetlands* *construídos* (BERMUDEZ, 2022). O tijolo cerâmico é um material que apresenta em sua composição cálcio, alumínio e ferro que proporcionam uma boa remoção de fósforo por adsorção (LIU *et al.*, 2014; SAEED *et al.*, 2020). Já as conchas marinhas possuem em sua composição carbonato de cálcio que, como citado anteriormente, é benéfico para a remoção do fósforo. Além disso a utilização desses

dois materiais é uma alternativa viável para o reaproveitamento de resíduos, pois esses materiais são oriundos da atividade civil e marisqueira (BERMUDEZ, 2022).

A remoção de nitrogênios em *wetlands* tradicionais é baixa, devido à limitação de oxigênio disponível no leito, pois a principal forma de remoção deste nutriente é pela via biológica, através de nitrificação e desnitrificação simultâneas, para que ocorra a desnitrificação efetiva é necessário que seja em meio aeróbio (X TAN *et al.*, 2020). Estratégias operacionais vêm sendo propostas pra possibilitar o aumento de transferência do oxigênio nesses sistemas, uma dessas, denominada de fluxo de maré, consiste na alteração do fluxo, através do escoamento descontínuo, por meio da variação entre períodos cheios e vazios do tanque o que possibilita a criação de zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias nos tanques, facilitando, particularmente, as transformações necessárias para a remoção de nitrogênio que requer a existência desses ambientes (SAEED; MIAH, 2021; X TAN *et al.*, 2020).

De acordo com Kulshreshtha *et al.* (2022), as macrófitas possuem papéis importantes nos *wetlands* construídos, atuando diretamente através da liberação de oxigênio no meio por suas raízes, e indiretamente, pois agem como uma peneira natural para reter as impurezas presentes nos esgotos, sendo muito importante o uso de macrófitas nativas da região de estudo (endêmica), uma vez que já estão adaptadas às variações e condições de clima local e evitam a possibilidade de invasão de espécies de outras regiões (BERMUDEZ, 2022).

Assim, visando observar o desempenho do sistema com emprego de uma macrófita regional do semiárido, foi proposto o uso de *Echinodorus subalatus* na vegetação de sistemas WC em escala de bancada, sendo operados em fluxo de marés, visando avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (N e P), sendo empregado conchas marinhas e tijolos cerâmicos como substratos alternativos na composição do leito filtrante.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Avaliar a eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes (N e P) em *wetlands* de bancada construído com escoamento de fluxo em marés e leito filtrante de tijolo cerâmico e concha marinhas.

2.2 Objetivos Específicos

- Verificar o estado da arte sobre a temática proposta;
- Avaliar a influência do uso de camada de concha inteira e triturada na eficiência de remoção;
- Comparar o desempenho do sistema operado com *Echinodurus subalatus* com outros reportados na literatura;
- Verificar a capacidade de adsorção dos materiais suporte empregados (tijolo e concha);
- Estimar a massa de matéria orgânica, surfactante e amônia removidas por via biológica.

3 REFERECIAL TEÓRICO

3.1.1 Tratamento descentralizado de tratamento de esgoto

A escassez hídrica é uma preocupação global, pois o aumento do crescimento populacional, somado ao acelerado avanço da industrialização e urbanização propicia a deterioração da qualidade da água e diminuição da quantidade disponível em todo mundo. Uma das principais fontes de poluição dos recursos hídricos é decorrente do despejo inadequado de esgotos tratados parcialmente ou “*in natura*”, ou seja, sem nenhum tratamento (LEUNG *et al.*, 2016; X. TAN *et al.*, 2020).

Os efluentes, sejam de origem doméstica ou industrial, apresentam concentração de matéria orgânica que pode comprometer a autodepuração de corpos hídricos receptores, bem como nutrientes, com destaque para o fósforo (P) e o nitrogênio (N) que são os dois principais macronutrientes responsáveis pelo processo de eutrofização. O excesso de nutrientes e matéria orgânica proporciona um desequilíbrio da microbiota, afetando a biodiversidade. A presença desses poluentes leva ao consumo excessivo de oxigênio dissolvido no meio que pode conduzir à ocorrência de ambientes anóxicos e anaeróbios, ocasionando efeitos deletérios para o ecossistema aquático, como a morte de peixes e micro-organismos, afetando a saúde e qualidade de vida da população que utiliza esses recursos hídricos para abastecimento (ZINATO, GUIMARÃES, 2017; KAMYLIA *et al.*, 2022).

Sistemas de tratamento de esgoto descentralizados caracterizam-se por serem situados próximos das fontes de geração, o que permite atender desde áreas em centros urbanos, à localidades rurais mais afastadas. Estes sistemas apresentam uma série de vantagens frente as estações de tratamento convencionais, dentre elas: custo baixo, facilidade de manutenção e operação e maior possibilidade de recuperação de resíduos, sendo compactos e de menor gasto energético, menor geração de resíduos e subprodutos, facilidade de projeção e de expansão e serem mais sustentáveis, garantindo assim em menos danos ao meio ambiente (MESQUITA, 2019; NHAPI, 2004).

Devido às estas vantagens, países desenvolvidos e em desenvolvimento vêm investindo na aplicação de sistemas descentralizados. Países do continente asiático como a China e a Índia são locais de grande e constante densidade populacional, de modo que a aplicação de sistemas descentralizados nestes locais é uma alternativa viável e vantajosa, principalmente devido aos

custos menores, atendimento amplo e a facilidade de ampliação e manutenção desses sistemas (LARSEN *et al.*, 2016).

3.1.2 *Wetlands* construídos

Inúmeras tecnologias têm sido aplicadas para o tratamento de águas residuais como lodos ativados, filtro percolador, reatores em bateladas sequenciais e separação por membrana. Essas tecnologias são um tanto dispendiosas apresentam dificuldades limitantes para a sua aplicação, como altos custos operacionais, demanda energética elevada, necessidade de grandes áreas para implantação, geração de grande quantidade de lodo residual e geração de possíveis subprodutos perigosos o que as torna não completamente acessíveis para aplicações, particularmente nas áreas rurais (CHAND *et al.*, 2021).

Os *wetlands* construídos (WC) são uma tecnologia de tratamento de esgotos descentralizada que vem ganhando destaque nos últimos anos e baseiam-se nos mesmos princípios de tratamento naturais que ocorrem em ambientes saturados (*wetlands* naturais) como o caso de pântanos, mangues, lagoas, várzeas, etc, onde o ambiente composto, por solo, água, plantas e micro-organismos propiciam o tratamento de efluentes por processos de decomposição de matéria orgânica e biofiltração (PEREIRA, 2011; ZAMORA *et al.*, 2019).

Estes sistemas são compostos por tanques que recebem em seu interior um material de recheio (substrato), podendo ser vegetados com macrófitas que fazem uma integração, auxiliando na oxigenação do leito filtrante e servindo também de suporte pela colonização de suas raízes, podendo ser usados para a remoção de poluentes através de transformações biológicas (remoção de nitrogênio e degradação da matéria orgânica), adsorção (principal via de remoção de fósforo), sedimentação e filtração e absorção pelas plantas (CHEN *et al.*, 2016).

Os *wetlands* construídos são divididos de acordo com o caminho do fluxo hidráulico em (IBEKWE *et al.*, 2016):

- Fluxo subsuperficial: horizontal (WC-FSSH), vertical (WC-FSSV);
- Fluxo superficial livre (WC-FSL);
- Fluxo misto ou híbrido, que mesclam dois ou mais tipos de fluxo em uma unidade.

Os fluxos do tipo misto/ híbrido propiciam um melhor desempenho na eficiência de remoção de poluentes, do que a utilização de só uma modalidade, pois ocorre a combinação

de sistemas que possuem capacidades diferentes de remoção para cada tipo de poluentes e que podem ocorrer simultaneamente (SAEED *et al.*, 2019).

De acordo com Silva (2007) sistemas de fluxo superficial promovem boas remoções de matéria orgânica e sólidos dissolvidos, devido à baixa velocidade do fluxo, alto tempo de retenção hidráulica e boa sedimentação. Já os de fluxo subsuperficial possuem boa capacidade de remoção de nitrogênio, fósforo e metais pesados, devido aos vários processos que ocorrem no solo que incluem adsorção e filtração. Por isso a autora aponta que a utilização do fluxo misto propicia em um melhor desempenho de remoção de poluentes em *wetlands* construídos.

3.1.3 Substratos

Segundo Liu *et al.* (2014), os substratos, influenciam na formação do biofilme e no transporte de oxigênio em *wetlands* e exercem influência na abundância bacteriana, o que é fundamental para a ocorrência das transformações do nitrogênio por via biológica, assim como para a degradação biológica de matéria orgânica. O tipo de material usado como recheio é um aspecto que possui bastante importância para o desempenho eficiente em *wetlands* construídos, pois possui um papel integrado entre as funções físicas, químicas e biológicas para a remoção de poluentes (Y. YANG *et al.*, 2018).

Materiais com boa capacidade de adsorção são importantes para a remoção de matéria orgânica e nutrientes, principalmente na eficiência de remoção de fósforo, tendo em vista que a principal via de remoção deste nutriente é através da adsorção no substrato. Os materiais ricos em cálcio, alumínio e ferro proporcionam remoção eficiente de fósforo por adsorção, com valores acima de 90% (LIU *et al.*, 2014; SAEED *et al.*, 2020).

Um substrato que permita uma boa adesão microbiana e tenha maior área superficial para formação de biofilme também é interessante para o desempenho de *wetlands* construídos. Os biofilmes constituem em uma importante forma de manter dentro do sistema células microbianas adaptadas, permitindo maior contato entre os micro-organismos e a matéria orgânica e nutrientes, favorecendo os processos biológicos que ocorrem durante o contato entre o biofilme e a água residuária. Além disso, materiais que possuem área superficial elevada e boa porosidade têm maiores condições de favorecer o transporte de oxigênio, que é essencial para melhorar o desempenho do tratamento dos sistemas (LIU *et al.*, 2014).

De acordo com Y. Yang *et al.* (2018), substratos emergentes são substratos de custo baixo que são classificados de acordo com a função que ocupam nos WC em: substratos de troca

iônica, substratos doadores de elétrons e substratos de adsorção. Estes substratos mostram melhor desempenho do que os tradicionais (areia, brita, solo). Ainda, segundo Y. Yang *et al.* (2018), existe a possibilidade de reutilizar materiais que são resíduos de diferentes atividades econômicas, sendo uma alternativa benéfica e indicada, pois implica na destinação útil de diferentes resíduos.

Os materiais orgânicos (SAEED *et al.*, 2020, CHAND *et al.*, 2021) e os resíduos agrícolas (TAO *et al.*, 2021) são materiais cujo emprego como substrato apresenta eficiências elevadas na remoção de matéria orgânica (80-95%) e nitrogênio (54-85%). Os resíduos da construção civil vêm demonstrando em diversas pesquisas serem substratos que propiciaram em altas remoções de fósforo total (90-99%) em *wetlands* (SAEED *et al.*, 2020, SAEED *et al.*, 2022; X TAN *et al.*, 2019).

O uso destes resíduos reforça o caráter ambientalmente sustentável dos sistemas de *wetlands* construídos, pois seu reaproveitamento tem atenuado seu acúmulo no meio ambiente e, pelas suas características, têm demonstrado ser materiais que atendem aos requisitos esperados para um bom substrato, além de trazer benefícios ao sistema de tratamento. Como exemplo, o tijolo cerâmico é um material com boa capacidade de adsorção de fósforo que é a principal via de remoção deste nutriente nestes sistemas. Isso ocorre porque o tijolo cerâmico é rico em cálcio, alumínio e ferro, que proporcionam remoção eficiente de fósforo por adsorção, com valores acima de 90% (LIU *et al.*, 2014; SAEED *et al.*, 2020).

3.1.4 Macrófitas

As macrófitas são um fator importante para auxiliar no desempenho de sistemas *wetlands* e possibilitar melhoria na eficiência de tratamento devido às condições que impõem ao canteiro. De acordo com Kulshreshtha *et al.* (2022), as macrófitas desempenham papéis diretos e indiretos como, por exemplo, na absorção direta de nutrientes, além de promoverem a liberação de oxigênio através de suas raízes.

As macrófitas podem ajudar em condições precárias de carbono, onde exsudados vegetais liberados por suas raízes podem ser usados pelos micro-organismos como fonte de reposição de carbono, o que pode contribuir com a remoção de nutrientes, especialmente de nitrogênio, pois os micro-organismos responsáveis pela remoção do nitrogênio total nesses sistemas utilizam grandes quantidades de carbono orgânico em seus processos (X TAN *et al.*, 2020; X TAN *et al.*, 2021).

As macrófitas em WC podem funcionar como peneira natural para impurezas em suspensão presentes no esgoto, além de fornecerem locais abundantes para adsorção de micro-organismos, sem mencionar o valor estético natural que possuem e a ajuda na mitigação do clima (KULSHRESHTHA *et al.*, 2022).

A utilização dessas plantas também é importante ao influenciar as comunidades microbianas presentes nos *wetlands* construídos, afetando sua composição a depender das espécies de macrófita a vegetar o sistema. Existem diferenças nas características da raiz, na taxa de perda radial de oxigênio e na liberação de vários exsudatos radiculares, as quais variam de espécie para espécie e podem impactar no desempenho do sistema, como, por exemplo, a seleção de micro-organismos específicos, devido aos exsudados liberados no meio pelas raízes das macrófitas, favorecendo processos específicos de bioconversão (KULSHRESHTHA *et al.*, 2022).

As variações na eficiência do tratamento são decorrentes de diferenças na capacidade das espécies de macrófitas em relação ao grau de penetração radicular e a transferência de oxigênio que afeta o tipo de comunidade microbiana presente na zona úmida. As espécies que conseguem promover uma maior oxigenação do meio também contribuem para melhorar a nitrificação, sendo o nitrato utilizado nas regiões anóxicas do leito por bactérias desnitrificantes até nitrogênio gasoso. Além disso, o tipo e quantidade de exsudados radiculares presentes no meio variam em função da espécie de macrófita, de modo que podem ser usados como fonte de carbono pelas bactérias desnitrificantes, otimizando a remoção de nitrogênio. Em relação à remoção de fósforo (P), de acordo com os autores, as plantas atuam de forma mais direta através da absorção deste nutriente, não resultando em grande remoção (KULSHRESHTHA *et al.*, 2022).

A utilização de macrófita nativa (endêmica) é mais indicada do que macrófitas de outro local (exóticas), pois as macrófitas locais são mais suscetíveis a se adaptarem as variações de clima da região, além de evitar a introdução de outro tipo de espécie que pode vir a se tornar uma invasora, na região (BERMUDEZ, 2022).

3.1.5 Remoção de matéria orgânica e nutrientes

A remoção de poluentes em WC se dá através da integração entre substrato, micro-organismos e as plantas por meio de fatores químicos, físicos e biológicos a depender do tipo de poluente que se deseja remover (DECEZARO, 2018). No quadro 1 é apresentado um resumo das principais vias de remoção de alguns poluentes em *wetlands* construídos.

Quadro 1— Principais vias de remoção em WC.

Poluente	Processo de transformação/remoção		
	Físico	Químico	Biológico
Matéria orgânica carbonácea (DQO, DBO)	Filtração e sedimentação (matéria orgânica particulada)	Oxidação	Degradação biológica (matéria orgânica solúvel), Consumo microbiano
Sólidos em suspensão	Filtração, sedimentação	-	Decomposição microbiana
Nitrogênio	Volatilização	Troca iônica	Nitrificação/desnitrificação, Consumo microbiano, Absorção pelas plantas
Fósforo	Filtração	Adsorção, precipitação	Absorção pelas plantas, Consumo microbiano
Patógenos	Filtração	Degradação, UV, Absorção	Predação, Morte natural
Metais pesados	Sedimentação	Adsorção, precipitação	Degradação microbiana, Fitodegradação, Fitovolatilização, Absorção pelas plantas

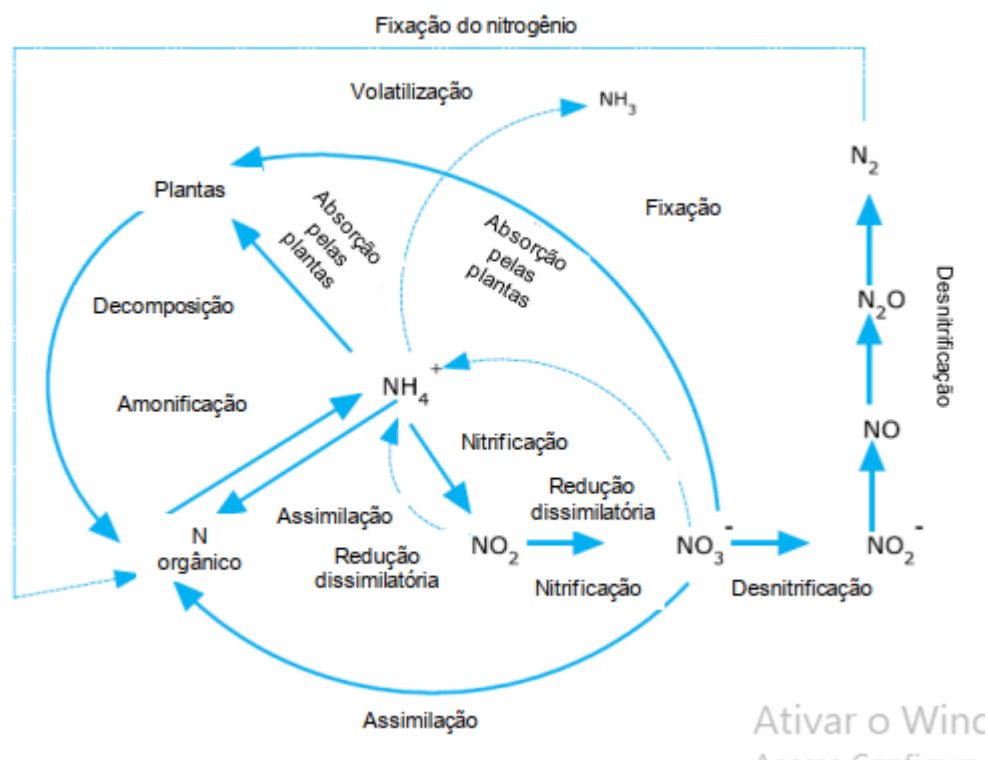
Fonte: Decezaro (2018)

Os *wetlands* construídos geralmente apresentam bom desempenho na remoção de matéria orgânica (80-95%), o que ocorre devido às transformações biológicas desempenhadas por micro-organismos presentes nesses sistemas e que são influenciadas principalmente pelos tipos de substratos utilizados e pela escolha da macrófita, o que, como citado anteriormente, influencia o biofilme e a comunidade bacteriana presentes no meio (LIAO *et al.*, 2022; KULSHRESHTHA *et al.*, 2022).

O fósforo é removido principalmente por adsorção ao meio suporte (X. TAN *et al.*, 2019). A remoção do nitrogênio se deve principalmente à ação biológica, mediada por bactérias nitrificantes e desnitrificantes, com uma pequena porção adsorvida no substrato, principalmente no processo de transformação do nitrogênio amoniacal (CHAND *et al.*, 2022; LU *et al.*, 2020).

A remoção de nitrogênio total ocorre, principalmente, por nitrificação heterotrófica seguida de desnitrificação (X. TAN, *et al.*, 2020), sendo necessário a existência de ambiente aeróbio para formação de nitrito e nitrato a partir do amônio (nitrificação), e a de outro anóxico, no qual bactérias desnitrificantes irão levar o nitrato até a formação de nitrogênio gasoso (desnitrificação) (SAEED; MIAH, 2021). Na Figura 1 são apresentadas, as principais rotas de transformação e remoção de nitrogênio em *wetlands* de fluxo subsuperficial.

Figura 1— Principais rotas de remoção de nitrogênio em WC de fluxo subsuperficial



Fonte: Decezaró (2018)

Em unidades convencionais de *wetlands*, devido às condições de saturação (inundação) permanente, as modalidades tradicionais de operação desta tecnologia não são eficientes quanto à disponibilidade e transferência de oxigênio, o que resultam em baixa remoção de nitrogênio (LU *et al.*, 2020; CHAND *et al.*, 2022; LIAO *et al.*, 2022).

Da mesma forma, a remoção de fósforo em *wetlands* convencionais também é restrita, tanto pela capacidade baixa de adsorção de substratos comumente utilizados (brita, areia, entre outros) como pela limitação de oxigênio dissolvido no meio, uma vez que em combinação, principalmente, com cálcio, deixa de formar precipitado, outra via de remoção desse elemento (CHAND *et al.*, 2022).

Assim, devido à essa limitação de disponibilidade de oxigênio nos WC tradicionais, buscam-se estratégias que permitam a maior disposição de oxigênio no leito filtrante, como a operação com escoamento de fluxo de maré, do inglês “*tidal flow*”. O escoamento de fluxo em maré é baseado no movimento da maré e consiste em submeter o leito filtrante à ciclos sucessivos de cheio e vazio, criando uma alternância de ambientes. A possibilidade de variação de ambientes anaeróbios, anóxicos e aeróbios, possibilita em mais eficiência de remoção de nitrogênio (SAEED; MIAH, 2021; X. TAN *et al.*, 2019).

3.1.6 Estratégia operacional fluxo de maré (*tidal flow*)

Em *wetlands* operados com escoamento em fluxo de marés (*tidal flow*), o oxigênio é provido naturalmente pelo escoamento descontínuo. Isso ocorre pela exposição do leito, formado pela camada de substrato, encontra-se vazio, sem contato com a água residuária, expondo-o ao ar, melhorando a remoção de nutrientes. Assim, em *wetlands* de fluxo em maré há uma sucessão de ciclos, de modo que o fluxo de esgoto entra no sistema que é submetido a etapas de enchimento (alimentação), inundação – quando há tratamento efetivo do esgoto –, descarga – drenagem do efluente tratado – e repouso ou período seco – tempo de repouso ou intervalo entre ciclos sucessivos (SAEED; MIAH, 2021).

Essa sucessão de ciclos com a presença de um período de repouso possibilita o estabelecimento de uma fase aeróbia que é alternada por uma anóxica quando o leito está inundado. A alternância de ambientes conduz a melhora do desempenho do sistema principalmente para a remoção de nitrogênio (LIAO *et al.*, 2022; X. TAN *et al.*, 2019; SAEED; MIAH, 2021).

Nesses sistemas um fator importante é a duração do período de cheio e vazio, como mencionado por Saeed *et al.* (2021) que, em seu estudo para avaliar remoção de poluentes nesses sistemas, aplicaram três razões cheio/vazio em três períodos operacionais: 8 h: 16 h (fase I); 16 h: 8 h (fase II); 24 h: 0 h (fase III) e concluíram que as variações de cheio/vazio influenciam a cinética de remoções de nitrogênio, as remoções de fósforo e matéria orgânica foram estáveis durante todas as fases de cada ciclo operacional, com eficiências de remoção de DQO de 75 a 100%, de NT de 57 a 86% e de fósforo de 80-100%.

De acordo com Liu *et al.* (2014), *wetlands* operados em fluxo de maré podem ajudar a prolongar a capacidade de adsorção dos substratos utilizados, pois propicia o rápido crescimento de biofilme com suficiente suprimento de oxigênio que pode envolver a superfície de cada substrato, fazendo com que os micro poros sejam bloqueados significativamente o que reduz a área de superfície de contato específica e propicia assim o maior tempo de capacidade de adsorção, propiciando em remoções estáveis ao longo do período operacional. Os autores obtiveram eficiência de remoção de 97% de amônia, utilizando o biochar como substrato, que atribuíram a alta capacidade de adsorção do substrato e a estratégia operacional em fluxo de maré.

A relação C/N exerce grande influência sobre a eficiência de remoção de nitrogênio, e, segundo X. Tan *et al.* (2020), particularmente, quando da alimentação em *tidal flow* em

wetlands, há alternância de ambiente aeróbio e anóxico, o que permite, respectivamente, a formação de nitrato e de nitrogênio gasoso, quando ocorre efetivamente a sua remoção, respectivamente, pelas comunidades bacterianas nitrificantes e desnitrificantes. Observa-se que a maioria das bactérias heterotróficas desnitrificantes, responsáveis pelos processos de transformação e remoção de nitrogênio total em *wetlands*, consomem grandes quantidades de fontes de carbono orgânico para seu crescimento e utilizam o carbono como doador de elétrons para a realizar a completa desnitrificação, sob condições aeróbias (X. TAN *et al.*, 2020; X. TAN *et al.*, 2021). Desta forma, a aplicação de relação C/N alta de 3 a 6 resulta em uma melhora na eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e, consequentemente, menos nitrogênio total tende a ser acumulado, o que propicia eficiência alta de remoção de compostos nitrogenados (X. TAN *et al.*, 2020; FU *et al.*, 2018; REN *et al.*, 2014).

4 MATERIAL E METODOS

Foi realizado, primeiramente, a revisão sistemática a fim de verificar o estado da arte da tecnologia em estudo. Quanto ao experimento, foram montados dois tanques *wetlands* construídos (WC) de fluxo subsuperficial vertical em escala de laboratório, para avaliação de eficiência no tratamento de águas cinzas quanto à remoção de matéria orgânica e nutrientes.

O período operacional foi dividido em duas fases de acordo com a configuração dos tempos de cheio e vazio nos ciclos operacionais. O sistema ficou em operação por 6 meses e 7 dias, sendo a Fase I abrangendo um período de 5 meses – de janeiro a maio de 2024 – e Fase II, 1 mês e 7 dias, de maio a julho de 2024.

4.1 Revisão sistemática

Foi feito o levantamento do estado da arte sobre a utilização da ecotecnologia de *wetlands* construídos utilizando fluxo de maré para remoção de nutrientes e matéria orgânica, utilizando “*Methodi Ordinatio*” (PAGANI, KOVALESKI e RESENDE, 2015), que possui o objetivo de fazer um ordenamento e qualificação de artigos científicos em função do número de citações, fator de impacto do periódico e ano de publicação do trabalho (Equação 1) para identificar os estudos mais relevantes.

$$Inordinatio = (Fi / 1000) + (10 (10 - (A' - A''))) + (Ci) \quad (\text{Equação 1})$$

Sendo:

Fi: Fator de impacto;

A': Ano da pesquisa;

A'': Ano da publicação;

Ci: Número de citações.

Foram utilizadas as palavras chaves em inglês: “*Wetland*” “*Removal of Nutrients*” e “*Tidal flow*” para a busca dos artigos nas bases de dados, como boleador utilizou-se o “*And*”, a busca foi realizada em inglês devido a maior parte dos artigos sobre o tema serem publicados utilizando este idioma. Para organização dos artigos foram utilizados os softwares “Mendeley”, “JabRef” e “Excel”.

Para a seleção dos artigos foram utilizadas duas bases de dados: Science Direct e Web of Science. Observou-se que a grande maioria dos números de trabalhos encontrados foi nos

últimos 10 anos, então utilizou-se como recorte temporal a faixa correspondente de artigos dos anos de 2012 a 2022.

4.2 Construção e características dos WC em escala de laboratório

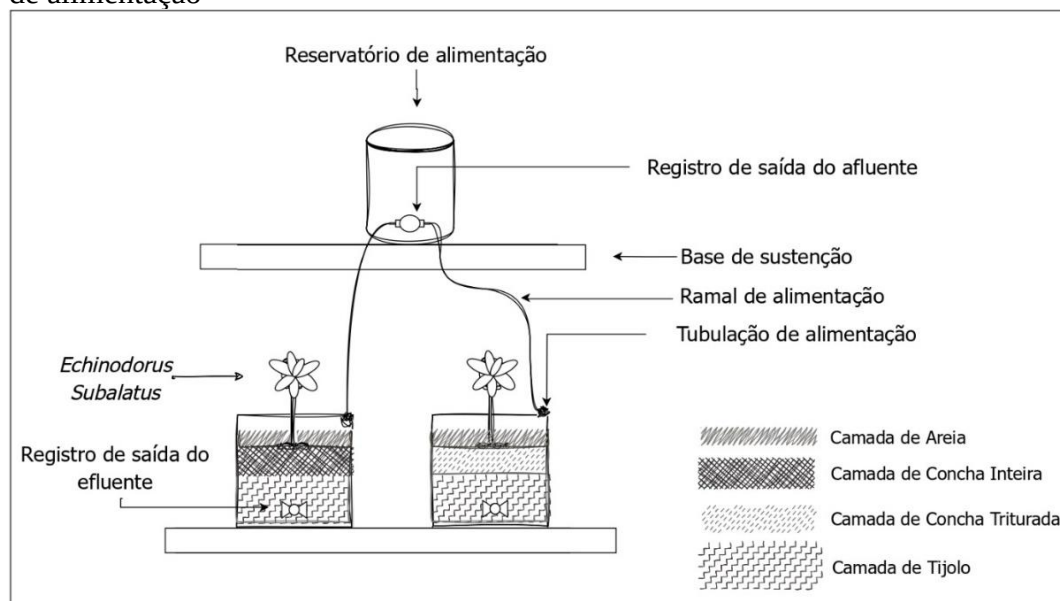
Os *wetlands* foram montados no Laboratório de Tecnologia Ambiental (LATAM) do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE), campus Fortaleza (3°44'38.9"S 38°32'09.8"O).

Foram construídos dois WC (WC1 e WC2), sendo montados em recipientes plástico de base retangular (0,42 x 0,27 x 0,29 m), com volume total de 30 L, com a instalação de uma tubulação de drenagem e saída do efluente instalada na base, em policloreto de vinil (PVC) a qual era dotada de torneira na extremidade externa aos *wetlands* para controle do escoamento e coleta do efluente tratado ao final de cada ciclo. As unidades foram previamente submetidas a ensaio de estanqueidade antes da operação do sistema com água.

A alimentação dos taques foi feita por gotejamento a partir de tubulação em PVC (DN 25 mm), que foi perfurada na parte superior para receber a mangueira de alimentação que vinha do reservatório elevado de alimentação – em policarbonato DN 12,7 mm. A parte inferior dessa tubulação possuía 8 furos com 1 mm de diâmetro, espaçados entre si com 5 cm, para propiciar o gotejamento do afluente sobre a área superficial dos WC, compondo assim o sistema de distribuição. O reservatório de alimentação possuía capacidade para 30 L, e alimentava os dois WC. Na Figura 2 observa-se a vista frontal do sistema WC composto pelo reservatório de distribuição e os dois tanques *wetlands*.

Os tanques foram preenchidos de modo a constituir meio filtrante misto, composto por tijolos, conchas marinhas da espécie *Anomalocardia brasiliiana* e areia grossa de rio lavada como substratos. A escolha desses substratos se deu por serem materiais emergentes, de fácil acesso, menor custo, bem como pela opção de possível reutilização desses materiais que são resíduos provenientes da atividade marisqueira e da construção civil (BERMUDEZ, 2022; X. TAN *et al.*, 2019). E também devido a esses materiais apresentarem em sua composição características que possibilitam uma boa remoção de matéria orgânica e nutrientes. O tijolo possui em sua composição alumínio, ferro e silício que possibilitam uma boa remoção de fósforo por afinidade (OBENG *et al.*, 2023). Já as conchas são ricas em carbonato de cálcio que ajudam a remover o fósforo por precipitação (NGUYEN *et al.*, 2020;) e é um material de origem mais orgânica que proporciona em melhores ambientes para a fixação de biofilme para a remoção de matéria orgânica e das frações nitrogenadas (SAEED *et al.*, 2022).

Figura 2—Vista frontal sistemas WC, composto por WC1, WC2 e reservatório de alimentação



Fonte (autora 2024)

O leito apresentava a seguinte disposição de camadas, da base até a parte superior dos *wetlands*: tijolos fragmentados (13, 2 cm de altura); conchas marinhas (4,4 cm de altura); e areia (4,4 cm de altura).

O *wetland* WC1 recebeu conchas inteiras para compor a camada filtrante, e, em WC2, as conchas foram previamente trituradas.

A camada de areia foi adicionada para melhor fixação das macrófitas. Entre a camada de areia e de concha foi colocada uma tela de nylon semipermeável para evitar que a areia descesse e se misturasse com as conchas.

Nas Figuras 3a e 3b são mostrados, respectivamente, os fragmentos de tijolos usados na camada de base do WC1 e WC2 e a areia adicionada na para compor a camada mais superficial no preenchimento do leito.

Figura 3— Substratos utilizados na camada de base (a) fragmentos de tijolos e (b) areia



Fonte: Autora (2024).

As conchas foram doadas por marisqueiros da cidade de Acaraú-Ceará. Os tijolos e areia molhada foram adquiridos em depósitos do comércio local. As conchas foram lavadas abundantemente com água de torneira a fim de retirar impurezas grosseiras e, após a lavagem, as conchas foram colocadas no sol para secar o excesso de água. Os tijolos, devido a terem sido adquiridos no comércio local, já estavam limpos e secos não sendo observado a necessidade de lavá-los.

Os tijolos foram quebrados com o auxílio de uma marreta de demolição e para triturar as conchas do WC2 foi utilizado um martelo.

Os tanques possuíam no leito uma porosidade média de aproximadamente 49%. O volume útil dos *wetlands* eram de 13,0 L em WC1 e de 13,9 L em WC2. Esse volume útil foi calculado de acordo com Bermudez (2022) a partir da razão entre os valores de volume ocupado pelas camadas de substrato e a porosidade média do leito filtrante. Os WCs foram operados com lâmina de 11 cm e 12 cm por ciclo, estimada em função da área superficial total e da porosidade do leito.

A caracterização do meio filtrante foi realizada a partir das dimensões dos *wetlands* e das características dos substratos utilizados. Os parâmetros de projeto foram feitos com base no estudo de Bermudez (2022). Na Tabela 1 são apresentadas as dimensões e as características do meio filtrante das unidades. Foram usados os pesos específicos de 2000 kg/m^3 para areia úmida, 1700 kg/m^3 para tijolo cerâmico e de 1940 kg/m^3 para concha marinha.

Tabela 1— Dimensões e características do meio filtrante WC1 e WC2.

		WC1	WC 2
	Concha	4,4	4,4
Altura da camada (cm)	Tijolo	13,2	13,2
	Areia	4,4	4,4
Massa do substrato (kg)	Concha	8,0	9,0
	Tijolo	9,0	9,5
	Areia	11	11,2
Porosidade do leito (%)	Concha	39,1	33,9
	Tijolo	57,2	64,6
	Areia	49,9	49,9
Porosidade média do leito (%)		49,0	49,0
Borda livre (cm)		5,0	5,0
Volume total do leito (m ³)		27,0	27,0
Volume útil (L)		13,9	12,9

Fonte: Adaptado Bermudez (2022).

4.3 Macrófitas (coleta, transporte e manutenção):

Foram utilizadas 6 macrófitas da espécie *Echinodorus subalatus*, sendo 3 em cada *wetland*, espaçadas, aproximadamente, em 10 cm de cada uma. As plantas foram transportadas de um sistema piloto estudado por Bermudez (2022), no jardim didático e experimental do Departamento de biologia da Universidade Federal do Ceará (UFC) campus Pici (3°44'41.06"S 38°34'25.88"O) para o local de estudo em sacos plásticos e mantidas sob cultivo a temperatura ambiente de ~ 28°C e foram colocadas na parte externa do LATAM em béqueres de 5000 mL, cobertos com tela de nylon, os quais receberam uma fina camada de areia de 3 cm de altura para possibilitar uma fixação maior das raízes das macrófitas. O cultivo das macrófitas antes da vegetação dos WCs foi em solução nutritiva composta pelos seguintes nutrientes (g/L): Ácido bórico (0,03 g), Ácido molibídico (0,013 g), Cloreto de cálcio (0,013 g), Cloreto de manganês (0,012 g), Cloreto de potássio (0,015 g), Fosfato de monopotássio (0,0002 g), Nitrato de sódio (0,007 g), Sulfato de amônio (0,007 g), Sulfato de cobre II (0, 035 g), Sulfato de zinco (0,035 g), Sulfato de ferro II (0,004 g), Sulfato de

magnésio (0,004 g) e Sacarose (0,5 g). Com o objetivo de preservar e fortalecer as macrófitas para serem utilizadas nos tanques WC.

As plantas permaneceram na solução nutritiva por um período de 30 dias até montagem do sistema, sendo a solução substituída a cada dois dias. Na Figura 4 é mostrado o sistema de manutenção e cultivo das macrófitas.

Figura 4— Manutenção das macrófitas *Echinodorus subalatus*, até o procedimento de vegetação nos *wetlands* estudados



Fonte: Autora (2024).

A espécie *Echinodorus subalatus* foi escolhida por ser uma planta da região de semiárido e, portanto, com características para se adaptar e resistir às características do ambiente.

4.4 Água cinza

Foi produzida uma água cinza sintética seguindo a metodologia de Bermudez (2022), a qual foi adaptada de Abed e Scholz (2016). A água cinza era composta de macro e micronutrientes a fim de simular o que é encontrado em águas cinzas reais. Os nutrientes foram pesados e dissolvidos na água da torneira proveniente de poço (que faz o abastecimento de água do LATAM) para produção da água cinza. Foi adicionado à água cinza sintética, 0,300 mL/L de esgoto coletado de caixa de passagem do restaurante universitário do *campus*, seguindo a proporção utilizada por Bermudez (2022) que para cada 100 mL de efluente sintético, era adicionado 1 L de água cinza real. Na Tabela 2 é mostrados os componentes da água cinza sintética submetida ao tratamento nos *wetlands* WC1 e WC2, sendo que a mesma

ainda continha produtos de higiene, a saber: creme dental (0,02 g/L), xampu (10 mL) e sabonete líquido (10 mL).

Tabela 2— Composição da água cinza sintética que afluenta aos *wetlands* WC1 e WC2.

Composto	Concentração (g/L)
Celulose microcristalina	0,002
Fosfato de potássio	0,002
Cloreto de sódio	0,025
Extrato de carne	0,100
Amido solúvel	0,005
Sacarose	0,068
Cloreto de amônio	0,051
Bicarbonato de sódio	0,100
Cloreto de cálcio	0,005

Fonte: Adaptado Bermudez (2022)

4.5 Partida e operação dos sistemas *wetlands*

Os WC foram operados em duas fases operacionais, de acordo com a configuração dos ciclos, em tempos de cheio/vazio de 48 h/24 h (Fase I) e de 72 h/72 h (Fase II). A Fase II teve por objetivo de verificar se o aumento de período de cheios e vazios iriam influenciar na remoção de matéria orgânica (DQO) e nutrientes. Os tempos de enchimento e de esvaziamento foram, respectivamente, de 40 min e 15 min. Ao todo foram realizados 41 ciclos, sendo 34 ciclos na Fase I e 7 ciclos na Fase II.

Em uma etapa inicial foi feita a adaptação do sistema, com o aumento gradativo da carga orgânica submetida ao mesmo, promovendo-se ao longo de 15 dias a diluição da água, as quais foram de 30% e 60% (v/v), antes de alimentá-los com a água cinza integral, ou seja, com a carga orgânica total, conforme mostrado na Tabela 3.

Tabela 3— Ciclos operacionais no período de adaptação e partida dos sistemas

Carga Orgânica-

		Fim	CO	Ciclos
Período	Início		(g.DQO/ciclo)	
de adaptação				
1ª semana	08/01/2023	15/01/2023	4,28	I e II
(30% CO_{total})				
2ª semana	17/01/2023	22/01/2023	8,58	III e IV
(60% CO_{total})				
	23/01/2023	29/01/2023	14,29	V e VI
3ª semana				
(100% CO_{total})				

*DBO = DQO/2; [DQO] média: 1031,54 mg/L
 Fonte: Autora (2024)

De acordo com Subtil *et al.* (2018) a adaptação do sistema é importante a fim de que possa ser minimizada condição de estresse para as macrófitas que é ocasionada pela mudança de ambiente ao serem alimentadas com a água cinza que contém concentração de poluentes, tendo-se feito o aumento gradativo da carga orgânica ao longo do tempo antes da alimentação dos sistemas com a carga orgânica total (14,29 g.DQO/ciclo) aplicada nos ciclos operacionais.

A água cinza sintética era produzida para um volume de 30 L, sendo realizada ainda a caracterização do afluente em cada ciclo. Após o final de cada ciclo, o efluente era descartado na pia do LATAM, sendo coletados 2 L de cada WC para fazer as análises dos parâmetros de monitoramento.

4.6 Coleta, parâmetros de monitoramento e análise estatística

As amostras tanto da água cinza sintética afluente como do efluente foram armazenadas em frasco âmbar, identificadas e guardadas na geladeira a temperatura de 4°C, no máximo por 7 dias, até a realização das análises físicas e químicas.

Foram determinados os seguintes parâmetros para monitoramento da eficiência dos WC: demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻), pH, surfactante aniônico, temperatura, e fósforo total. Os parâmetros DQO, amônia, nitrito, nitrato, pH, fósforo total e surfactante aniônico foram analisados seguindo as

metodologias determinadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2023). O nitrato foi determinado utilizando a metodologia do salicilato de sódio (RODIER, 1990). O parâmetro surfactante aniônico só foi determinado a partir da terceira semana do período de adaptação dos sistemas devido a uma restrição na execução da análise que impossibilitou de ser realizado o monitoramento nas primeiras duas semanas e foi analisado através do método espectrofotométrico simplificado utilizando azul de metileno para determinação de surfactantes aniônicos (E. JURADO *et al.*, 2006).

Foram feitas a estatística descritiva dos dados de monitoramento dos dois tanques (média, máximo, mínimo e desvio padrão) e a eficiência de remoção nos dois tanques (WC1 E WC2). Os valores resposta foram analisados e submetidos ao teste de análise de variância (ANOVA).

Foi realizado o teste ANOVA com fator duplo com as eficiências médias de remoção de cada um dos parâmetros para verificar se existe comparação significativa na eficiência de remoção entre o *wetland* utilizando a concha inteira como substrato (WC1) e o utilizando a concha triturada como substrato (WC2).

4.7 Ensaio de dessorção

A massa de poluente adsorvido no leito foi estimada com base na concentração obtida nesse ensaio e na massa total de substrato que preencheu o leito dos reatores, tendo-se feito análises dos parâmetros DQO, amônia e fósforo.

O ensaio foi feito após finalizar o último ciclo de operação dos WCs, sendo a metodologia adaptada dos protocolos descritos em Li *et al.* (2024) e Boyer *et al.* (2018) Uma quantidade de massa (g) de cada substrato (areia, concha e tijolo) de cada WC foi removida e seca à temperatura $\sim 105^{\circ}\text{C}$, em estufa com regulagem de temperatura, sendo posteriormente pesados individualmente para obtenção da massa. Em frascos de vidro (500 mL), foram adicionadas em separado a massa dos substratos e um volume conhecido de uma solução de dessorção para cada parâmetro, sendo usadas soluções 0,1 M de cloreto de sódio, cloreto de cálcio e ácido acético, respectivamente, para determinações de DQO, amônia e fósforo. Os frascos permaneceram em agitador mecânico a 100 rpm por 1 h, para desprendimento do que ficou retido de poluente em cada substrato, e, em seguida a solução foi filtrada para a retirada de remoção de partículas de substrato, procedendo-se às análises de acordo com APHA (2012).

Foi determinada a massa adsorvida de cada poluente a partir da concentração obtida nesse ensaio e do volume do meio, estimando-se a massa total adsorvida nos WCs com base na massa total de substratos que compuseram o leito. Assim, foi feito um balanço de massa entre

a massa de poluente removida em cada WC e de sua massa adsorvida a fim de obter o percentual removido pela via de adsorção e pela via biológica.

4.8 Estimativa da relação C/N teórica

A relação C/N foi estimada de forma teórica, tomando como base a determinação dos átomos carbono e do nitrogênio presentes em cada constituinte do meio (Tabela 2) e assim estimado o percentual de carbono e nitrogênio em cada constituinte. Por conseguinte, foi obtida a concentração relativa a cada um desses elementos no meio. Para o sabonete, xampu e o creme dental, a estimativa foi feita em função do teor de carbono e nitrogênio em cada um dos produtos, chegando-se também à concentração estimada de carbono e nitrogênio relativa a adição desses produtos na água cinza, conforme Equação 2. O teor total de C ou N foi feito a partir do somatório das concentrações desses elementos de todos os constituintes, obtendo-se assim a relação C/N.

$$[C] \text{ ou } [N] = [\text{constituinte na água cinza}] \times \text{percentual (\% de C ou N)} \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

C: carbono presente em cada constituinte;

N: nitrogênio presente em cada constituinte.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO:

5.1 Estado da arte

A correlação das palavras-chave nas duas bases de dados, mencionadas no item 4.1, resultou em um total de 123 artigos, sendo que 18 destes não tiveram acesso livre e não foram utilizados. Assim, 105 artigos foram ordenados (Tabela 4).

Tabela 4— Dados da busca sistemática, com base na combinação de palavras-chave, antes da aplicação dos filtros

Combinação das palavras chaves	Science Direct	Web of Science	Acesso Pago	Acesso Livre	Total Encontrados
Wetland AND Removal of Nutrients AND Tidal Flow	81	42	18	105	105

Fonte: Autora (2024).

Com os 105 artigos disponíveis, foi realizada a primeira filtragem, a partir do título dos artigos e foram selecionados 51 artigos, realizou-se uma segunda filtragem, utilizando a leitura dos resumos como critério de exclusão, onde foram excluídos dos 51 artigos, 29 que não apresentaram relação direta com a utilização de “o uso de áreas úmidas de fluxo de maré para o tratamento de águas residuárias domésticas, restando 22 artigos. Por fim, dos 105 artigos, após aplicado os critérios de filtragem, restaram 22 artigos que foram lidos em sua totalidade para obtenção do panorama sobre o uso da tecnologia em fluxo de marés. Na Tabela 5 é apresentado o ordenamento dos artigos selecionados a partir da classificação *In Ordinato*.

Tabela 5— Ranking dos artigos classificados a partir da equação In Ordinato.

	Autor	Título	Ano	In ordinatio
1	Tan, X., Yang, Y.L., Li, X., Zhou, Z.W., Liu, C.J., Liu, Y.W., Yin, W.C. and Fan, X.Y.	<i>Intensified nitrogen removal by heterotrophic nitrification aerobic denitrification bacteria in two pilot-scale tidal flow constructed wetlands: Influence of influent C/N ratios and tidal strategies</i>	2020	139
2	Tan, X., Yang, Y.L., Liu, Y.W., Li, X., Fan, X.Y., Zhou, Z.W., Liu, C.J. and Yin, W.C.	<i>Enhanced simultaneous organics and nutrients removal in tidal flow constructed wetland using activated alumina as substrate treating domestic wastewater</i>	2019	130
3	Saeed, T., Miah, M.J., Khan, T. and Ove, A.	<i>Pollutant removal employing tidal flow constructed wetlands: Media and feeding strategies</i>	2020	127
4	Tao, M., Jing, Z., Tao, Z., Luo, H. and Zuo, S.	<i>Improvements of nitrogen removal and electricity generation in microbial fuel cell-constructed wetland with extra corncob for carbon-limited wastewater treatment</i>	2021	115
5	Chand, N., Kumar, K. and Suthar, S.	<i>Enhanced wastewater nutrients removal in vertical subsurface flow constructed wetland: Effect of biochar addition and tidal flow operation</i>	2022	115

Saeed, T. and Miah, M.J. 6	<i>Organic matter and nutrient removal in tidal flow-based microbial fuel cell constructed wetlands: Media and flood-dry period ratio</i>	2021	112
Lu, J.X., Guo, Z.Z., Kang, Y., Fan, J.L. and Zhang, J. 7	<i>Recent advances in the enhanced nitrogen removal by oxygen-increasing technology in constructed wetlands</i>	2020	108
Liu, C.J., Li, X., Yang, Y.L., Fan, X.Y., Tan, X., Yin, W.C., Liu, Y.W. and Zhou, Z.W. 8	<i>Double-layer substrate of shale ceramsite and active alumina tidal flow constructed wetland enhanced nitrogen removal from decentralized domestic sewage</i>	2020	107
Kulshreshtha, N.M., Verma, V., Soti, A., Brighu, U. and Gupta, A.B. 9	<i>Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment</i>	2022	106
Roth, J.J., Passig, F.H., Zanetti, F.L., Pelissari, C., Sezerino, P.H., Nagalli, A. and de Carvalho, K.Q. 10	<i>Influence of the flooded time on the performance of a tidal flow constructed wetland treating urban stream water</i>	2021	105
Tan, X., Yang, Y.L., Li, X., Gao, Y.X. and Fan, X.Y. 11	<i>Multi-metabolism regulation insights into nutrients removal performance with adding heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria in tidal flow constructed wetlands</i>	2021	104

Liao, Y., Jiang, L., Cao, X.K., Zheng, H., Feng, L.H., Zhang, Q., Shen, Q.S. and Ji, F.Y. 12	<i>Efficient removal mechanism and microbial characteristics of tidal flow constructed wetland based on in-situ biochar regeneration (BR-TFCW) for rural gray water</i>	2022	103
Tan, X., Yang, Y.L., Liu, Y.W., Li, X. and Zhu, W.B. 13	<i>Quantitative ecology associations between heterotrophic nitrification-aerobic denitrification, nitrogen-metabolism genes, and key bacteria in a tidal flow constructed wetland</i>	2021	103
Kamilya, T., Majumder, A., Yadav, M.K., Ayoob, S., Tripathy, S. and Gupta, A.K. 14	<i>Nutrient pollution and its remediation using constructed wetlands: Insights into removal and recovery mechanisms, modifications and sustainable aspects</i>	2022	103
Saeed, T., Miah, M.J. and Khan, T. 15	<i>Intensified constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater: experimental investigation and kinetic modeling.</i>	2021	103

Zhou, M., Cao, J.S., Lu, Y.H., Zhu, L.S., Li, C., Wang, Y.T., Hao, L.S., Luo, J.Y. and Ren, H.Q. 16	<i>The performance and mechanism of iron-modified aluminum sludge substrate tidal flow constructed wetlands for simultaneous nitrogen and phosphorus removal in the effluent of wastewater treatment plants</i>	2022	100
Saeed, T., Yadav, A.K. and Miah, M.J. 17	<i>Treatment performance of stone dust packed tidal flow electroactive and normal constructed wetlands: Influence of contact time, plants, and electrodes</i>	2022	100
Liu, M.H., Wu, S.B., Chen, L. and Dong, R.J. 18	<i>How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater?</i>	2014	97
Chand, N., Suthar, S. and Kumar, K. 19	<i>Wastewater nutrients and coliforms removals in tidal flow constructed wetland: Effect of the plant (Typha) stand and biochar addition</i>	2021	96
Leung, J.Y.S., Cai, Q.H. and Tam, N.F.Y. 20	<i>Comparing subsurface flow constructed wetlands with mangrove plants and freshwater wetland plants for removing nutrients and toxic pollutants</i>	2016	87

Ju, X.X., Wu, S.B., Huang, X., Zhang, Y.S. and Dong, R.J. 21	<i>How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control</i>	2014	73
Cui, L.H., Feng, J.K., Ouyang, Y. and Deng, P.W. 22	<i>Removal of nutrients from septic effluent with re-circulated hybrid tidal flow constructed wetland</i>	2012	41

Fonte: Autora (2024).

A maioria dos artigos foi publicada em 2021 (31,81%), seguido de 2022 (22,71%) e 2020 (18,18%). O aumento crescente de trabalhos nos primeiros anos da década de 2020, demonstram o interesse por tecnologias descentralizadas que vêm ocorrendo desde o início desse século, sendo que a maioria das publicações obtidas para este estudo são do continente asiático China (12 artigos), Índia (5 artigos) e Bangladesh (4 artigos). A maioria dos artigos terem sido de países do continente Asiático é devido a buscas constantes desses países por tecnologias de tratamento de esgoto descentralizadas e que possibilitam uma ampla faixa de atuação e facilidade de ampliação dos sistemas, devido a esses países conterem uma grande densidade populacional (NHAPI, 2004).

Nos 22 artigos selecionados, diferentes tipos de meio suporte foram usados visando à melhora do desempenho das *wetlands* na remoção de compostos, tais como resíduos da agricultura, pó de pedra, cascalho, bloco de concreto, carvão, biochar, turfa de coco, resíduos de escória, alumínio ativado e espiga de milho, chegando-se a eficiências de remoção como apresentado na Tabela 6.

Na Tabela 6, observou-se diferentes eficiências de remoção de matéria orgânica e de nutrientes nos *wetlands* utilizando substratos alternativos. Os *wetlands* que possuíam materiais orgânicos e resíduos agrícolas como substrato foram os que apresentaram maiores eficiências na remoção de matéria orgânica e nitrogênio. O sistema contendo sabugo de milho em seu leito apresentou 86,60% de remoção de matéria orgânica; o *wetland* contendo carvão alcançou remoções de nitrogênio total e matéria orgânica, respectivamente, de 81,00 a 85,00%, sendo que, no *wetland* contendo biocarvão e carvão, para essas mesmas variáveis foram reportados 95,00 e 96,00% de remoção.

Tabela 6— Tipos de substrato e eficiência de remoção em wetlands

Substrato	Autores	Eficiência (%)				
		DQO	NH ₄ ⁺	NO ₂ ⁻	NT	PT
Pó de pedra	Saeed <i>et al.</i> (2022)	85 a 90	40 a 64	—	54 a 71	64 a 90
Resíduos da construção civil (cascalho)		90 a 94	66 a 76	—	49 a 68	93 a 94
Resíduos da construção civil (bloco de concreto)	Saeed <i>et al.</i> (2020)	85 a 93	77 a 89	—	55 a 66	97 a 99
Resíduos Orgânicos (Biochar)		95 a 96	81 a 89	—	72 a 83	79 a 91
Resíduos Orgânicos (carvão)		95 a 96	96 a 97	—	81 a 85	90 a 97
Resíduos Orgânicos (turfa de coco)		86 a 90	86 a 90	—	76 a 78	88 a 95
Biochar	Chand <i>et al.</i> (2021)	—	40,23	48,94	—	—
Resíduos de escória	Saeed <i>et al.</i> (2020)	89 a 92	62 a 82	—	55 a 62	95 a 96
Alumínio ativado		85,90	85,40	—	72,80	96,40
Xisto de cerâmica	X. Tan <i>et al.</i> (2019)	78,4	64,9	—	47,2	27,5
Resíduos da agricultura (espiga de milho)	Tao <i>et al.</i> (2021)	—	73,1	97,2	86,6	—

Fonte: Autora (2024)

Os *wetlands* que possuíam como recheio bloco de concreto e alumínio ativado foram os que alcançaram maiores remoções de fósforo total, respectivamente, 97 a 99% e 96,40%. No caso do uso do bloco de concreto, verifica-se se promove a utilização de material refugado da

construção civil, promovendo seu reaproveitamento, assim como ocorrido com o sabugo de milho que é um resíduo da agricultura.

X. Tan *et al.* (2019) usaram alumínio ativado (AA) como substrato em *wetland tidal flow*, operado com ciclos com etapas de enchimento, contato, esvaziamento e repouso de 2 min, 4 h e 2 min, respectivamente, intercaladas com períodos de repouso de 2 h. Essa condição resultou em boas remoções de matéria orgânica (85,90%), nitrogênio amoniacal (85,40%), nitrogênio total (72,80%) e fósforo (96,40%), principalmente devido à estrutura porosa do material. Os autores compararam o uso de alumínio ativado e xisto cerâmico em configurações operacionais idênticas, alterando apenas o material suporte e concluíram que o alumínio ativado foi mais eficiente que o xisto cerâmico, para o qual foram reportadas menores remoções de matéria orgânica (78,40%), nitrogênio amoniacal (64,90%), nitrogênio total (47,20%) e fósforo (27,50%). Segundo os autores, a alta porosidade do alumínio ativado proporcionou maior área de contato para formação de biofilme, bem como o desenvolvimento de uma comunidade microbiana mais abundante.

Liu *et al.* (2014) observaram que a zeólita demonstrou ser um excelente substrato e apresentou a maior remoção de nitrogênio amoniacal (97%) em *wetlands* de fluxo em maré com tempos de inundação e vazão de 16 h/8 h, uma eficiência superior de 15 a 34 (%) em comparação com outros materiais utilizados - areia de quartzo, grânulo cerâmico e rocha vulcânica -, aplicados nas mesmas condições de operação. O melhor desempenho do sistema que recebeu zeólita como substrato foi atribuído às suas propriedades, como pequeno volume de microporos (61,20 mm³/g), área superficial específica (16,60 m²/g) e alta capacidade de troca iônica (4,30 cmol/kg). A alta capacidade de adsorção da zeólita contribuiu para que na fase de inundação houve grande adsorção de íons amônio, favorecendo a nitrificação elevada na fase de vazão nos ciclos operacionais.

Em relação à configuração do leito suporte, Liu *et al.* (2020) analisaram o uso de uma dupla camada de substrato para a remoção de nitrogênio do esgoto doméstico. O xisto cerâmico e o alumínio ativado foram utilizados como meio suporte operados em reatores modelo de bancada com tempos de inundação (I) e repouso (R) de 12 h: 12 h e registraram alto desempenho em termos de remoção de nitrogênio amoniacal (86%) e nitrogênio total (79%). Esses valores foram superiores aos encontrados pelos autores na operação de *wetlands* em condições idênticas de alimentação, mas tendo os substratos em camada única, para o qual se obteve 49% de remoção nitrogênio total ao se usar xisto cerâmico e 76%, quando o alumínio ativado compôs a camada do leito. A maior remoção ao se usar dupla camada teria melhorado o transporte de oxigênio causado pela distribuição descendente e irregular do

fluxo, devido à composição do leito com dois materiais de estrutura e dimensões diferentes, promovendo maior turbulência e resultando no enriquecimento do meio com oxigênio. O emprego do leito em dupla camada também proporcionou menor obstrução/saturação dos poros ao longo do tempo, o estudo foi operado por 120 dias.

O biochar, oriundo da queima de resíduos agrícolas, palha e casca de árvores, também demonstrou ser substrato viável para uso em um *wetland tidal flow* operado por Liao *et al.*, (2022) para tratamento de águas cinzas em área rural. Além de ser um material barato e de fácil acesso nessas áreas, o biochar demonstrou capacidade boa de adsorver matéria orgânica, particularmente, quando o sistema foi operado com maiores relações do tempo de inundação e repouso (I/R), chegando-se a remoções de remoção de DQO de $90,92 \pm 3,97\%$, $94,95 \pm 1,17\%$ e $99,84 \pm 0,21\%$, respectivamente, para I/R de 1: 3, 1: 1 e 3:1. Foi observado que o biochar adsorve matéria orgânica na fase de inundação, sendo esse período de contato importante para maior adsorção da matéria orgânica que é degradada mais eficientemente pelos micro-organismos aeróbios na fase de repouso, o que otimiza o processo de tratamento.

Outro aspecto importante a ser considerado em *wetlands* construídas diz respeito a disponibilidade de nutrientes fundamentais para os seres que ali habitam se desenvolverem e realizarem seus processos metabólicos como a quantidade de carbono e nitrogênio. Segundo X. Tan *et al.* (2020) a relação carbono/nitrogênio influencia a eficiência de remoção de nitrogênio em WCTF. Esses autores utilizaram 5 fases operacionais (I- V) de fluxo de maré (tidal-flow) tempos de: 3 min para enchimento, 10 h para tempo de contato, 3 min para secagem/drenagem do efluente e 2 h de tempo de descanso do leito filtrante (fases I-IV) e na fase V as 10h de contato foram divididos em dois tempos de 5h e foi adicionando um tempo de circulação, ficando em: 3 min para enchimento, 5 h para tempo de contato, 3 min circulação, 5h tempo de contato, 3 min para secagem/drenagem do efluente e 2 h de tempo de descanso do leito filtrante. Foram utilizadas as seguintes razões C/N para cada fase: Fase I= 1, Fase II= 3, Fase III-V= 6, reportando que altas razões de C/N (3 e 6) proporcionaram melhoria no processo nitrificação-desnitrificação, tendo obtido remoções de nitrogênio total de 86,1% e 61,8% na forma de amônia respectivamente, com os substratos alumínio ativado e xisto de cerâmica, na última fase do experimento.

A revisão sistemática revelou ainda que quanto às macrófitas plantadas no fluxo de maré de áreas úmidas e as mais utilizadas foram *Canna indica* L. (Cannaceae) e *Phragmites australis*, sob diferentes condições operacionais, conforme mostrado na Tabela 7.

Leung *et al.* (2016) reportaram em seu estudo que as plantas podem contribuir com boas remoções de nutrientes, incluindo fósforo. Esses autores avaliaram a remoção de metais

pesados, fenóis, hidrocarbonetos aromáticos e de nutrientes por plantas de mangue – *Aegiceras corniculatum* e *Bruguiera gymnorrhiza* – e de plantas não típicas de ambientes de mangue – *Acorus calamus*, *Canna indica* e *Phragmites australis*. Esses autores concluíram que tanto as espécies típicas de mangue como as não típicas contribuíram significativamente para melhorar a eficiência de remoção de nutrientes em *wetlands* construídas e ajudaram a prevenir a produção em excesso de nitrato, consumindo-o por absorção, sendo relatado também que a operação em fluxo de marés criou condições para que o processo de desnitrificação fosse eficiente, favorecendo a remoção de nitrogênio total, ocorrendo nesse modelo de operação a formação de ambientes aeróbios e anóxicos.

Leung *et al.* (2016) ainda reportaram que os maiores percentuais de remoção de metais e compostos orgânicos tóxicos foram registrados para *A. corniculatum*: Cd: 98,98%, Cr: 99,95%, Cu: 98,20%, Fe: 99,52%, Mn: 90,9%, Ni: 99,89%, Pb: 99,95%, Zn: 87,1%, Fenilalanina (Phe): 99,98%, Pireno (Pyr): 99,96%, Benzo[a]pireno(BaP):99,91% e fenol: 100%.

Tabela 7— Principais macrófitas utilizadas nos trabalhos obtidos na revisão sistemática.

Autores	Macrófita	Operação do wetland	Tempo de ciclo (Cheio/Vazio)
Chand <i>et al.</i> (2021)	<i>Aegiceras corniculatum</i> , <i>Bruguiera gymnorrhiza</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Canna indica</i> , <i>Phragmites australis</i>	<i>Tidal Flow</i>	12 h / 12 h
Chand <i>et al.</i> (2022)	<i>Colocasia esculenta</i>	<i>Tidal Flow</i>	72 h / 72 h
Liu <i>et al.</i> (2014)	<i>Juncus effusus</i>	<i>Tidal Flow</i>	16 h / 8 h
Ju <i>et al.</i> (2014)	<i>Juncus effusus</i>	<i>Tidal Flow</i>	4 h / 4 h
Tao <i>et al.</i> (2021)	<i>Hyacinths</i>	MFC-CW	24 h/48 h
Roth <i>et al.</i> (2021)	<i>Alternanthera philoxeroides</i>	<i>Tidal Flow</i>	Variou entre as fases: 48 h /36 h,
Saaed <i>et al.</i> (2021)	<i>Phragmites australis</i> / <i>Chrysopogon zizanioides</i>	<i>Tidal Flow</i>	Variou entre as fases: 8 h / 16 h / 24 h/ 0 h.
Saeed <i>et al.</i> (2020)	<i>Phragmites</i> / <i>vetiver</i>	<i>Tidal Flow</i>	Variou entre as fases: 3 h/ 2 h; 4 h/ 1 h
Tan X <i>et al.</i> (2020)	<i>Canna indica</i> L. (<i>Cannaceae</i>)	<i>Tidal Flow</i>	10 h / 2 h
Tan X <i>et al.</i> (2021)	<i>Canna indica</i> L. (<i>Cannaceae</i>)-	<i>Tidal Flow</i>	variou entre as fases: 12 h/ 2 h; 6 h/ 1 h
Cui <i>et al.</i> (2012)	<i>Canna indica</i> L./ <i>Pennisetum purpureum</i> schum	<i>Tidal Flow</i>	24 h / 24 h
Saeed <i>et al.</i> (2022)	<i>Canna indica</i> L.	<i>Tidal Flow</i>	Variou entre as fases: 20 h/4h; 1 h/19 h.
Chand <i>et al.</i> 2021	<i>Thypha plantation</i>	<i>Tidal flow</i>	72 h / 24 h

Fonte: Autora (2024)

Em outro trabalho, Chand *et al.* (2022) também notaram que a presença de *Typha* sp. associada ao uso de biochar como substrato, em um *wetland* construído utilizando fluxo de maré, propiciou efetiva melhoria no desempenho do sistema quanto à remoção de poluentes, com boas eficiências de remoção de matéria orgânica (DQO: 94,77%, DBO: 96,07%), de NH_4^+ (85,65%), NO_3 (64,05 %), PO_4^- (71,69%), SO_4^{2-} (77,61%) e coliformes (97,27%). Foram utilizados três reatores modelo de bancada de fluxo vertical operados sob condições de fluxo de maré, foram realizados três ciclos de 9 dias para a obtenção dos dados de desempenho de remoção com diferentes períodos de cheio e vazio (72, 144 e 216 h respectivamente) durante cada 9 dias do ciclo. Os autores concluíram que os processos de transformação dos poluentes foram influenciados principalmente pela utilização da estratégia operacional de fluxo de maré, o tipo de substrato utilizado (biochar), degradação microbiana e da presença da planta *Typha* sp.

Verifica-se que nos sistemas de *wetlands* construídos do tipo *tidal flow* um fator importante é a duração do período de cheio e vazio das fases ciclo, como mencionado por Saeed *et al.* (2021) em seu estudo para avaliar remoção de poluentes nesses sistemas, aplicaram três razões cheio/vazio em três períodos operacionais: 8 h: 16 h (fase I); 16 h: 8 h (fase II); 24 h: 0 h (fase III) e concluíram que as variações de cheio/vazio influenciam a cinética de remoções de nitrogênio, as remoções de fósforo e matéria orgânica foram estáveis durante todas as fases de cada ciclo operacional, com eficiências de remoção de DQO de 75 a 100%, de NT de 57 a 86% e de fósforo de 80-100%.

É importante mencionar que há a possibilidade de geração de eletricidade em sistemas *wetlands*, conforme Tao *et al.* (2021), que realizaram um estudo visando melhorar a remoção de nitrogênio e produção de energia elétrica. Aqueles autores usaram como substrato para o leito resíduos da agricultura (espiga de milho, palha e casca de arroz) e avaliaram a utilização de espiga de milho como uma fonte externa de carbono para melhorar a remoção de nitrogênio. O sistema *wetland* tinha alimentação ascendente e o leito, do topo ao fundo tinha as seguintes camadas: 0,05 m de água, 0,15 m de cascalho (5-12 mm de diâmetro), 0,10 m de areia (0,5-2 mm de diâmetro) como camada anódica e 0,25 m de cascalho (5- 12 mm de diâmetro). Seis plantas jacintos foram plantadas no topo do *wetland* (região catódica). Para a geração de energia elétrica foram utilizadas placas de grafite como cátodo e ânodo, com uma placa colocada em camada de areia, funcionando como ânodo, e a outra locada na junção de cascalhos e água e funcionava como cátodo, o espaço entre o ânodo e o cátodo era de 18 cm. As placas foram conectadas por um fio de cobre e ligadas em série à uma caixa de resistência

(ZX 21). A adição de espiga de milho favoreceu a remoção de nitrogênio (85,20% nitrogênio total, 71,30% de amoniacal e 97,20% de nitrato), de modo que a eficiência elevada de remoção do nitrato foi atribuída a liberação de compostos orgânicos da espiga de milho que teriam atuado como fonte de carbono adicional para as bactérias responsáveis pela desnitrificação.

Tao *et al.* (2021) reportaram ainda que a energia elétrica gerada a partir da voltagem máxima (340 mV) permitiu obter a densidade de potência de 23,50 mW/m³, sendo influenciada por compostos orgânicos liberados pela espiga de milho, os quais foram utilizados por exoeletrogênicos no ânodo para a produção de mais elétrons e, em seguida, esses elétrons fluíram para o cátodo através dos fios externos, contribuindo com a maior densidade de potência gerada.

Os resultados apresentados nas pesquisas de Ju *et al.* (2014) e Tao *et al.* (2021) reforçam o potencial dos sistemas de *wetlands* construídos como uma tecnologia sustentável, na qual ainda surge a possibilidade da geração de bioeletricidade, sendo necessário estudos para a verificação da viabilidade quanto o suprimento dessa energia para outros benefícios.

5.2. Desempenho dos *wetlands* construídos (WC)

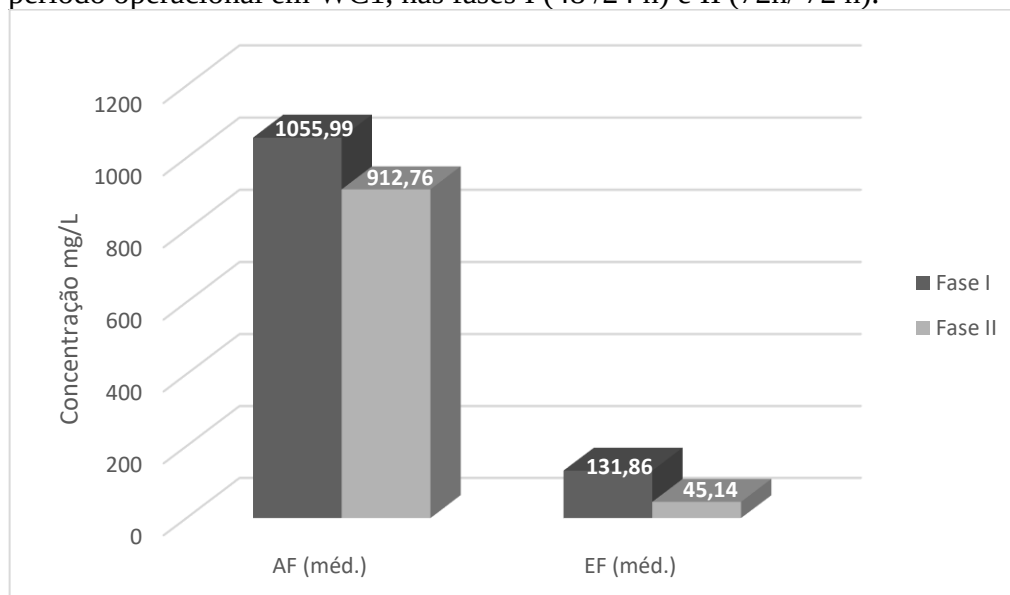
Os dados que serão mostrados são referentes ao período de partida e operacional do sistema composto pelas duas unidades de *wetland* (WC1 e WC2), em função das variáveis de monitoramento, ao longo do período operacional que foi dividido em duas fases como descrito no Material e Métodos.

5.2.1- Matéria Orgânica (DQO) e surfactante

Os WCs apresentaram uma concentração média afluenta de 1055,99 mg DQO/L na Fase I e de 912,76 mg DQO/L na Fase II (Figuras 5 e 6). O efluente final apresentou uma concentração de 131,86 mg DQO/L em WC1 e de 150,35 mg DQO/L em WC2, na Fase I. Na Fase II, os tanques obtiveram 45,14 mg DQO/L e 53,0 mg DQO/L em WC1 e WC2, respectivamente. Esses valores levaram a uma eficiência média de remoção na Fase I de 87,51% ($\pm 0,12$) (WC1) e de 85,30% ($\pm 0,13$) (WC2) e, na Fase II, de 95,05% ($\pm 0,02$) (WC1) e 94,19% ($\pm 0,03$) (WC2), de modo que considerando o todo o período operacional englobando as duas fases, a eficiência dos sistemas foram de 88,91% em WC1 e 87,42%, em WC2. Esses valores mostram que o aumento do tempo de vazão (Fase II) afetou a eficiência

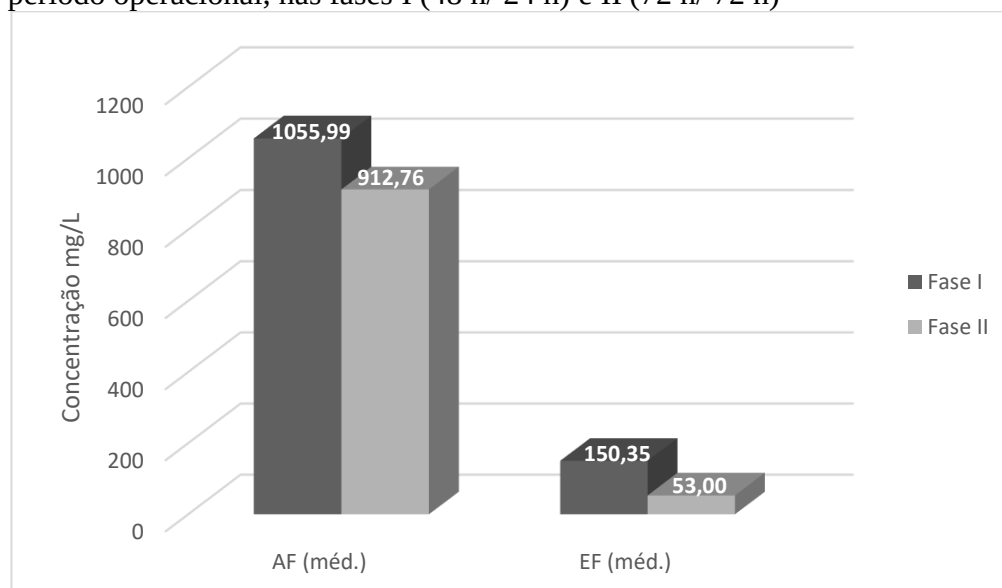
de remoção de matéria orgânica, conforme observado por Liao *et al.* (2023) que afirmaram em seu estudo que em WCTF quanto maior for a razão cheio/ vazio, mas benéfica é para a remoção de matéria orgânica, devido a uma maior disponibilidade de oxigênio para os micro-organismos fazerem a degradação no período vazio.

Figura 5— Concentração média de DQO no afluente e efluente de WC1, no período operacional em WC1, nas fases I (48 /24 h) e II (72h/ 72 h).



Fonte: autora (2024)

Figura 6— Concentração média de DQO no afluente e efluente de WC2, no período operacional, nas fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h)

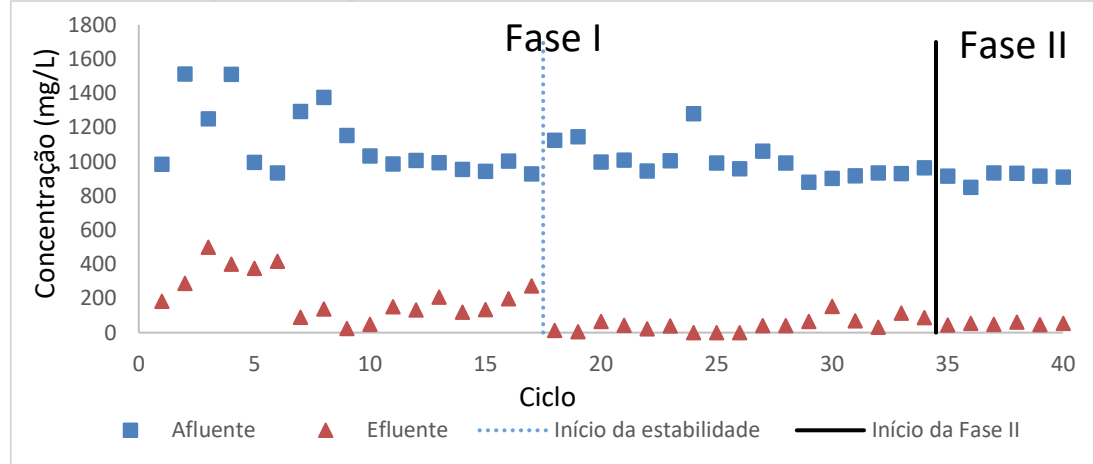


Fonte: Autora (2024).

O sistema alcançou estabilidade na eficiência de remoção a partir do ciclo 18, nos dois WCs (Figuras 7 e 8), que correspondeu a um período de dois meses, onde provavelmente

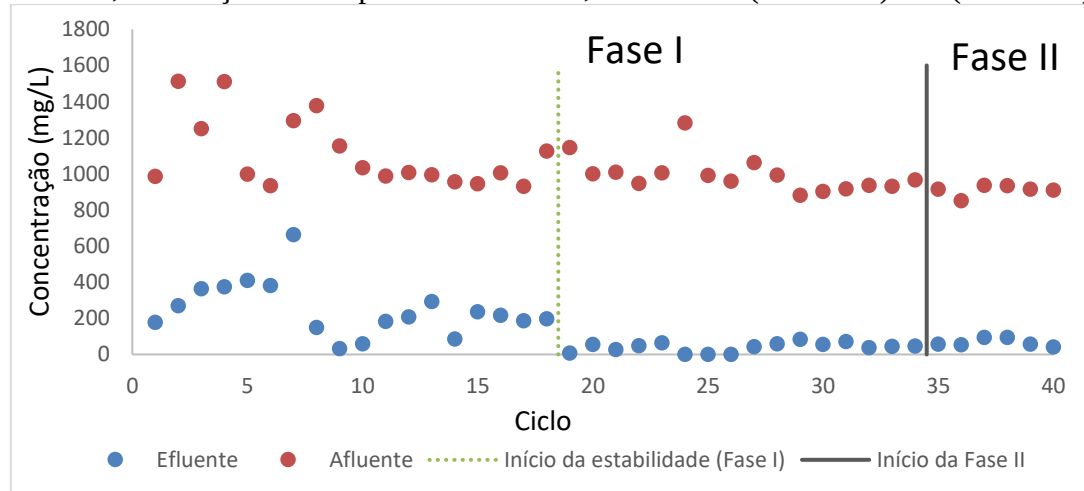
houve o estabelecimento de biofilme, que proporcionou maior ação dos microrganismos no tratamento da água cinza, com os valores de DQO nos efluentes bastante estáveis em WC1 e WC2, visto que uma das principais via de remoção de matéria orgânica em *wetlands* construídos é por ação bacteriana, amplificada pela formação do biofilme nesses sistemas, principalmente aderidos ao material suporte (LIÃO *et al.*, 2022; X.TAN *et al.*, 2019; DECEZARO, 2018).

Figura 7— Variação da matéria orgânica em termo de DQO, no período operacional de WC1, em função do tempo de cheio/vazio, nas Fases I (48 h/ 24h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 8—Variação da matéria orgânica em termo de DQO, no período operacional de WC2, em função do tempo de cheio/vazio, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

X. Tan *et al.* (2019) obtiveram em seu estudo uma remoção de matéria orgânica de 85,90% utilizando alumínio ativado (AA) como substrato em um *wetland* construído operado em fluxo de maré. O sistema possuía ciclos com etapas de enchimento, contato, esvaziamento e repouso de 2 min, 4 h e 2 min, respectivamente, intercaladas com períodos de repouso de 2

h para uma concentração de DQO afluyente de 246, 2 mg/L. Os autores atribuíram a alta eficiência de remoção as características porosas do substrato (volume de micro-poros: 393,1 mm³/g, tamanho médio do micro poro: 4,69 nm e área de superfície específica de 334,07 m²/g) que proporcionou a uma maior área de superfície de contato para a formação do biofilme e a formação de uma comunidade bacteriana mais abundante. Embora tijolos cerâmicos possuam até 1 m²/g de área superficial (CESSA *et al.*, 2009) e conchas marinhas entre 1 a 10 m²/g (XU *et al.*, 2019), valores inferiores ao AA, esses materiais funcionaram bem como substrato ao longo do período de operação, tendo-se aplicado nos sistemas uma concentração de DQO afluyente quatro vezes superior, em média 1031,34 mg/L, demonstrando assim o potencial desses substratos emergentes. Vale ressaltar que o tijolo cerâmico possui em sua composição silicatos, aluminatos e óxidos metálicos e as conchas, cálcio e magnésio, os quais podem atrair células microbianas para a adesão inicial e formação de biofilme, uma vez que possuem carga positiva (SIBONI *et al.*, 2007; XU *et al.*, 2019), além disso ambos os materiais apresentam boa rugosidade para facilitar a formação de biofilme (LAGO *et al.*, 2024).

O tempo de ciclo, bem como das fases de vazio/cheio, também exerce influência no tratamento de despejos em WC, Chand *et al.* (2022) obtiveram eficiência de remoção média de matéria orgânica DQO de 96,08%, a partir de uma concentração afluyente de 360,08 mg/L, de uma água residuária sintética tratada em *wetland* com escoamento do fluxo em maré, com tempo de cheio/vazio de 72 h/24 h, sendo ao todo 3 ciclos de operação. Aqueles autores reportaram que maiores percentuais de remoção foram registrados obtidos na medida que o tempo de operação aumentou, com a maior eficiência de remoção de matéria orgânica no 3º ciclo (96,8%), sendo as eficiências de remoção de DQO de 48,35% e 92,22%, respectivamente, no 1º e 2º ciclos. Semelhante ao que ocorreu no presente trabalho, em que a eficiência de remoção foi melhorada com o desenvolvimento do período operacional, ressaltando-se que o tempo operacional foi muito superior, permitindo alcançar a estabilidade dos sistemas, quando se tem o desenvolvimento e formação do biofilme mais maduro (LAGO *et al.*, 2024).

Menciona-se ainda que Chand *et al.* (2022) operaram um *wetland* em escala de bancada com fluxo de alimentação vertical e biochar como substrato, reportaram que os bons valores de remoção de matéria orgânica foram propiciados pelas características porosas do biochar e ao escoamento do fluxo em maré, uma vez que nessa modalidade é possível manter o leito com teor suficiente de oxigênio dissolvido para os micro-organismos utilizarem na degradação da matéria orgânica. Os autores obtiveram eficiência de remoção superiores aos

aqui obtidos, entretanto o valor de DQO afluente aqui utilizado foi bem superior ao utilizado por eles, o que mostra o bom desempenho na remoção de matéria orgânica nos dois WC construídos.

Bermudez (2022) obteve uma eficiência média de remoção de matéria orgânica de 88,4% em um WC com alimentação de fluxo de alimentação vertical, utilizando conchas marinhas inteiras e tijolos fragmentados como substratos, assim como no presente trabalho. O sistema era alimentado com água cinza (1851,67 mg DQO/L), sendo operado em ciclos de 7 dias, com período de repouso de 1 dia (24 h). Em seu trabalho, a autora comparou a eficiência de remoção deste sistema, com *wetland* com camada de conchas com a de um *wetland*, com as mesmas configurações, porém com leito apenas de tijolos, tendo concluído que a adição de conchas marinhas ajudou na melhorar da eficiência de remoção de matéria orgânica pois o valor de efluente médio no tanque em que foi adicionado conchas (214,67 mg DQO/L), foi quase metade do que foi obtido com o *wetland* que possuía leito apenas com tijolos fragmentados (402,33 mg DQO/L). Esses resultados mostram que a utilização de conchas marinhas e tijolos como substratos em WC é uma opção benéfica para melhorar o desempenho pois são materiais com características que ajudam a melhorar a remoção de matéria orgânica.

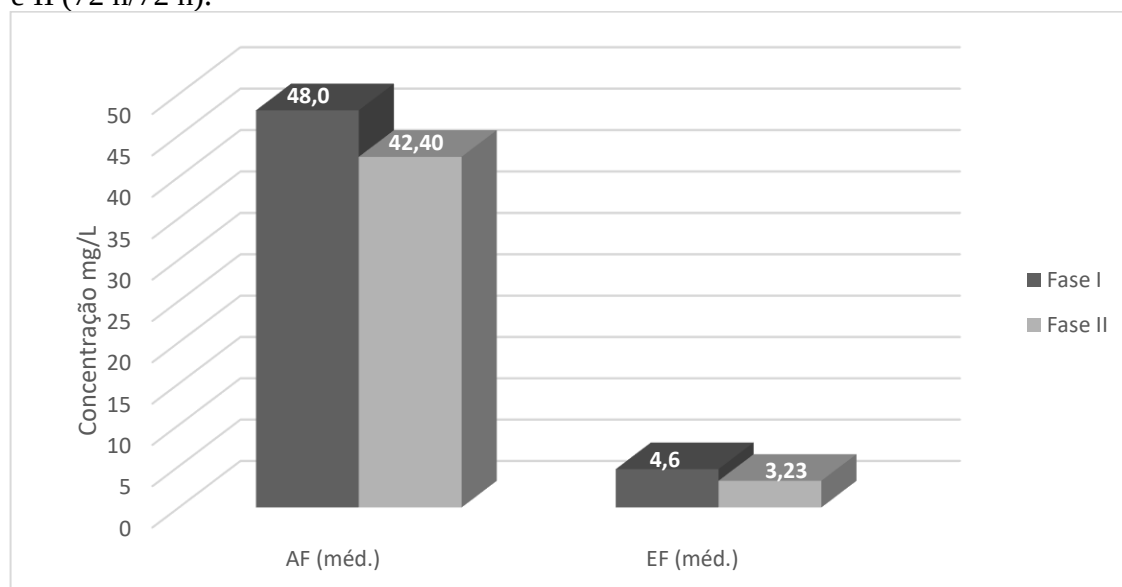
Na literatura outros autores utilizando substratos emergentes como os empregados nesta pesquisa obtiveram eficiência de remoção de DQO semelhantes aqui obtidas: pó de pedra, de 85 a 90% por SAEED *et al.* (2022); biochar, remoção de 96,8%, alcançada por CHAND *et al.* (2021); espiga de milho (86,6%) obtido por TAO *et al.* (2021) e Carvão (96%) por SAEED *et al.* (2020). Esses resultados corroboram que a utilização de substratos de baixo custo e o reaproveitamento de resíduos como substratos em *wetlands* construídos é uma opção viável pois proporcionam remoções eficientes de matéria orgânica e encaixam esses produtos no conceito de economia circular, que possibilita um maior reaproveitamento e destinação final útil a esses resíduos.

Ao se fazer a análise de variância ANOVA ($p < 0,05$) entre os sistemas WC1 e WC2 nas duas fases, verificou-se que o formato da concha (inteira e triturada) não exerceu influência na eficiência de remoção desta variável, obtendo-se o valor de $p > 0,05\%$ ao comparar os dois sistemas entre si nas Fases I e II, de forma que apresentaram eficiências médias de remoção semelhantes nas duas fases.

Outro parâmetro em que os WCs demonstraram bom desempenho na remoção foi o surfactante aniônico. A concentração afluente foi de 48,02 mg/L na Fase I, e de 42,40 mg/L na Fase II. Os sistemas apresentaram uma concentração de Efluente de 4,6 e 4,51 mg/L em

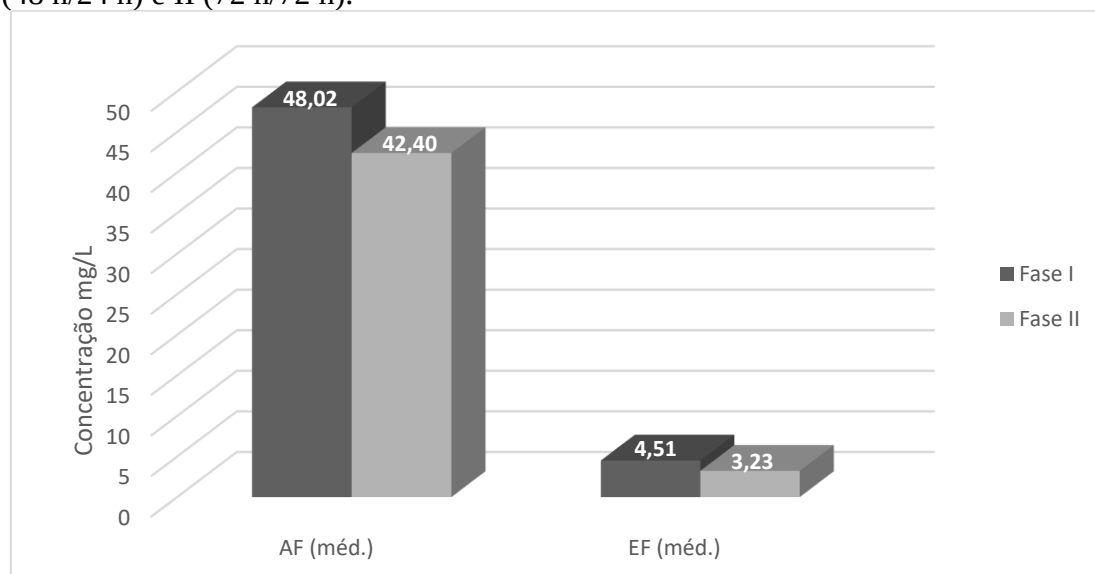
WC1 e WC2, respectivamente, na Fase I. Já na Fase II, os valores de saída foram de 4,6 e 3,23 mg/L em WC1 e WC2 (Figuras 9 e 10). Com esses valores os sistemas *wetlands* apresentaram eficiência média de remoção no período operacional de 90,34 % ($\pm 0,07$), em WC1 e de 90,86% ($\pm 0,06$), em WC2 na Fase I. Na Fase II 92,38% ($\pm 0,01$) e 92,39% ($\pm 0,01$) de eficiências médias de remoção foram obtidas em WC1 e WC2 respectivamente.

Figura 9— Concentração média do surfactante aniônico no afluente e efluente de WC1 ao longo do período operacional, em função do tempo de cheio/vazio, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 10— Concentração média do surfactante aniônico no afluente e efluente de WC2 ao longo do período operacional, em função do tempo de cheio/vazio, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Surfactantes são compostos químicos que possuem superfícies polares e apolares os que o caracterizam de serem de difícil degradação pois possuem propriedades tensoativas únicas. Eles possibilitam a ação de limpeza através da quebra da tensão superficial da água o que faz com que as impurezas fiquem retidas em suas superfícies, por isso eles são os principais componentes de produtos de limpeza e de higiene pessoal. São responsáveis pela formação de espumas que são de difícil remoção e representam um problema para os ecossistemas hídricos (THOMAS *et al.*, 2017; PERÉZ *et al.*, 2018).

Em *wetlands* construídos os surfactantes podem ser utilizados por micro-organismos presentes nas raízes das plantas e em todo o leito do *wetland*, crescendo tanto em biofilme quanto dispersos planctonicamente, os quais fazem uso do mesmo como fonte de carbono e assim eles são biodegradados (NITSCHKE e PASTORE, 2002).

Thomas *et al.* (2017) estudaram a eficiência de remoção do surfactante LAS em *wetlands* construídos avaliando a influência da planta no desempenho de remoção. Foram operados oito WCs com 1,95 m de altura, 0,65 m de largura e 0,4 m de diâmetro, utilizando cascalho como substrato, sendo que 4 tanques foram plantados com *Phragmites australis* e 4 não receberam vegetação. A concentração afluente foi de 5 mg/L de LAS e tempo de retenção hidráulica de 13,8 dias. Aqueles autores obtiveram eficiência média de remoção acima de 95% tanto nos sistemas vegetados como os não vegetados, mas ao comparar estatisticamente, os sistemas vegetados foram superiores, demonstrando diferença significativa entre eles ($p=0,01$), comprovando que as plantas ajudam a melhorar a eficiência de remoção de surfactantes em *wetlands* construídos.

No presente trabalho a macrófita *Echinodurus Subalatus* não se desenvolveu bem nos sistemas WC1 e WC2, não conseguindo sobreviver nas condições estudadas. Porém, assim como para os resultados obtidos por Thomas *et al.*, (2017) em sistemas não plantados, os resultados de eficiência de remoção aqui obtidos foram bons, maiores de 90% em WC1 e WC2, semelhante aos obtidos pelos autores (<95% para sistemas não plantados). Os autores atribuíram a eficiência de remoção nos sistemas não plantados a outros processos como a adsorção física nos substratos ou a formação de biofilme, o que possivelmente foram os caminhos preferenciais para as eficiências de remoção aqui obtidas.

A degradação biológica de surfactante aniônico ocorre através da utilização por microrganismos que podem o utilizar como fonte de carbono como descrito anteriormente ou através da degradação/oxidação em compostos menores e pode ocorrer tanto em ambiente aeróbio como anaeróbio (HUANG *et al.*, 2004). A remoção em ambientes aeróbios pode se dá através de microrganismos heterotróficos que podem eventualmente oxidar compostos de

surfactantes como o LAS em dióxido de carbono (CO₂) (WANG *et al.*, 2022). De acordo com Bonfim (2006), a degradação de surfactante aniônico ocorre em condições anaeróbias quando são precedidas por uma fase aeróbia, o que pode ser uma vantagem quando do uso da configuração de fluxo de maré, pois proporciona ambientes aerados e não aerados.

Contudo, no presente estudo, ambos os WC se apresentaram com potencial redox médio de 10,18 mV e -85, 78 mV, respectivamente, no afluente e efluente de WC1 e 10,18 mV e -101,75 mV, no afluente e efluente de WC2, valores fora da faixa de potencial referenciado para ambiente aeróbio, de modo que sua remoção nesses sistemas poderia estar mais fortemente relacionada à sua adsorção no leito suporte. Os surfactantes também podem ser removidos através de adsorção no meio suporte, onde os componentes presentes nos meios filtrantes podem conter elementos – compostos químicos de cargas opostas – que façam com que o surfactante fique aderido na superfície do leito, sendo essa uma via bastante expressiva para a remoção desse parâmetro e que depende das características químicas e físicas de cada substrato utilizado para compor o leito filtrante (BONFIM, 2006; THOMAS *et al.*, 2017).

Ao comparar os substratos emergentes aqui usados com outros substratos reportados na literatura, observou-se que há gama diversa de materiais empregados. Pérez *et al.* (2018) avaliaram a eficiência de remoção de surfactante em 6 *wetlands* construídos em cilindros de PVC e 6” e profundidade da lâmina d’água de 40 cm plantas com uma macrófita emergente (*Schoenoplectus americanus*) e diferentes substratos: pedra de origem vulcânica, cascalho e fibra agave, em diferentes tempos de retenção hidráulica (3, 8 e 15 dias). Os autores concluíram que o tipo de substrato, tempo de retenção hidráulica maiores e presença de vegetação no sistema podem ajudar a melhorar o desempenho de tratamento em *wetlands* construídos. Foi obtida eficiência de remoção acima de 90% utilizando fibra de agave como substrato, vegetado com *Schoenoplectus americanus* e tempo de retenção hidráulica de 15 dias. Porém é necessário que a fibra de agave seja estabilizada antes de seu uso. Comparando com o presente trabalho, os substratos emergentes aqui utilizados apresentaram eficiências de remoção de surfactante semelhante as obtidas por Pérez *et al.* (2018), sendo que estes substratos são mais baratos, de fácil acesso, não necessitam de pré-tratamento para seu uso e ainda podem ser feitas a reutilização dos mesmos de outras atividades.

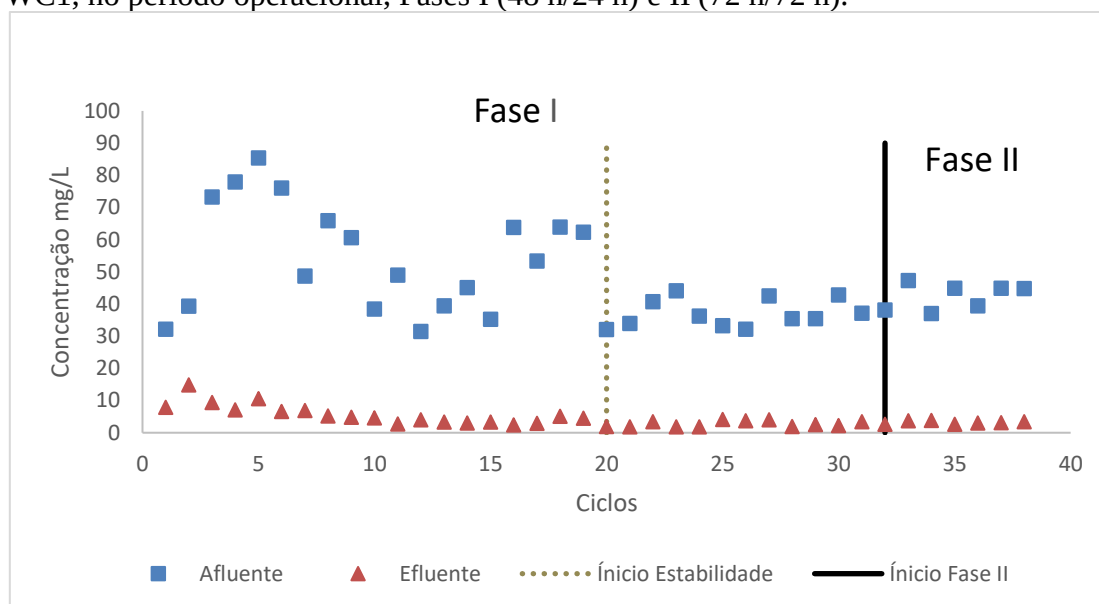
Bermudez (2022) obteve alto desempenho de remoção de surfactante utilizando os mesmos substratos emergentes aqui utilizados (concha e tijolo) e *Echinodorus subulatus* vegetando *wetland* construído em escala piloto, com eficiências de remoção superiores à 80%. A autora concluiu que a utilização de conchas da espécie *Anomalocardia brasiliensis* como substrato foi um diferencial na remoção de surfactante ao comparar dois WC, um contendo

camada de conchas marinhas e tijolo cerâmico fragmentado no leito do sistema, outro contendo apenas tijolo fragmentado. Segundo a autora, a presença de concha melhorou estatisticamente a eficiência de remoção do surfactante, com eficiência de remoção de 94,09%, superior aos 88,62%, obtidos no WC que recebeu apenas tijolo.

Os WCs não apresentaram aumento de eficiência com o aumento do tempo de vazio (Fase II), ficando com valores próximos ao da fase I de modo que o maior tempo de oxigenação não influenciou em melhora do percentual de remoção do surfactante. Os tanques apresentaram eficiências acima de 90% nas duas fases.

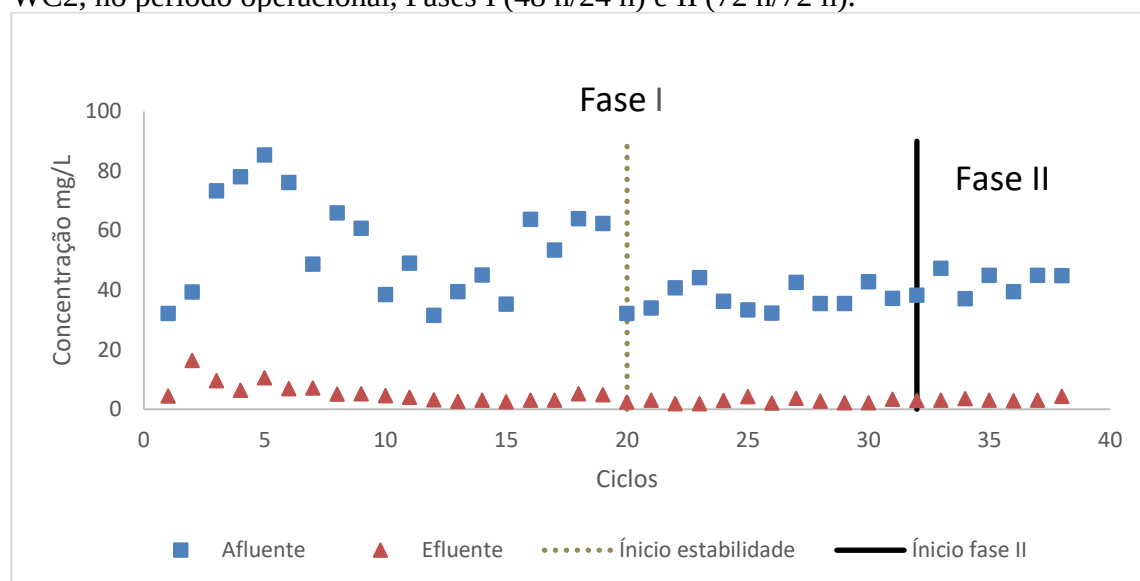
Os sistemas se tornaram estáveis entre os ciclos 17 e 18 de operação. A análise deste parâmetro só foi possível a partir da terceira semana do período de adaptação, o que fez com que os dados em relação à remoção de surfactante só permitiram evidenciar estabilidade na remoção deste poluente em dias diferente dos outros parâmetros, foi observada a estabilidade do surfactante com aproximadamente 3 meses de operação, já os outros parâmetros foram com 2 meses do período operacional. Na Figuras 11 e 12 são mostrados o comportamento dos WCs na remoção de surfactante.

Figura 11—Variação da concentração de surfactante aniônico no afluente e efluente de WC1, no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 12—Variação da concentração de surfactante aniônico no afluente e efluente de WC2, no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

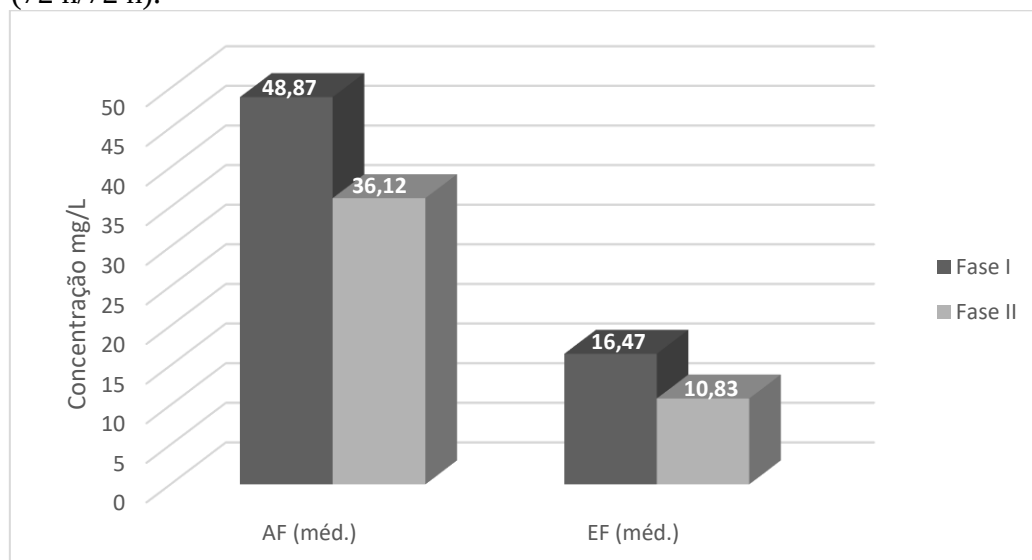
Ao analisar a correlação ANOVA ($p < 0,05$) os WCs não apresentaram diferenças significativas entre eles, pois a comparação estatística entre as eficiências médias de remoção, o valor de p obtido foi maior do que 0,05 ($p = 0,36$), o que mostra que o formato da concha (inteira ou triturada) não possui influência no desempenho de remoção de surfactante aniônico.

5.2.2. Remoção de nutrientes

5.2.2.1 Remoção de nitrogênio

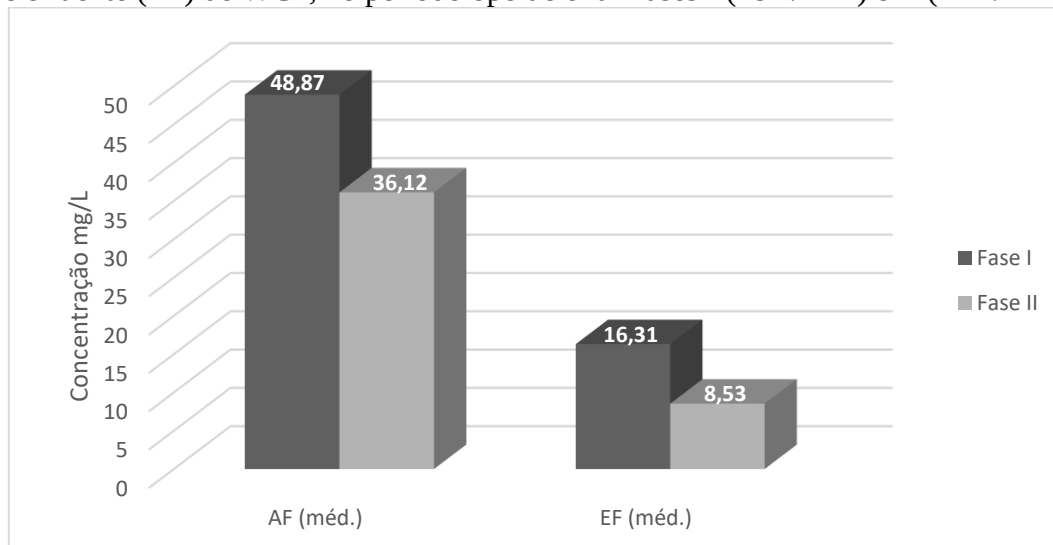
Os dois sistemas apresentaram eficiência média de remoção de 66,29% ($\pm 0,29$) de nitrogênio amoniacal na Fase I para WC1 e de 66,63% ($\pm 0,24$) em WC2 com uma concentração afluente de 48,87 mg/L. Já na Fase II foram obtidas 70,01% em WC1 ($\pm 0,10$) e 76,37% ($\pm 0,07$) em WC2 com uma concentração afluente de 36,12 mg/L (Figuras 13 e 14).

Figura 13— Concentração média de nitrogênio amoniacal no afluente (AF) e efluente (EF) de WC1 no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 14— Concentração média de nitrogênio amoniacal no afluente (AF) e efluente (EF) de WC2, no período operacional Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h)



Fonte: Autora (2024)

Pode ser observado que a variação no tempo de cheio e vazio influenciou a eficiência de remoção de amônia nos WCs. O aumento do tempo de vazio da segunda fase resultou em concentrações menores de nitrogênio amoniacal no efluente. A correlação ANOVA mostrou que os WCs apresentaram uma diferença significativa entre as Fases I e II em relação a eficiência de remoção dessa variável, com $p=0,0004$ para o sistema com a concha inteira (WC1) entre as Fases I e II e $p=0,0192$, para o sistema com concha triturada (WC2), entre as Fases I e II. O aumento de período vazio proporciona em uma maior disponibilidade de

oxigênio dissolvido no meio que é utilizado por bactérias nitrificantes aeróbias para a remoção de amônia. Por isso, o aumento do tempo de vazio melhora a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em *wetlands* operados em fluxo de maré.

Esses resultados corroboram com os obtidos por Saeed *et al.* (2021) que analisaram a influência do tempo de cheio e vazio em WCTF. Os autores utilizaram as seguintes variações em 3 fases operacionais: Fase I- C 8 h:16 h V; Fase II- C 16 h: 8 h V e Fase III- C 24 h:0 h V e observaram que a diminuição do tempo de vazio proporcionou uma diminuição da eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal, onde nas duas primeiras fases em que o período era maior, foram obtidas maiores eficiências de remoção.

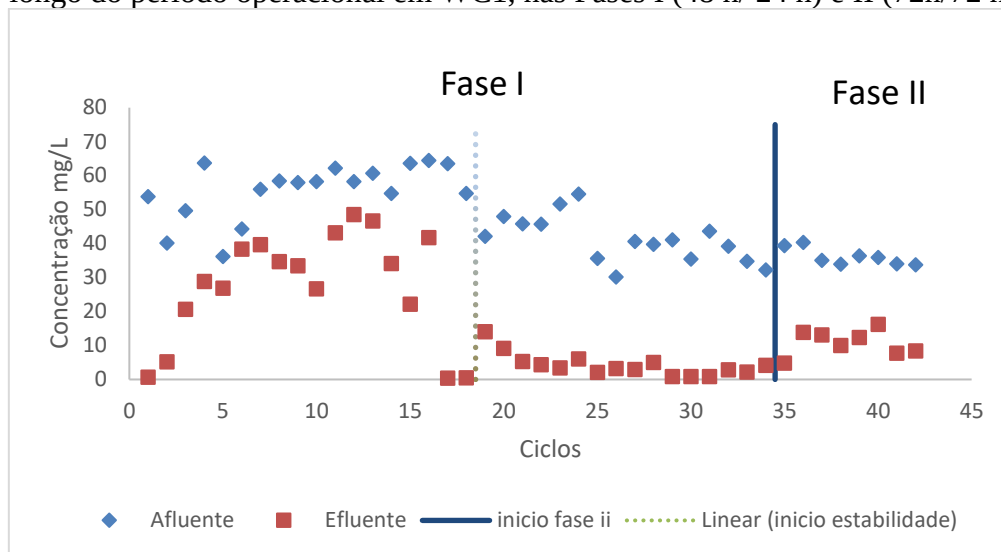
De acordo Saeed *et al.* (2020) a remoção de amônia em *wetlands* construídos em fluxo de maré geralmente se dá por adsorção no meio durante o período de contato no período de adaptação dos sistemas, porém os autores falam que essa adsorção no substrato é temporal, e logo essa amônia é utilizada pelas bactérias nitrificantes, prevalecendo a via biológica para remoção.

Em WC1 e WC2, a remoção biológica de amônia prevaleceu, apenas 4,36% e 2,67% de amônia ficaram retidos por adsorção no leito em WC1 e WC2, conforme os dados do teste de dessorção no material do leito. Esses valores serão apresentados mais detalhadamente na seção sobre os resultados do teste de adsorção.

Chand *et al.* (2022) obtiveram valores menores de remoção nas fases iniciais do seu estudo com *wetland* de bancada utilizando fluxo de maré, com tempos de cheio e vazio de 72-24 h, para tratar água cinza sintética. Entretanto, após a fase de adaptação, a eficiência aumentou, tanto porque muito provavelmente houve estabelecimento do biofilme, como também pela alimentação do *wetland* em fluxo de maré (*tidal flow*) que possibilitou o aumento de oxigênio dissolvido no meio até valores maiores que 1,5 mg/L, que é fundamental para que ocorra processo de nitrificação, diminuindo-se a concentração de NH_4^+ do meio.

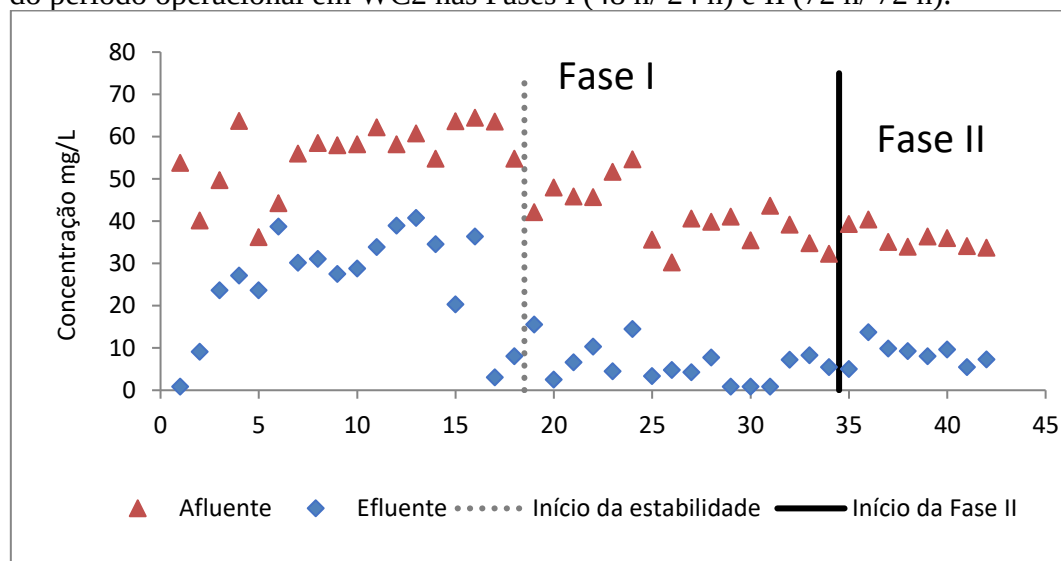
Esse comportamento também foi observado nessa pesquisa, como mostrado nas Figuras 15 e 16. Nos ciclos iniciais, os sistemas WC1 e WC2 apresentaram instabilidade na remoção de amônia, mas após ter alcançado a maturidade, com a provável formação de biofilme, os sistemas tornaram-se mais estáveis na remoção, devido esse processo ser predominante pela via biológica.

Figura 15—Variação da concentração de amônia no afluente e efluente ao longo do período operacional em WC1, nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72h/72 h)



Fonte: Autora (2024)

Figura 16—Variação da concentração de amônia no afluente e efluente ao longo do período operacional em WC2 nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h).



Fonte: Autora (2024)

X. Tan *et al.* (2019) obtiveram no período de adaptação (40 dias, Fase I) em seu estudo sobre a eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal em um *wetland* construído de bancada com fluxo de maré (4 h cheio e 2 h vazio) utilizando alumínio ativado como substrato de aproximadamente 30% ao que os autores atribuíram a adsorção no substrato, passado os 40 dias (Fase II) o sistema tornou-se estável devido a formação de biofilme e

alcançou até o final do período de operação eficiências de remoção acima de 85% que, de acordo com os autores essa segunda fase predominou a remoção por via biológica.

Na literatura são encontrados estudos com altos valores de eficiência de remoção de amônia em WCTF e com concentração afluente de NH_4^+ semelhantes a concentração média afluente aqui utilizados na Fase I (48,87 mg/L), como reportados por X. Tan *et al.* (2020) (95,6%, com 48 mg/L; tempo de cheio/vazio de: 10 h/ 2h) e X.Tan *et al.* (2019) (85,4%, com 49,3 mg/L; tempo de cheio/vazio de: 4 h/ 2 h), utilizando como substratos alumínio ativado e por Saeed *et al.* (2020) (96%, com 49,7 mg/L; tempo de cheio/vazio de: 3 h/ 2 h) que usaram carvão, sendo ambos os materiais considerados substratos emergentes de boa influência sobre a remoção de amônia. Os autores também utilizaram tempos de ciclos *tidal flow* diferente dos aqui utilizado, reforçando a importância do tempo de cheio e vazio para o desempenho de remoção de NH_4^+ em WCTF.

Liu *et al.* (2014) operando um WCTF com tempos de cheio/vazio de 16 h/8 h e utilizando zeólita como substrato obtiveram alta eficiência de remoção de NH_4^+ (97%) de água residuária sintética com alta concentração de nitrogênio amoniacal afluente (100 mg/L). Os autores atribuíram a eficiência elevada às características físicas do substrato utilizado (alta porosidade, grande área de superfície, alta capacidade de troca iônica, etc) que proporcionam boas condições para abundância de bactérias específicas, bem como à estratégia operacional em *tidal flow* que pode proporcionar a regeneração da capacidade de adsorção dos substratos e a melhora na remoção de amônia por via biológica devido a possibilidade de dispor oxigênio no leito em cada ciclo. A eficiência superior as aqui obtidas nas duas fases estudadas se deu possivelmente as alta porosidade e maior capacidade de troca iônica da zeólita (que é um mineral abundante e de fácil acesso) em comparação com os tijolos e as conchas, pois os tempos de ciclos aqui utilizados foram superiores nas duas fases, tendo, portanto, as características dos substratos aqui utilizados influenciado nas eficiências de remoções aqui obtidas.

A nitrificação – transformação da amônia em nitrito e nitrato – é influenciada por alguns fatores como pH, potencial redox e quantidade de oxigênio dissolvido (DECEZÁRIO 2018). As bactérias responsáveis pela oxidação de amônia e nitrito necessitam de um ambiente com boas quantidades de oxigênios disponíveis para poderem realizarem a nitrificação que ocorre em ambiente aeróbio (TAN X *et al.*, 2019). Segundo Metcalfy e Eddy (2016), para cada g de NH_4^+ que é nitrificada as bactérias necessitam consumir 4,25 g de O_2 . Nessa pesquisa, devido a uma restrição na análise de OD não foi possível determinar os valores de oxigênio medidos no afluente e efluente dos WCs, porém os valores médios de

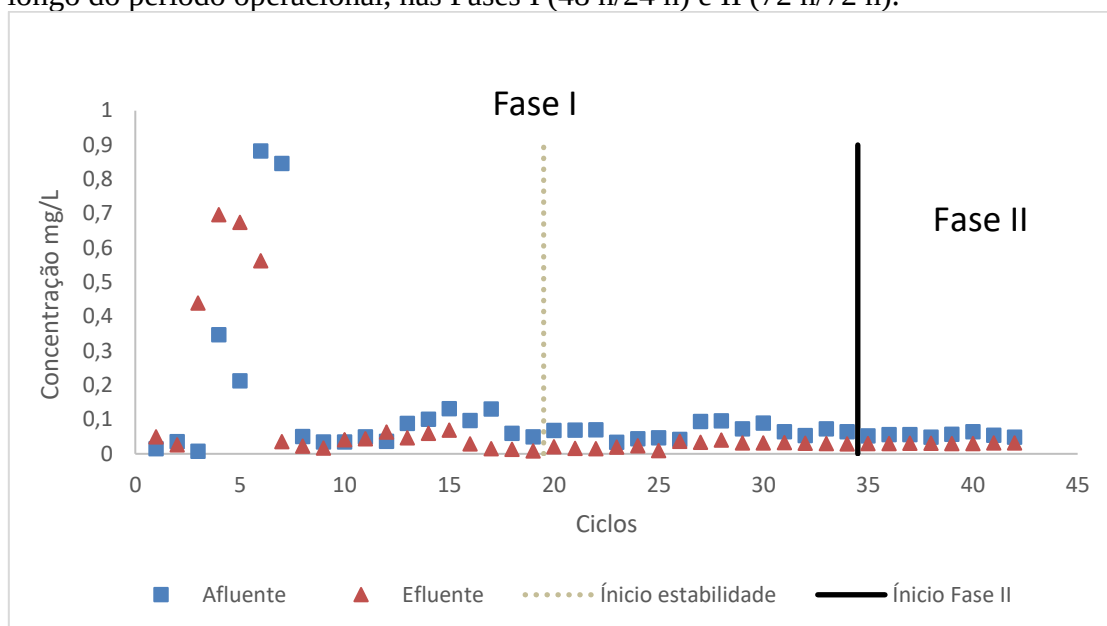
potencial redox (ORP) medidos ao longo do período operacional possibilitou determinar qual o ambiente (aeróbio, anóxico e anaeróbio) predominou nos sistemas.

Quanto ao potencial redox (ORP) médio obtidos nos WC, os valores foram de 10,18 mV e -85,78 mV, respectivamente, no afluente e efluente de WC1 e 10,18 mV e -101,75 mV, no afluente e efluente de WC2. De acordo com Agência de Controle de Poluição de Minnesota (2011), os baixos valores aqui obtidos principalmente os valores de efluente indicam que prevaleceu um ambiente anóxicos dentro dos WC, pois a faixa de valores determinada por esse órgão é de: ambiente aeróbio de +50 a 200 mV, anóxico, entre +50 e -200 mV e anaeróbio, de -200 a -300 mV.

No interior dos *wetlands* são reportadas a presença de microzonas anóxicas/anaeróbias dentro da matriz do leito filtrante, como mencionado por Saeed *et al.* (2021) que avaliaram a influência do meio e da razão entre período de cheio e vazio na remoção de matéria orgânica e nutrientes em *wetlands* *construídos* em células de combustível microbianas operadas em fluxo de maré. Nesse estudo, dados aos valores médios de ORP efluentes pode ter ocorrido a presença dessas microzonas anóxicas/anaeróbias no interior dos tanques. Contudo, nos sistemas WC1 e WC2 aqui estudados não houve favorecimento da nitrificação para a remoção de amônia, que é realizada em ambiente aeróbio, não sendo essa a via principal de remoção de amônia nos sistemas estudados.

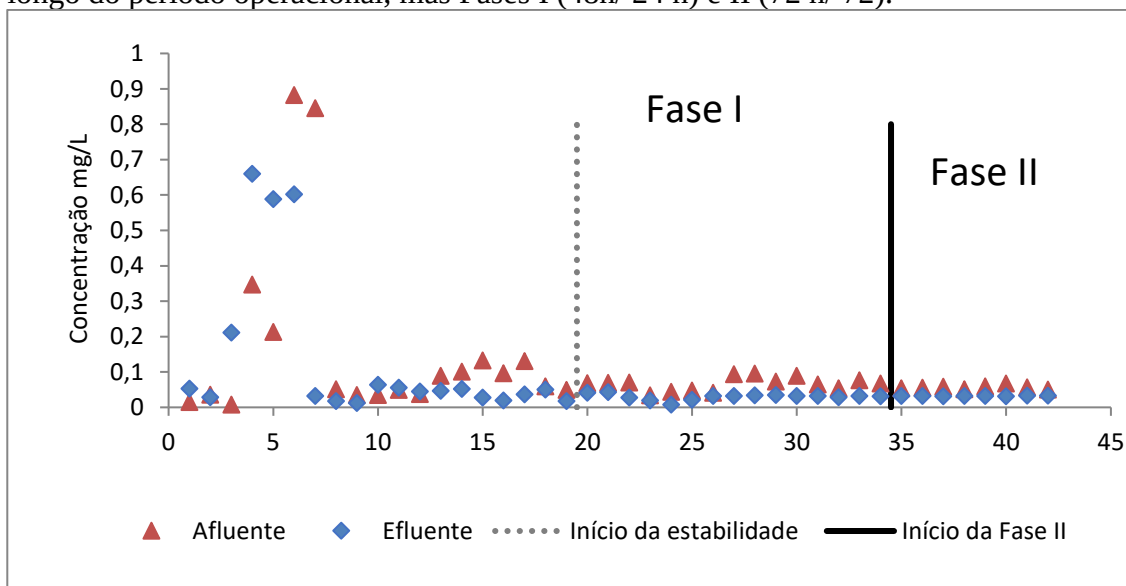
Nas Figuras 17 e 18, são mostradas as variações de nitrito no afluente e efluente dos WC1 e WC2, respectivamente, verificando-se que ao longo dos ciclos em *tidal flow* a concentração de nitrito tanto no afluente como no efluente era baixa, sendo a eficiência de remoção baixa, com os valores de afluente e efluente próximos, mostrando que esse nutriente não foi transformado em nitrato e, portanto, a nitrificação completa não teria ocorrido.

Figura 17—Variação da concentração de nitrito no afluente e efluente de WC1 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

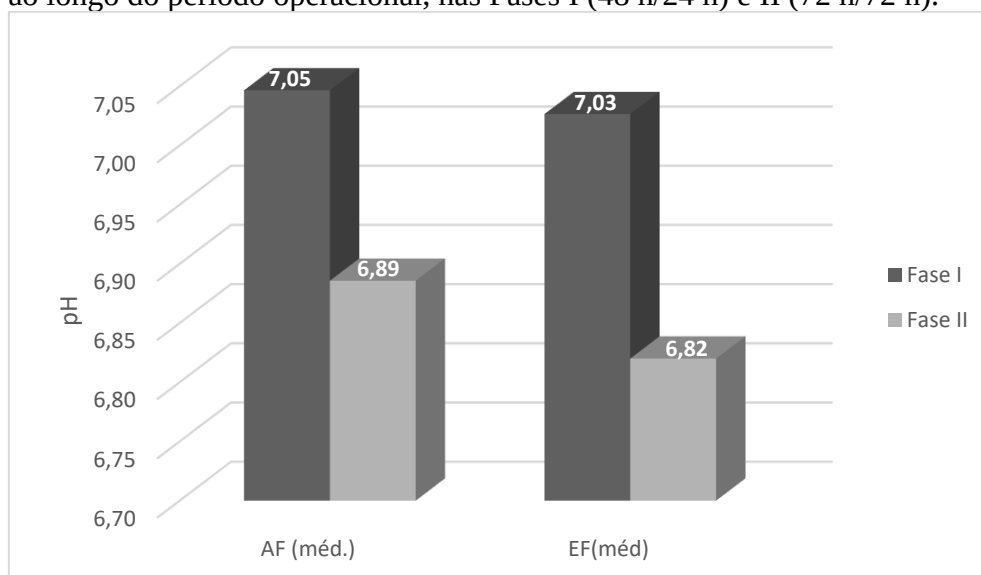
Figura 18—Variação da concentração de nitrito no afluente e efluente de WC2 ao longo do período operacional, nas Fases I (48h/ 24 h) e II (72 h/ 72).



Fonte: Autora (2024)

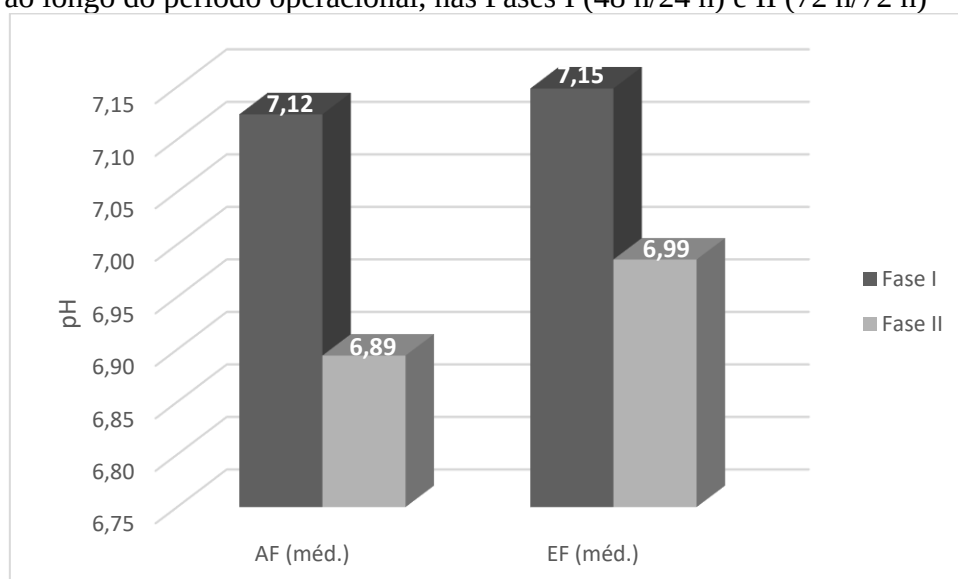
Os valores de pH obtidos nos dois WCs foram próximos de 7, característico de meio neutro, no afluente de WC1 – 7,05 (Fase I) e 7,03 (Fase II) – e WC2 – 7,12 (Fase I) e 7,15 (Fase II). No efluente de WC1, os valores médios de pH foram de 6,89 (Fase I) e 6,82 (Fase II), enquanto que o efluente WC2 apresentou valores médios de 6,89 (Fase I) e de 6,99 (Fase II) (Figuras 19 e 20).

Figura 19—Valores médios de pH no afluente (AF) e efluente (EF) de WC1 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 20—Valores médios de pH no afluente (AF) e efluente (EF) de WC2 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h)



Fonte: Autora (2024)

Esses valores estão dentro do que é necessário para cultivo eficiente de bactérias nitrificantes, que precisam estar situadas entre 7 e 9 (BERMUDEZ, 2020 apud WARD *et al.*, 2011). Porém esse parâmetro não pareceu ter muita importância para a determinação da nitrificação, visto que não houve a predominância de ambiente aeróbio para essa via.

Uma via não tradicional de remoção de nitrogênio amoniacal é através da oxidação da amônia a nitrato sob condições anaeróbicas, processo conhecido como ANNAMOX, as

bactérias responsáveis por realizar esse fenômeno são encontradas em ambientes anaeróbios e apresentam abundâncias em ambientes marinhos e ecossistemas de água doce, como os de WC e se desenvolvem em uma faixa de pH de 6,8 a 8,5 (DECEZÁRIO et al., 2018; MANASA E MEHTA, 2021).

Estudos mostram a alta eficiência de remoção de amônia por ANNAMOX em sistemas *wetlands* construídos (LI e TAO, 2017; YAN et al., 2023; NEGI et al., 2022). A faixa de valores pH e o ambiente anóxico/anaeróbio principalmente nos valores de saída dos tanques de WC1 e WC2 possibilitaria a remoção de amônia por essa via, pois esses valores indicam a predominância desses ambientes ou ocorrido a existência de microzonas anaeróbias dentro dos tanques que possibilita na remoção via ANNAMOX, entretanto os baixos valores de nitrito aqui obtidos (Figuras 17 e 18) inviabilizam essa via de remoção, pois o nitrito éceptor final de elétrons para realizar a transformação de amônia a nitrato, sendo a chave para que ocorra o processo de oxidação amoniacal por ANNAMOX, o que requer grandes quantidades de nitrito para a remoção efetiva de NH_4^+ nesta condição (VYMAZAL et al., 2007; HE et al., 2021).

Contudo, sendo o nitrogênio um nutriente essencial para a maior parte dos microrganismos, eles podem realizar a remoção de NH_4^+ através da assimilação da amônia para suas sínteses metabólicas, produzindo uma biomassa enriquecida com nitrogênio biológico, no qual a amônia assimilada é utilizada para a produção de aminoácidos e proteínas em suas células, suprimindo assim suas necessidades nutricionais e formando uma biomassa de alto valor proteico e que pode ser uma potencial fonte de bio-reutilização (HUANG et al., 2021; YANG et al., 2022). Essa via é passível de ter ocorrido nos sistemas WC1 e WC2, visto que o ambiente anaeróbio predominante e baixas quantidades de nitrito não proporcionaram a possibilidade de desnitrificação e nem de oxidação anaeróbia (ANNAMOX).

Liao et al. (2023) operando um WCTF em escala de laboratório, com tempo de cheio e vazio variando (1:3; 1:3 3 3:1), alimentado com água cinza sintética + esgoto real, com uma concentração de NH_4^+ de 10 mg/L e utilizando biochar como substrato, não encontraram abundâncias de bactérias oxidadoras de amônia (BOA) e nem de bactérias oxidadoras de nitritos (BON), mostrando que a razão BOA/BON apresentou no tanque uma abundância relativa próxima de zero. Isso levou os autores a concluírem que com base na microbiologia que não houve nitrificação no sistema sendo os valores de remoção de amônia obtidos atribuídos a adsorção no substrato e assimilação microbiológica. Apesar de não ter sido possível a obtenção de dados da microbiologia presente nos sistemas aqui estudados, os dados de potencial redox e concentrações de nitrito, com pouca variação entre valores de

concentração afluente e efluente desse elemento, podem indicar que o comportamento dos WCs tenha sido semelhante ao estudado por Lião *et al.* (2023).

Pela via de síntese de aminoácidos, a amônia é rapidamente incorporada aos aminoácidos formados por muitos micro-organismos autótrofos e heterótrofos (VYMAZAL, 2007). Yang *et al.* (2022) obtiveram alta eficiência de remoção de NH_4^+ (96,2%) por assimilação heterotrófica sob condições anóxicas, sendo que alcançaram 97% de remoção de amônia por assimilação autotrófica sob condições aeróbias, o que mostra que pode ocorrer a remoção de amônia por assimilação microbiana em ambientes com altas ou baixas concentrações de oxigênio dissolvido.

De acordo com Li *et al.* (2020) as bactérias heterotróficas necessitam de grandes quantidades de fontes de carbono para realizarem a assimilação de amônia, já as autótrofas são promissoras para uma baixa proporção de carbono para nitrogênio. Essa afirmação indica que a relação C/N é um parâmetro que influencia a eficiência de assimilação de amônia. Aqui o valor teórico da razão C/N utilizado foi de 49, esse valor foi calculado baseado nos valores de carbono e nitrogênio utilizados na água residuária sintética e no percentual correspondente a cada elemento (descrito em materiais e métodos na seção 4.8). Esse valor indica que a assimilação de amônia foi realizada por bactérias heterotróficas, pois elas são beneficiadas na presença de maiores quantidades de fontes de carbono.

Yang *et al.* (2022) avaliaram a eficiência de remoção de amônia por assimilação heterotrófica, utilizando as seguintes razões de C/N: 4,8, 12, 16 e 20) por 8 h. Os autores concluíram que razão de C/N igual a 16 propiciou em alta eficiência de assimilação de amônia (96,2 %), com a concentração afluente de 44,87 mg/L – semelhantes a aplicada em WC1 e WC2 (48,87 mg/L) em um reator de biofilme operado em batelada sequência de escala de laboratório sob condições anóxicas. Quando a razão foi aumentada para 20 houve um decréscimo na eficiência de remoção que os autores atribuíram a fontes de carbono em excesso que podem inibir o crescimento dos micro-organismos e diminuir a transferência de elétrons.

Assim, a alta razão de C/N de 49, aplicada nos WCs, teria propiciado a assimilação de amônia por bactérias heterotróficas até certo ponto, pois nessa condição há um desequilíbrio entre as fontes de carbono e de nitrogênio, com presença em excesso de fontes de carbono, resultando em uma menor remoção de amônia. Isso pode explicar os valores médios de eficiência de remoção de amônia registrados nessa pesquisa, de 66,29% e 66,63%, respectivamente, em WC1 e WC2, na Fase I e de 70,01%, em WC1, e 76,37%, em WC2, na Fase II.

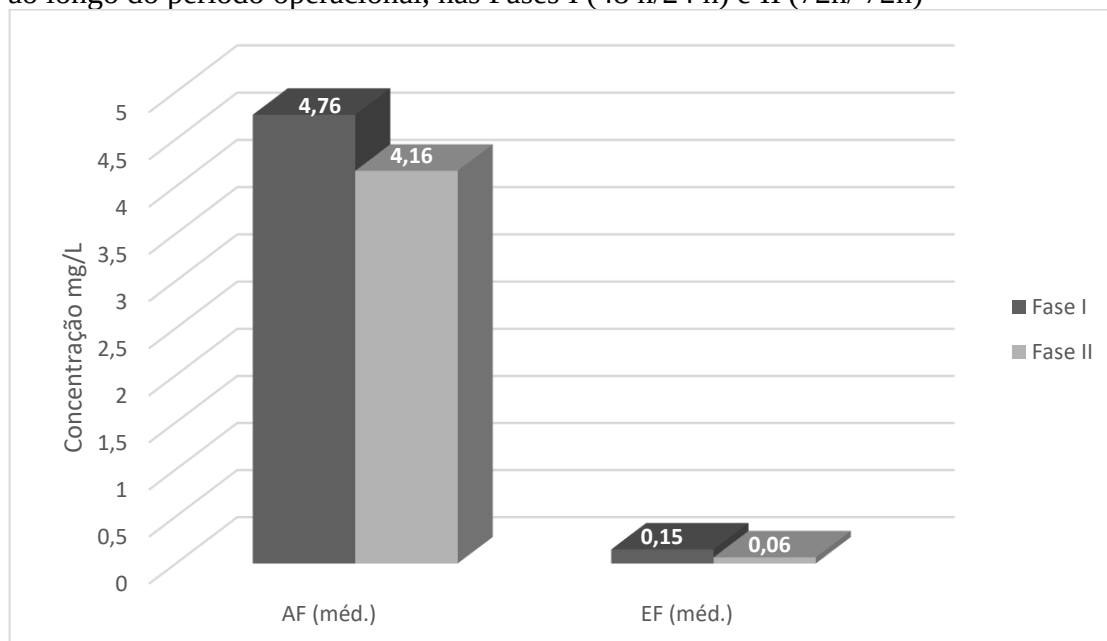
Mesmo não chegando a maiores valores como alguns trabalhos encontrados na literatura, onde essa via de remoção apresentou valores de eficiências por assimilação de amônia superiores a 90% (YANG *et al.*, 2022 96,2 %; LI *et al.*, 2020 97%) os WCs aqui estudados obtiveram um bom desempenho de remoção de nitrogênio amoniacal com valores médios de eficiência de remoção acima de 50% em ambos os sistemas.

Altos valores de razão C/N também influenciam na eficiência de remoção de nitrato em WC, pois as bactérias que realizam a desnitrificação – transformação do NO_3^- em óxido nitroso N_2O , que é convertido a nitrogênio gasoso N_2 – consomem grandes fontes de carbono orgânico para realizar o processo de transformação (SAAED *et al.*, 2020; X. TAN *et al.*, 2020; HUANG *et al.*, 2020).

X. Tan *et al.* (2019) avaliaram a influência da relação C/N na eficiência de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos operados em fluxo de maré (*tidal flow*), e concluíram que razões C/N superiores a 6 estariam relacionadas às melhores eficiências de remoção de amônia e nitrato.

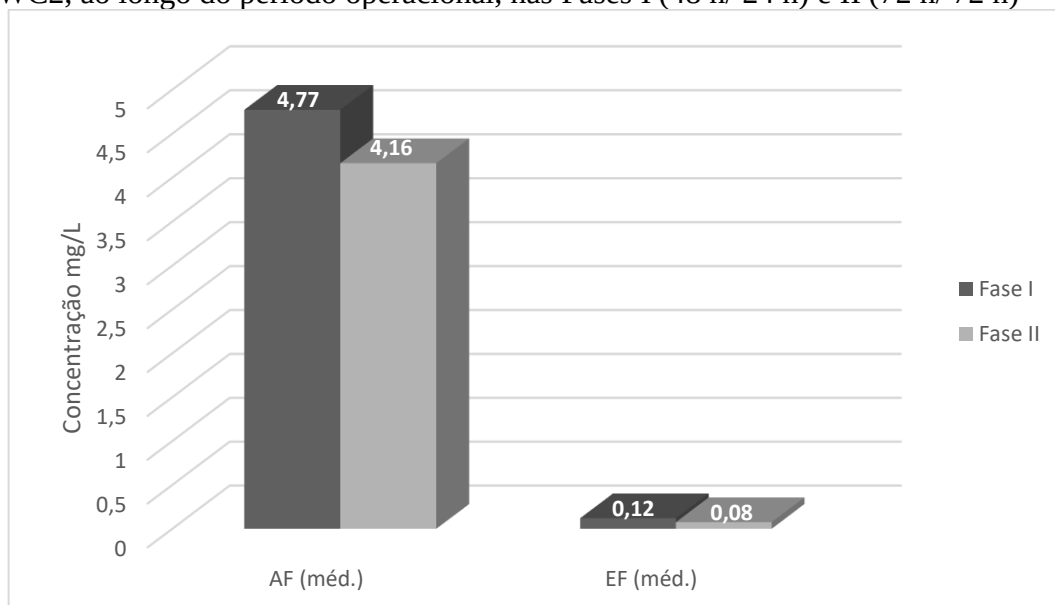
O ambiente anóxico/anaeróbico e alta razão C/N (49) em WC1 e WC2 são favoráveis à ocorrência de desnitrificação, sendo essa provavelmente a principal via de remoção de NO_3^- aqui obtidos. A remoção de nitrato ocorreu de maneira eficiente nos dois sistemas no período de operacional, com eficiência média de remoção de 96,81% em WC1 e 97,48% em WC2, na Fase I, com uma concentração afluente de 4,77 mg/L. Na Fase II, foram observadas remoções de 98,44 % e 98,20%, respectivamente, em WC1 e WC2, sendo a concentração afluente de 4,16 mg/L, com valores de nitrato na saída dos WCs baixos 0,15 mg/L em WC1 e 0,12 mg/L em WC2 na Fase I e 0,06 mg/L e 0,08 mg/L em WC1 e WC2 respectivamente na Fase II (Figuras 21 e 22).

Figura 21— Concentração média de nitrato no afluente (AF) e efluente (EF) do WC1 ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/24 h) e II (72h/ 72h)



Fonte: Autora (2024)

Figura 22— Concentração média de nitrato no afluente (AF) e efluente (EF) do WC2, ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h)



Fonte: Autora (2024)

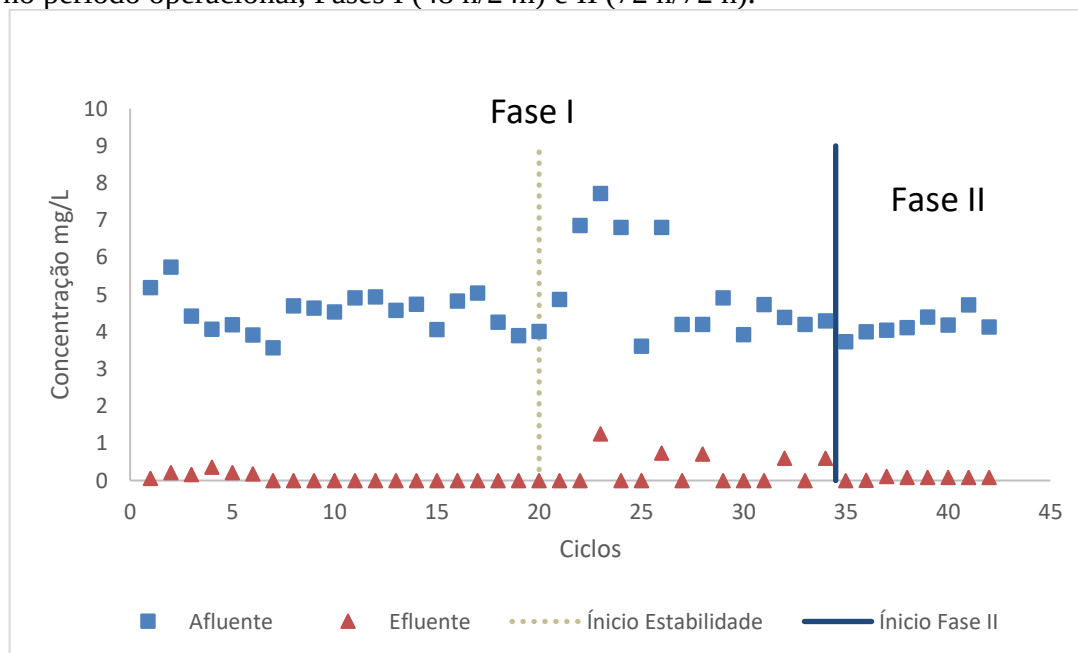
Segundo Kumar e Sing (2017), a redução de nitrato é influenciada principalmente pela adsorção do substrato, a absorção pelas plantas e degradação microbiana. Chand *et al.* (2022) estudaram a utilização de biochar como substrato e a presença da planta *Colocasia sp.* em um *wetland* de bancada operada em fluxo de maré, com ciclos de 72 h cheio e 24 h vazio e observaram aumento da eficiência de remoção de nitrato ao longo dos ciclos operacionais, atribuindo-o à utilização do biochar e à planta, pois segundo os autores o substrato facilitou o

processo de adsorção no substrato e a planta propiciou a absorção do nitrato, esse processo de absorção e adsorção ocorreram de maneira simultânea.

Dessa forma, os materiais usados na presente pesquisa como substrato do leito também podem ter influenciado as eficiências de remoção obtidas, pois, como reportado no estudo de Bermudez (2022), o tijolo e a concha marinha são substratos com boa capacidade de adsorção e apresentam em sua composição química compostos como carbonato de cálcio (conchas) e alumínio (tijolos) que propiciam na melhora de remoção de poluentes como o nitrato.

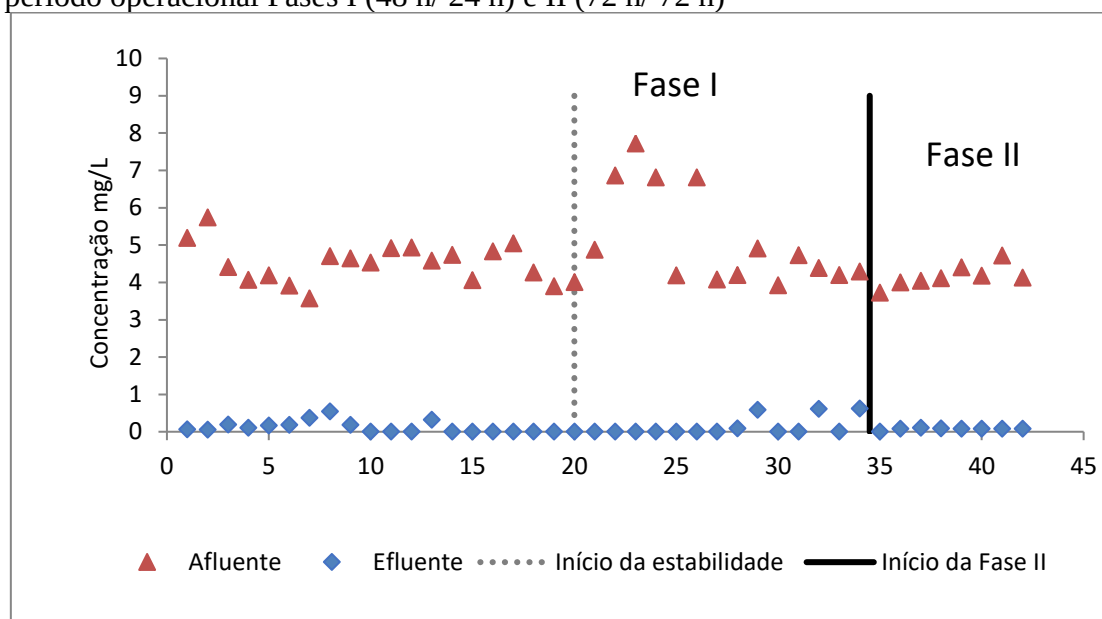
Os sistemas atingiram a estabilidade com 20 ciclos, correspondente a dois meses, porém o comportamento de remoção de nitrato permaneceu o mesmo em todo o período operacional (Figuras 23 e 24). Observou-se que o aumento do tempo de vazio e consequentemente maior ambiente aeróbio nos tanques não afetou negativamente a desnitrificação que ocorreu provavelmente por bactéria heterotróficas no período de cheios/vazio dos WCs.

Figura 23—Variação da concentração de nitrato no afluente e efluente de WC1 no período operacional, Fases I (48 h/24h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 24—Variação da concentração de nitrato no afluente e efluente de WC2 no período operacional Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h)



Fonte: Autora (2024).

Em outra pesquisa, Leung *et al.* (2016) estudaram a aplicação de plantas típicas de mangue e não típicas na vegetação de *wetlands* construídos de fluxo de maré e concluíram que a presença das plantas evita a formação de nitrato em excesso, pois este é removido por absorção pelas plantas. Além disso, a alternância entre ambientes aeróbio e anóxico, propiciada pela estratégia operacional de maré, leva a um melhor desempenho na nitrificação/desnitrificação. Comparando com esse estudo, as macrófitas não apresentaram bom desenvolvimento nos dois tanques (WC1 e WC2), portanto as plantas não tiveram influência nas remoções reportadas no presente estudo.

Os valores de potencial redox médio (10,18 mV, no afluente, -85, 78 mV, no efluente de WC1 e -101,75 mV, no efluente de WC2), mostraram que predominou no tanque um ambiente anóxico/anaeróbio, que favorece a remoção de nitrato, pois as bactérias desnitrificantes, responsáveis pela transformação de nitrato em nitrogênio gasoso (desnitrificação) atuam em ambiente que não possui a presença de oxigênio (VYMAZAL, 2007). Portanto as altas eficiências de remoção de nitrato aqui, foram devidas as características adsorventes dos substratos analisados e da remoção biológica via desnitrificação nos períodos cheios/alagados dos ciclos, em que predomina o ambiente anoxico/anaeróbio.

Quanto ao formato de concha inteira (WC1) e triturada (WC2), a análise dos dados indicou que não influenciou na eficiência de remoção do nitrato pois os dois *wetlands* não apresentaram diferenças estatísticas significativas para a eficiência de remoção de nitrato, pois

o valor p de correlação do teste ANOVA com a média de eficiência de remoção no período de adaptação foi maior que 0,05 ($p=0,98$).

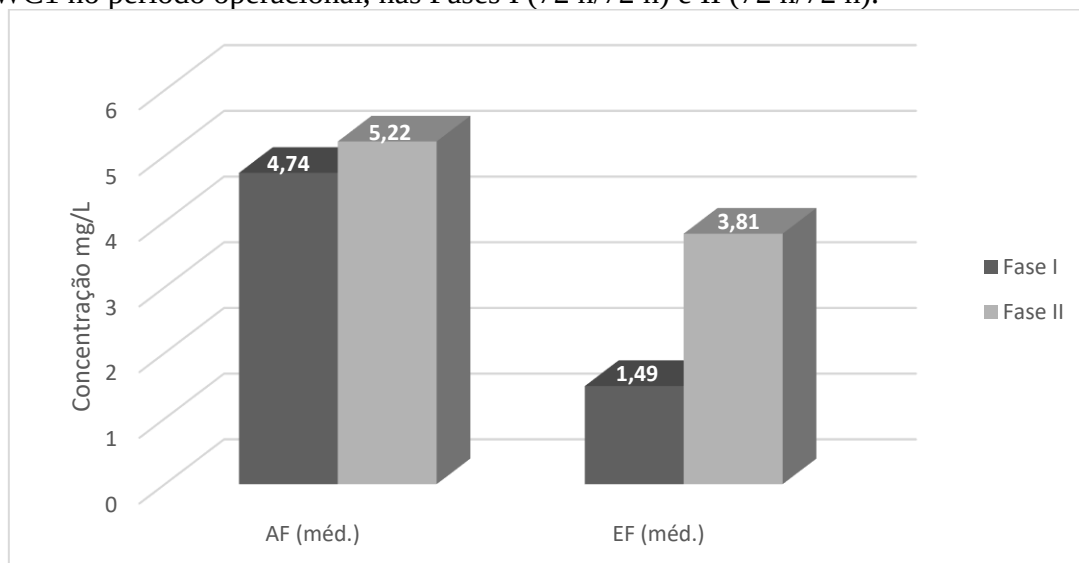
Não foi observada diferença estatística significativa para a eficiência de remoção de amônia comparando o formato da concha pois o valor p do teste ANOVA com a média de eficiência de remoção no período de adaptação deu maior do que 0,05 ($p=0,14$ na fase I e $p=0,15$ na fase II). Só foi observado diferença significativa entre os tanques para a remoção de amônia entre os ciclos pois o valor de p foi menor que 0,05 ($p=0,0004$ para o sistema com a concha inteira entre as fases I e II e $p=0,0192$ para o sistema com concha triturada). Isso mostra como citado anteriormente que o aumento de tempo de vazio proporcionou uma melhor eficiência nos sistemas.

5.2.2.2 Remoção de fósforo

O WC1 apresentou eficiência média de remoção de fósforo no período operacional de 68,46% (Fase I) e 26,90% (Fase II). Já o WC2 teve eficiência média de 69,41% (Fase I) e de 47,68% (Fase II), o que permite indicar, melhor desempenho do sistema quando do uso de concha marinha triturada com tempos de vazios mais longos em WCTF. Nas Figuras 25 e 26 são apresentadas as médias das concentrações de fósforo no afluente e efluente dos sistemas WC1 e WC2 nas Fases I e II.

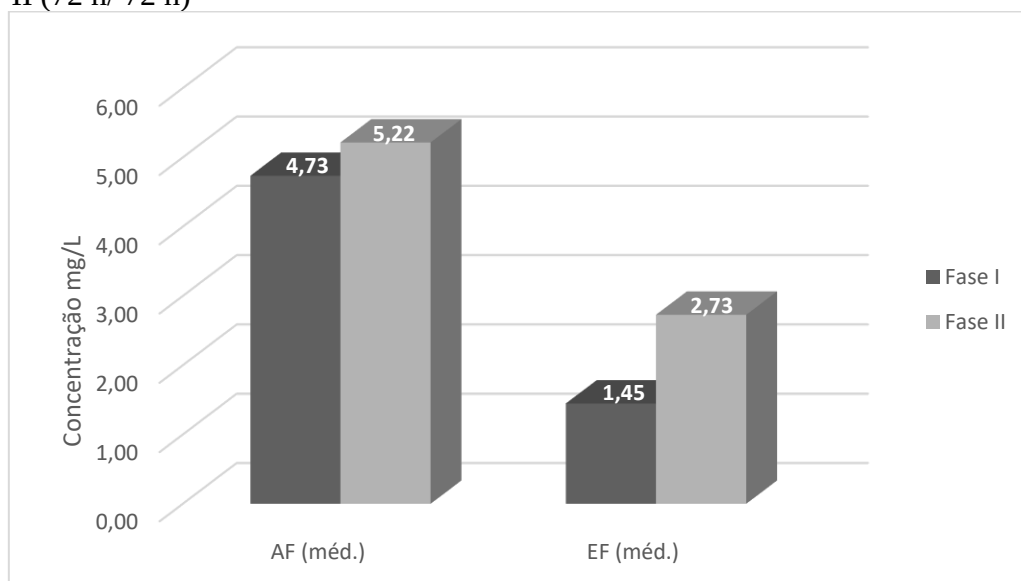
Os sistemas alcançaram a estabilidade com 20 dias de operação e a concentração efluente se permaneceu estável com valores de saída abaixo de 2 mg/L nos dois sistemas até o início da segunda fase, onde período de vazio aumentou. O aumento do tempo de vazio provocou um declínio da eficiência de remoção sendo observado um aumento na concentração de fósforo no efluente, principalmente no tanque composto com a concha inteira (Figuras 25 e 26).

Figura 25— Concentração média de fósforo no afluente (AF) e efluente (EF) em WC1 no período operacional, nas Fases I (72 h/72 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 26— Concentração média de fósforo no afluente (AF) e efluente (EF) em WC2, ao longo do período operacional, nas Fases I (48 h/ 24 h) e II (72 h/ 72 h)

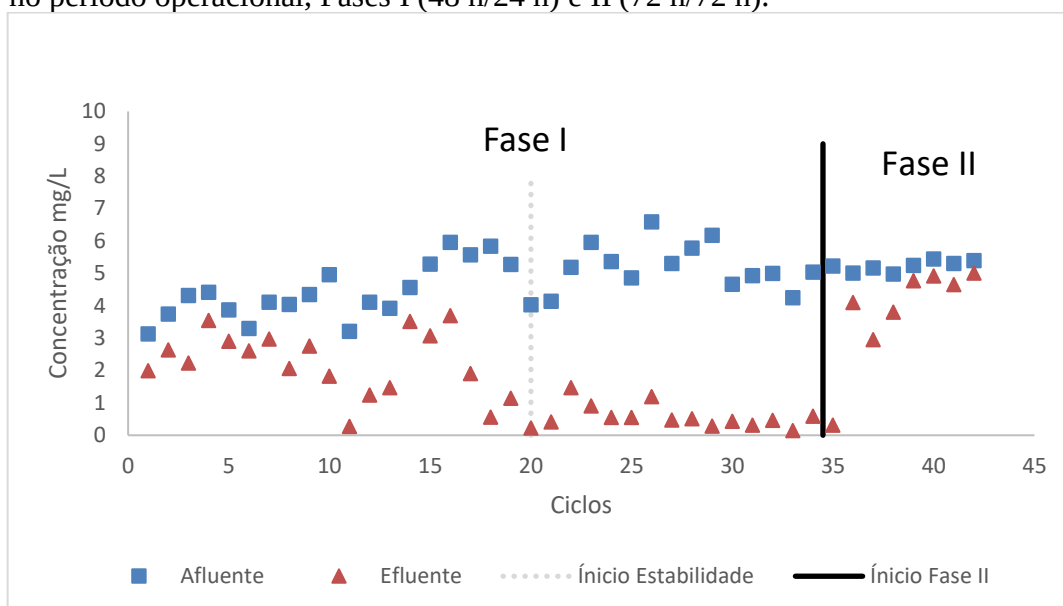


Fonte: Autora (2024)

A eficiência de remoção também diminuiu no WC2, com a concha triturada, porém no sistema que recebeu a concha inteira a perda de eficiência foi maior, sendo observado também que, com o avanço dos ciclos da Fase II, no WC2 houve tendência a um possível aumento da eficiência, mostrando que esse sistema provavelmente já estava adaptado à nova fase, o que não é observado em WC1 (Figuras 27 e 28).

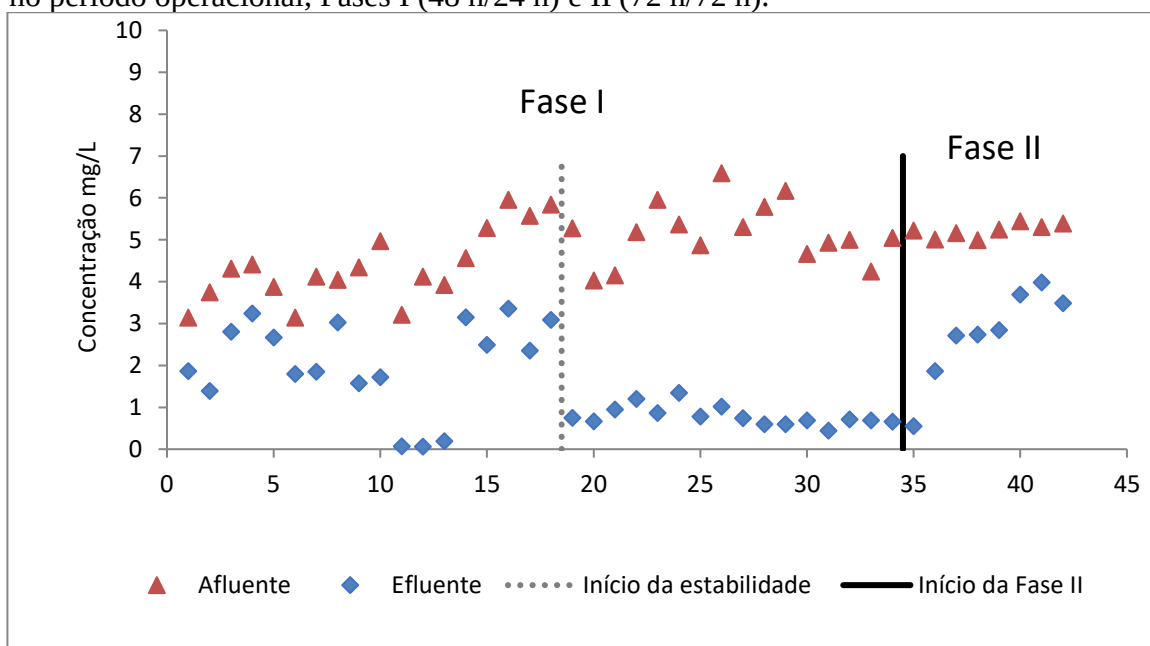
Nas Figuras 27 e 28 são mostradas as variações da concentração de fósforo no afluente e efluente dos sistemas WC1 e WC2, nas Fases I e I.

Figura 27—Variação da concentração de fósforo no afluente e efluente de WC1, no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

Figura 28—Variação da concentração de fósforo no afluente e efluente de WC no período operacional, Fases I (48 h/24 h) e II (72 h/72 h).



Fonte: Autora (2024)

A correlação ANOVA $p < 0,05$ mostrou que tanto o formato da concha como a variação na duração dos ciclos apresentaram diferenças significativas entre os tanques. A concha triturada que apresentou maiores eficiências de remoção, se mostrou superior a ser utilizada como substratos nas duas fases ($p = 0,0177$, na Fase I, e $p = 0,032$, na Fase II). Os tanques apresentaram menores eficiências de remoção a ser adicionado um tempo de vazio maior

($p=0,00001$ para o tanque com a concha inteira considerando as Fases I e II para e $p=0,000005$ para o tanque com a concha triturada considerando as Fases I e II).

Apesar da adsorção no substrato ser a principal forma de remoção de fósforo em WCs (X. TAN *et al.*, 2019), a remoção biológica de fósforo, mesmo que não relevante pode ocorrer. A remoção biológica de fósforo se dá através da assimilação do fosfato por organismos acumuladores de fósforo (OAP) em ambiente aeróbio ou anóxico na presença de fontes de carbono, como os ácidos graxos voláteis que são metabolizados em compostos de compostos de cadeias longas, os polihroxialcanoatos (PHAs), que ficam armazenados nas células, que liberam ortofosfato nessa condição. Em ambiente aeróbio, os OAP utilizam os PHAs armazenados, metabolizando-os, fazem a assimilação do ortofosfato que estiver no meio em alta taxa para reposição do fósforo liberado quando da produção do PHA, levando à boa remoção de fósforo. Entretanto as bactérias produzem PHAs em ambiente anaeróbio, sendo necessário a ocorrência de ambientes aeróbios/anóxicos e anaeróbios para uma boa remoção de fósforo pela via biológica (WANG *et al.*, 2021; DIAZ *et al.*, 2023).

A diminuição da remoção de fósforo observadas nos *wetlands* ao aumentar o período de vazio (Fase II) e se deu principalmente no tanque com a concha inteira como substrato. O aumento do tempo de vazio, consequentemente aumenta o período de oxigenação dos sistemas, o que leva a uma redução da remoção biológica de fósforo pois o aumento do tempo de vazio leva a diminuição do tempo de cheio, o que proporciona em um menor tempo de contato do biofilme com o líquido o que faz com que ocorra um menor tempo para formação de PHAs, que se formam na presença de fonte de carbono e ambiente anaeróbio como citado anteriormente. A alta relação C/N aqui utilizada (49) ajudaria na produção dos PHAs, entretanto a diminuição do período saturado nos WCs na Fase II, impacta a formação dos PHA, pois diminui o tempo que os sistemas ficam em ambiente anaeróbio. Isso faz com que haja menos PHAs para ser consumido no tempo de vazio e fazer a assimilação do ortofosfato, o que diminui a remoção de fósforo e foi possivelmente o que levou a diminuição da eficiência de remoção de fósforo aqui obtidas na Fase II.

Os valores de eficiência aqui obtidos foram superiores aos obtidos por Bermudez (2022) que utilizou concha e tijolo como substratos em um WC de fluxo subsuperficial vertical com tempo de cheio de 7 dias e vazio de 1 dia e obteve eficiência média de 45,98%, atribuindo ao uso de conchas marinhas a melhor remoção de fósforo pela sua precipitação ao reagir com o cálcio presente na composição da mesma, sendo que o percentual obtido em outra unidade similar, porém somente com leito de tijolos, a remoção de fósforo foi inferior (10,85%). Comparando com este estudo, utilizando os mesmos substratos, porém os tanques

operados em fluxo de maré com tempos de ciclo bem inferiores aos dela utilizados (cheio: 2 dias e vazio 1 dia na Fase I e 3 dias cheios e 3 dias vazios na Fase II), pode se dizer que essa estratégia operacional possibilitou uma melhor eficiência de remoção, o que se deu provavelmente devido a capacidade de WCTF ocorrer a alternâncias entre ambientes aeróbios e anaeróbios e propiciar na capacidade de regeneração dos substratos, aumentando o tempo para que ocorra a saturação do material como comprovado por Liao *et al.* (2022). E comparando com os tempos de ciclos a estratégia de fluxo de maré levou a um melhor desempenho de remoção, pois foram obtidas maiores eficiências em um tempo de menor de ciclo.

Encontra-se na literatura, trabalhos que apresentam eficiências de remoção de fósforo com substratos emergentes bem superiores ao aqui obtidos, como Saeed *et al.*, (2020) e X. Tan *et al.* (2019) que obtiveram eficiências de remoção em WCTF de 97% e 97,8% utilizando bloco de concreto e alumínio ativado como substrato respectivamente. Isso se deve ao fato de tanto o bloco de concreto como o alumínio ativado serem substratos provenientes da construção civil e como mencionado na revisão bibliográfica esses materiais são ricos em elementos como ferro e alumínio que facilitam a remoção de fósforo por afinidade. A concha um dos substratos aqui utilizados é um material de natureza mais orgânica, composta principalmente por oxigênio, cálcio e carbono que pode ter diminuído um pouco a eficiência de remoção por afinidade em relação ao tijolo, que é um material proveniente da construção civil e como comprovado no estudo de Bermudez (2022) apresenta em sua composição a predominância de oxigênio, silício e alumínio (BERMUDEZ, 2022).

Ngyen *et al.* (2020) utilizando conchas de molusco brancas em um *wetland* construído modelo de bancada, com fluxo sub-superficial horizontal para tratamento de água residuária suína, obtiveram eficiência de remoção de fósforo de 89,9%, que atribuíram principalmente a adsorção no substrato devido as conchas serem ricas em óxido de cálcio e que segundo os autores materiais ricos em cálcio possuem grande afinidade com o fósforo aumentando sua atração e consequente adsorção.

Outros estudos utilizando tijolos como substratos em *wetlands* para tratar esgoto obtiveram eficiências de remoção de fósforo próximas as obtidas em WC1 (68,46%) e WC2 (69,41%) na primeira fase desse estudo. Dina *et al.* (2016) 71, 13% utilizando fragmentos de tijolos e Obeng *et al.* (2023) 77% com tijolos de argila reciclados. Os trabalhos citados anteriormente atribuíram as eficiências de remoção devida as características físicas e químicas do tijolo que como citado anteriormente nesse estudo os proporcionam serem materiais com boas capacidades de remoção de fósforo por adsorção.

Dires *et al.* (2019) operando *wetland* construído de fluxo horizontal com fragmentos de tijolos como substratos para tratar águas residuárias provenientes de resíduos hospitalares, observaram melhores eficiências médias de remoção de fósforo (77%) na estação seca em comparação com a estação chuvosa (73,6 %), os quais atribuíram que a variação sazonal influencia na eficiência de remoção de fósforo em *wetlands* construídos. O sistema operacional nesse estudo englobou tanto em períodos secos (predominante na região) como na quadra chuvosa do estado (fev-mai). Esse fator pode ter influenciado a remoção de fósforo aqui, que os tanques ficaram em temperatura artificial, climatizada do laboratório (19 a 24° C), menores do que as predominantes na região do Ceará 26 e 27° C com máximas entre 31 e 32 °C, prevalecendo em temperaturas mais altas em todo o ano (MAGALHÃES e ZANELLA, 2011).

Materiais que apresentem em sua composição química cálcio, alumínio e ferro, propiciam boas remoção de fósforo por adsorção e precipitação (SAEED *et al.*, 2020; VOHLA *et al.*, 2011). As conchas apresentam em sua composição cálcio e os tijolos possuem alumínio, ferro e silício e, portanto, são substratos que possivelmente vão propiciar em boas remoções de fósforo em sistemas *wetlands* (BERMUDEZ, 2022). Isso pode ser confirmado nos valores de eficiência de remoção para a primeira fase aqui obtidos em WC1 e WC2.

5.2.3 Teste de dessorção

Observou-se que o leito filtrante apresentou uma capacidade de adsorção baixa para os parâmetros analisados, sendo a matéria orgânica, em termos de DQO, o parâmetro que apresentou maior capacidade de ser adsorvido no leito filtrante. Ao fim do período operacional, o ensaio de dessorção usando amostras dos substratos do leito revelou o que ficou adsorvido/retido no conjunto substrato + biofilme em relação aos parâmetros DQO, fósforo e amônia. Na Tabela 8 é mostrada a massa (g) dos poluentes matéria orgânica, em termos de DQO, amônia e fósforo retida em cada um dos materiais do leito filtrante e da massa total no leito (somando o que foi dessorvido em cada camada de substrato).

Tabela 8— Massa adsorvida dos poluentes matéria orgânica, em termos de DQO, amônia e fósforo nos substratos do leito de WC1 e WC2.

	Camada	WC1	WC2
DQO (g)	Areia	1,0	1,7
	Concha	5,7	3,5
	Tijolo	10,4	5,4
	Leito Filtrante	17,1	10,6
Amônia (g)	Areia	0,1	0,1
	Concha	0,2	0,1
	Tijolo	0,4	0,2
	Leito Filtrante	0,7	0,47
Fósforo (g)	Areia	0,013	0,033
	Concha	0,015	0,037
	Tijolo	0,037	0,054
	Leito Filtrante	0,06	0,12

Fonte: Autora (2024).

Foram removidos do sistema WC1 (concha inteira) 474,2 g de DQO ao longo do tempo de operação (Fases I e II). Dessa quantidade, apenas 17,1 g foi removido através adsorção no substrato + biofilme, o que indicou que 457,1 g foram removidos por via biológica. Dessa forma, tem-se do total de 736,2 g de DQO aplicada ao sistema que 64,41% foram removidos, sendo que destes, 2,33% foram por adsorção no leito e 62,09% por via biológica, sendo essa última a principal via de remoção de matéria orgânica no sistema.

Já no sistema WC2 (concha triturada) foram removidos 510,96 g de DQO, com apenas 10,55 g dessorvido do substrato + biofilme, de forma que 500,40 g teriam sido removidos por via biológica. Assim, da massa total aplicada (736,2 g), 69,40% foram removidos em WC2, sendo que a maior remoção, 67,97%, por via biológica, e 1,43%, por adsorção no leito.

Em relação ao nitrogênio amoniacal, também a principal via de remoção foi pela via biológica, pois em WC1 foram removidos do sistema 15,90 g, sendo que desse total, apenas 0,73 g ficou adsorvido no substrato+ biofilme (Tabela 8), o que resultaria em percentuais, a partir de massa de NH_4^+ aplicada de 25 g, em 66,73% removidos, dos quais, 63,73% foram por via biológica e apenas 2,90% por adsorção no leito. Em WC2, removeu-se 17,70 g de NH_4^+ , sendo 0,45 g (Tabela 8) por adsorção no substrato+ biofilme, o que em termos

percentuais correspondem a remoções de 65,40% por via biológica e 1,80% por adsorção no leito.

Segundo X. Tan *et al.* (2019), a adsorção é a mais importante via em que o fósforo é removido dos sistemas. Porém pode ser removido também via precipitação química, assimilação microbiana e absorção pelas plantas (DECEZARO, 2018; CHENG *et al.*, 2018). Nesse estudo a adsorção no substrato + biofilme não foi a principal via de remoção, pois em WC1 foi removido 1,57 g de fósforo e apenas 0,06 g foi encontrado adsorvido no conjunto substrato+biofilme, a partir de uma massa aplicada de fósforo de 26,17 g, equivalendo a apenas 2,46% de remoção por adsorção no leito do WC2 e 57,46%, por outras vias, onde provavelmente pode ter sido via biológica e ainda a possibilidade de formação de precipitados contendo fósforo pela reação deste com o cálcio e ou magnésio presente na constituição das conchas, principalmente no WC2 que continha concha triturada. Em WC2, da massa de 2,62 g aplicada, apenas 4,58% foram removidos por adsorção no leito e 65,33% por outras vias (biológica e precipitação). A precipitação de compostos a partir da reação entre o cálcio e o magnésio liberados pelas conchas trituradas com o fósforo dissolvido no meio aquoso pode ocorrer nesses sistemas (BERMUDEZ, 2022; NYGEN *et al.*, 2020).

5.2.4 Adaptação e desenvolvimento das macrófitas nos WCs

As mudas da macrófita *Echinodurus subalutis* sofreram impacto da adição da água cinza afluyente, observando-se que murcharam após o primeiro dia de contato, e, partir da segunda semana, com o aumento da carga orgânica afluyente, os efeitos foram mais visíveis, o que se refletiu pelo ressecamento de várias folhas (Figura 29).

As macrófitas não se desenvolveram nos sistemas ao longo da maior parte do período operacional, elas apresentavam um desenvolvimento, com o aparecimento de novas mudas, mas após o período de no máximo duas semanas elas ficavam murchas, apresentando-se logo após ressecadas das folhas até a raiz (Figura 30). Foram plantadas mudas nos dois WCs ao longo de 4 meses do período operacional, porém não resultou em bom desenvolvimento, ficando os sistemas sem vegetação nos 3 meses restantes.

Figura 29—Visualização das macrófitas *Echinodorus subalatus* vegetando os wetlands construídos (WC1: com camada de concha inteira; WC2: com camada de concha triturada) em escala de bancada na segunda semana do período de adaptação



Fonte: Autora (2024)

Figura 30—Folhas de *Echinodorus subalatus* removidas por se apresentarem ressecadas e murchas



Fonte: Autora (2024)

A temperatura no laboratório variou de 19 a 24°C. Particularmente, de 8 às 18 h, devido à climatização do laboratório, o ambiente assume os valores mais baixos o que possivelmente possa ter afetado o desenvolvimento da *Echinodorus subalatus*. Essa macrófita é caracterizada por serem resistentes a estação seca, classificadas como plantas perenes

(MATIAS, 2007). O ambiente predominantemente mais húmido no laboratório pode ter afetado o crescimento e desenvolvimento dessas macrófitas que estão aptas a se desenvolverem em ambientes mais exposto a iluminação solar natural e maiores temperaturas. Bermudez (2022) obteve eficiente desenvolvimento de *Echinodorus subalatus* cultivados em um WC de fluxo vertical e utilizando os mesmos substratos utilizados nessa pesquisa, porém os sistemas foram operados em ambiente externo, com climatização natural e exposto a iluminação solar, o que mostra que a temperatura e clima do laboratório afetaram o desenvolvimento da macrófita.

Já em relação ao pH, outro fator que pode exercer impacto sobre a vitalidade das plantas, segundo Conceição e Moraes (2022), pH com valores baixos (1-5) propiciam em um meio ácido e tóxico para o crescimento das plantas, porém a faixa de valores registrada no afluente e no efluente deste estudo se encontraram dentro da neutralidade para os dois *wetlands* (Figuras 20 e 21), indicando que o pH do meio não foi um fator que tenha contribuído para a má adaptação das macrófitas nos sistemas.

6 CONCLUSÃO

O levantamento do estado da arte realizado permitiu verificar que vem ocorrendo o aumento de pesquisas envolvendo *wetlands* construídos, particularmente nos países do continente asiático, sendo essa uma tecnologia descentralizada reportada como eficiente para o tratamento de águas cinzas e água residuária doméstica à custo baixo.

Foram relacionados vários tipos de substratos empregados, com destaque mais recente para resíduos orgânicos e da construção civil, sendo sua utilização otimizada por unidades operadas em fluxo de maré (*tidal flow*), pois favorece a remoção de nitrogênio e fósforo, além de matéria orgânica, devido a criação de ambientes favoráveis a esses processos, sendo importante os tempos de cheio (4 a 72 h) e vazio (2 a 72 h) aos quais o leito é submetido.

A vegetação do sistema vem ocorrendo com diferentes espécies de plantas, com destaque para *Canna indica* L. (*Cannaceae*) e *Phragmites australis*, na busca realizada.

Quanto à parte experimental da pesquisa, os sistemas utilizando concha marinha e tijolos como substratos operando em fluxo de maré apresentaram um bom desempenho de tratamento. Ótimas eficiências de remoção de matéria orgânica acima de 85% em (DQO) e de 90% em surfactantes aniônicos foram obtidas nas duas fases em WC1 e WC2 respectivamente, não apresentando diferenças significativas entre os tanques ($p < 0,05$) em relação ao formato da concha.

A estratégia em fluxo de maré (*tidal flow*) não proporcionou oxigênio disponível que pudesse influenciar no leito a permanência de ambiente aeróbio no sistema ao longo dos ciclos.

O formato da concha influenciou na remoção de fósforo com diferenças significativas entre os dois tanques ($p > 0,05$) onde a concha triturada apresentou melhor desempenho do que a concha inteira como substrato nas duas fases. O aumento do tempo de vazio na Fase II para 72 h teria influenciado negativamente na eficiência de remoção por via biológica, com a diminuição do PHA produzido e armazenado nas células de microrganismo, sendo obtidas diferenças significativas ao observar a eficiência média de remoção entre as duas fases ($p > 0,05$).

As condições operacionais indicaram que não houve nitrificação no sistema, dados valores de ORP, sendo a eficiência de remoção de amônia aqui obtida nos dois sistemas,

possivelmente referente a assimilação microbiológica através de bactérias heterotróficas e adsorção no substrato.

O aumento do tempo de vazio na Fase II desse estudo influenciou a remoção de amônia, com diferenças estatísticas significativas ao comparar os tanques entre as duas fases ($p < 0,05$).

Os WCs apresentaram alta eficiência média de remoção de nitrato – 96,81% em WC1 e 97,48%, em WC2, na Fase I, e de 98,44 % e 98,20% em WC1 e WC2, na Fase II –, que se deu devido à características dos sistemas, com existência de anoxia em parte do ambiente no interior do leito e à elevada relação C/N (49), que possibilitou a ocorrência de desnitrificação efetiva, sendo essa a via que levou a remoção desse parâmetro aqui obtidas.

A macrófita *Echinodorus subalatus* não se desenvolveu nos dois tanques o que se deu possivelmente devido às temperaturas mais amenas do clima artificial do laboratório em que foram cultivadas que impactou o desenvolvimento dessa espécie que é típica do semiárido e portanto, mostra melhor crescimentos em locais com predominância de temperaturas mais elevadas. Portanto, as macrófitas não influenciaram na remoção dos parâmetros aqui estudados.

É necessário a realização de análises de microbiologia para determinação da microbiota presente para poder confirmar os resultados aqui obtidos principalmente em relação as frações nitrogenadas. Assim, indica-se para futuros estudos ou continuação dessa pesquisa o monitoramento dos micro-organismos presentes, visto que através dos testes de dessorção realizado comprovou-se que a principal via de remoção dos parâmetros foi biológica realizada através de micro-organismos que estavam presente no leito filtrante.

7 INDICAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

A seguir apresentam-se algumas sugestões para futuros trabalhos, que desejem utilizar as mesmas condições aqui estudadas, dando continuidade a essa pesquisa ou pesquisas semelhantes (mesma tecnologia, mesmos substratos, mesmo regime operacional, etc) com objetivos diferentes, mas metodologia operacional semelhante à aqui estudada.

- Avaliar o desempenho dos *wetlands construídos* operados em fluxo de maré, com valores mais baixos da relação C/N, diferentes do aqui utilizado (C/N 49) para analisar qual o comportamento dos sistemas, principalmente em relação as remoções das frações nitrogenadas (NH_4^+ e NO_3^-);
- Utilizar outros substratos emergentes em WCTF e comparar a eficiência em relação aos parâmetros aqui analisados;
- Operar o sistema ao ar livre utilizando a macrófita *Echinodorus subalatus*, tendo em vista que as plantas não se desenvolveram, possivelmente devido as temperaturas mais baixas predominantes no laboratório;
- Realizar a coleta de sedimentos para analisar e quantificar se houve fósforo precipitado;
- Realizar o monitoramento microbiológico periódico para analisar qual a microbiota presente e poder precisar mais especificamente como ocorreram as remoções por via biológica, indica-se fazer a análise microbiológica após o período de adaptação, ao ser observado o início de estabilidade nos sistemas, se for variar as fases operacionais, ao final de cada fase e no final de todo o período operacional;
- Realizar análise de Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV), para verificar a presença de biofilme nos sistemas, microbiota e a composição química dos materiais presentes em cada substrato.
- Fazer monitoramento com determinação de BOA/BON e bactérias desnitrificantes ao longo do período operacional;
- Realizar o monitoramento do Oxigênio Dissolvido (OD), pH e ORP diretamente no leito do sistema se ter a definição das camadas quanto o comportamento de ambiente aeróbio, anóxico e anaeróbio.

REFERÊNCIAS

- ABED, S.N.; SCHOLZ, M. Chemical simulation of greywater. **Environmental technology**, 4v. 37, n. 13, p. 1- 46, 2016.
- APHA, **Standard methods for the examination of water and wastewater**. ed.24., Washington: American Public Health Association, 2023.
- 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.
- BOYER, M; ROBINSON, T; PATEL, R; SMITH, J. Evaluating Desorption Processes in Soil and Sediment Contamination Studie. **Environmental Science & Technology**, v. 52, p.6745-6755, 2018.
- BOMFIM, J. H. **Remoção de surfactante (LAS) no tratamento anaerobio de esgotos domésticos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2006.
- BRASIL. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 8 jan. 2007.
- BRASIL. Lei nº 14.546, de 21 de dezembro de 2023. Altera a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, 22 dez. 2023.
- CHAND, N.; SUTHAR, S.; KUMAR, K. Wastewater nutrients and coliforms removals in tidal flow constructed wetland: effect of the plant (Typha) stand and biochar addition. **Journal of Water Process Engineering**, v. 43, p. 102292, 2021.
- CHAND, N.; KUMAR, K.; SUTHAR, S. Enhanced wastewater nutrients removal in vertical subsurface flow constructed wetland: Effect of biochar addition and tidal flow operation. **Chemosphere**, v. 286, p. 131742, 2022.
- CHEN, C; LUO, J; BU, C; ZHANG, W; MA, L. Efficacy of a large-scale integrated constructed wetland for pesticide removal in tail water from a sewage treatment plant. **Science of The Total Environment**, v. 838, p. 156568, 2022.
- 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.
- CESSA, R. M. A; CELI, L; VITORINO, A.C.T; NOVELINO, J. O; BARBERIS, E. Área superficial específica, porosidade da fração argila e adsorção de fosforo em dois latossolos vermelhos. **Brasil Ciência Solo**33, v. 5, p.1153-1162,2009

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

DA CONCEIÇÃO, M.G.; DE ASSIS, A.M. 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.

DECEZARO, S. T **Sistema de tanque septico e wetland construido vertical com recirculação para remoção de materia organica e nitrogenio de esgoto domestico**. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul, 2018.

DIAZ, R; HONG, S; GOEL, R. Effect of different types of volatile fatty acids on the performance and bacterial population in a batch reactor performing biological nutrient removal. **Bioresource Technology**, v. 388, p. 129675, 2023.

DINA, M. R. M; MAFALDA, M.N.V; CAPELA, I; PINHO, H. J. O. The Potential Growth of Sugarcane in Constructed Wetlands Designed for Tertiary Treatment of Wastewater. *Water*, v. 8, p. 93, 2016.

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

FU, G.; YU, T.; HUANGSHEN, L.; HAN, J. The influence of complex fermentation broth on denitrification of saline sewage in constructed wetlands by heterotrophic nitrifying/aerobic denitrifying bacterial communities. **Bioresource Technology**, v. 250, p. 290-298, 2018.

HUANG, Y; LATORRE, A; BARCELO, D; GARCIA, J; AGUIRRE, P; MUJERIEGO, R; BAYONA, J.P. Factors affecting linear alkylbenzene sulfonates removal in subsurface flow constructed wetlands. **Enviroment Science Technology**, v. 38, p.2657-2663, 2004.

HUANG, X; MI, W; ITO, H; KAWAGOSHI, Y. Probing the dynamics of three freshwater Anammox genera at different salinity levels in a partial nitrification and Anammox sequencing batch reactor treating landfill leachate. **Bioresource Technology**, v. 319, p.124112, 2021.

HUANG, X; MI, W ITO, H; KAWAGOSHI, Y. Unclassified Anammox bacterium responds to robust nitrogen removal in a sequencing batch reactor fed with landfill leachate. *Bioresource Technology*, v. 316, p.123959, 2020.

HE, C; ZHANG, B; OU, H; HU, Z; WANG, W. Inhibitory Effect of Salinity and Humic Acid on the Performance of Anaerobic Ammonium Oxidation Process and Recovery of Anammox Activity. **Environmental Engineering Science**, v. 38, p. 1078-1086, 2021.

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.

JU, X.; WU, S.; HUANG, X.; ZHANG, Y.; DONG, R. How the novel integration of electrolysis in tidal flow constructed wetlands intensifies nutrient removal and odor control. **Bioresource technology**, v. 169, p. 605-613, 2014.

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

KAMILYA, T.; MAJUMDER, A.; YADAV, M.K.; AYOUB, S.; TRIPATHY, S.; GUPTA, A.K. Nutrient pollution and its remediation using constructed wetlands: Insights into removal and recovery mechanisms, modifications and sustainable aspects. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, p. 107444, 2022.

KULSHRESHTHA, N.M.; VERMA, V.; SOTI, A.; BRIGHU, U.; GUPTA, A.B. Exploring the contribution of plant species in the performance of constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Bioresource Technology Reports**, p. 101038, 2022.

LAGO, A.; ROCHA, V; BARROS, O; SILVA, B; TAVARES, T. Materials with good roughness for enhancing biofilm formation in wastewater treatment systems. **Journal of Water Process Engineering**, v. 63, p. 105368, 2024.

LARSEN, T. A.; HOFFMANN, S.; LUTHI, C.; TRUFFER, B.; MAURER, M. Emerging Solutions to the Water Challenges of an Urbanizing World. **Science**, v.352, p. 928-936, 2016.

LEUNG, J.Y.S.; CAI, Q.; TAM, N.F.Y. Comparing subsurface flow constructed wetlands with mangrove plants and freshwater wetland plants for removing nutrients and toxic pollutants. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 129-137, 2016.

LI, J; ZHANG, L; CHEN, H; WANG, X. LIU, Y. Advanced Techniques in Desorption Assays for Environmental Remediation. **Journal of Environmental Science and Technology**, v.58, p. 1234-1245, 2024.

LI- JUAN, Z; XIE, Y; LING-YUN, D; QIAO, X.J; TAO, H.C. Highly efficient ammonium removal through nitrogen assimilation by a hydrogen-oxidizing bacterium, *Ideonella* sp. TH17. **Environmental Research**, v. 191, p. 110059, 2020.

LIAO, Y.; JIANG, L.; CAO, X.; ZHENG, H.; FENG, L.; MAO, Y.; ZHANG, Q.; SHEN, Q.; JI, F. Efficient removal mechanism and microbial characteristics of tidal flow constructed wetland based on in-situ biochar regeneration (BR-TFCW) for rural gray water. **Chemical Engineering Journal**, v. 431, p. 134185, 2022.

LIAO, Y; WAN, Z; CAP, X; JIANG, L; FENG, L; ZHENG, H; JI, F. The importance of rest phase and pollutant removal mechanism of tidal flow constructed wetlands (TFCW) in rural grey water treatment. **Chemosphere**, v. 311, p. 137010, 2023.

- LI, H; TAO, W. Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 972-979, 2017.
- LIU, M.; WU, S.; CHEN, L.; DONG, R. How substrate influences nitrogen transformations in tidal flow constructed wetlands treating high ammonium wastewater? **Ecological Engineering**, v. 73, p. 478-486, 2014.
- LIU, C.; LI, X.; YANG, Y.; FAN, X.; TAN, X.; YIN, W.; LIU, Y.; ZHOU, Z. Double-layer substrate of shale ceramsite and active alumina tidal flow constructed wetland enhanced nitrogen removal from decentralized domestic sewage. **Science of The Total Environment**, v. 703, p. 135629, 2020.
- LU, J.; GUO, Z.; KANG, Y.; FAN, J.; ZHANG, J. Recent advances in the enhanced nitrogen removal by oxygen-increasing technology in constructed wetlands. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 205, p. 111330, 4 2020.
- MAGALHÃES, G. B; ZANELLA, M. E. Comportamento climático da região metropolitana de Fortaleza. **Mercator- Revista de Geografia da UFC**, v.10, p. 129-145, 2011.
- MANASA, R.L; MEHTA, A. Current perspectives of anoxic ammonia removal and blending of partial nitrifying and denitrifying bacteria for ammonia reduction in wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 41, p.102085, 2021.
- MATIAS, L.Q; SOARES, A; SCATENA, V.L. Systematic consideration of petiole anatomy of species of Echinodorus Richard (Alismataceae) from north-eastern Brazil. **Flora**, v.202, p.395-402, 2007.
- METCALF, L; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5.ed. Porto Alegre: AMGH, 2016.
- MESQUITA, R.C.T. **Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) Universidade Federal de Viçosa, Minas Gerais, 2019.
- MINNESOTA POLLUTION CONTROL AGENCY. **Biological removal of nutrient**. St. Paul, Minnesota, 2011. Disponível em: www.pca.state.mn.us/wq-wwtp8-21.
- NHAPI, I. A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. **Physics and Chemistry of the Earth** v. 29, p. 1265-1273, 2004.
- NEGI, D; VERMA, S; SINGH, S; DAVEREY, A; LIN, J.G. Nitrogen removal via anammox process in constructed wetland-A comprehensive review. **Chemistry Engineering**, v. 437, p. 135434, 2022.
- NGUYEN, T.A.H.; NGO, H.H.; GUO, W.S.; NGUYEN, T.H.H.; SODA, S.; VU, N.D.; BUI, T.K.A.; VO, T.D.H.; BUI, X.T.; 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.

NITSCHKE, M.; PASTORE, G.M. Biossurfactantes: propriedades e aplicações. **Química Nova [online]**, v.25, n. 5, p. 772-776, 2002.

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

PAGANI, R.N.; KOVALESKI, J.L.; RESENDE, L.M. Methodi Ordinatio: a proposed methodology to select and rank relevant scientific papers encompassing the impact factor, number of citations, and year of publication. **Scientometrics**, v. 105, p. 2109-2135, 2015.

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

PEREIRA, E.P. O uso da unidade wetland no sistema de pós-tratamento de esgoto: Um estudo de caso no semiárido nordestino. 2011. Tese. (Doutorado em Planejamento Energético) -Universidade Federal do Rio de Janeiro. RJ, 2011.

REN, Y.X.; YANG, L.; LIANG, X. The characteristics of a novel heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium, *Acinetobacter junii* YB. **Bioresource Technology**, v. 171, p. 1-9, 2014.

RODIER, J. **Análisis de las aguas: aguas naturales, aguas residuales, aguas de mar**. 2. ed. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 1990.

ROTH, J.J.; PASSIG, F.H.; ZANETTI, F.L.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P.H.; NAGALLI, A.; DE CARVALHO, K.Q. Influence of the flooded time on the performance of a tidal flow constructed wetland treating urban stream water. **Science of The Total Environment**, v. 758, p. 143652, 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.

SAEED, T.; MIAH, M.J.; KHAN, T.; OVE, A. Pollutant removal employing tidal flow constructed wetlands: media and feeding strategies. **Chemical Engineering Journal**, v. 382, p. 122874, 2020.

SAEED, T.; MIAH, M.J. Organic matter and nutrient removal in tidal flow-based microbial fuel cell constructed wetlands: Media and flood-dry period ratio. **Chemical Engineering Journal**, v. 411, p. 128507, 2021.

SAEED, T.; MIAH, M.J.; KHAN, T. Intensified constructed wetlands for the treatment of municipal wastewater: experimental investigation and kinetic modelling. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 28, n. 24, p. 30908-30928, 2021.

SAEED, T.; YADAV, A.K.; MIAH, M. Ji. Treatment performance of stone dust packed tidal flow electroactive and normal constructed wetlands: Influence of contact time, plants, and electrodes. **Journal of Water Process Engineering**, v. 50, p. 103257, 2022.

SILVA, S. C. “Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) - Universidade de Brasília. Brasília, 2007.

SIBONI, R; BARAK, B.M.H; LEVY, Y. M Chemical Composition and Physical Properties of Ceramic Brick Used in Wastewater Treatment. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 41, p. 4315-4321, 2007.

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.

TAN, X.; YANG, Y.; LIU, Y.; LI, X.; FAN, X.; ZHOU, Z.; LIU, C., YIN, W. Enhanced simultaneous organics and nutrients removal in tidal flow constructed wetland using activated alumina as substrate treating domestic wastewater. **Bioresource technology**, v. 280, p. 441-446, 2019.

TAN, X.; YANG, Y.L.; LI, X.; ZHOU, Z.W.; LIU, C.J.; LIU, Y.W.; YIN, W.C.; FAN, X.Y. Intensified nitrogen removal by heterotrophic nitrification aerobic denitrification bacteria in two pilot-scale tidal flow constructed wetlands: influence of influent C/N ratios and tidal strategies. **Bioresource technology**, v. 302, p. 122803, 2020.

TAN, X.; YANG, Y.L.; LI, X.; GAO, Y.X.; FAN, X.Y. Multi-metabolism regulation insights into nutrients removal performance with adding heterotrophic nitrification-aerobic denitrification bacteria in tidal flow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 796, p. 149023, 2021.

TAN, X.; YANG, Y.W.; LIU, Y.W.; LI, X.; ZHU, W.B. Quantitative ecology associations between heterotrophic nitrification-aerobic denitrification, nitrogen-metabolism genes, and key bacteria in a tidal flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 337, p. 125449, 2021.

TAO, M.; JING, Z.; TAO, Z.; LUO, H.; ZUO, S. Improvements of nitrogen removal and electricity generation in microbial fuel cell-constructed wetland with extra corncob for carbon-limited wastewater treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 297, p. 126639, 2021.

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

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.

VOHLA, C.; KÖIV, M.; BAVOR, H.J.; CHAZARENC, F.; MANDER, Ü. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—a review. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 70-89, 2011.

WANG, Z; YANG, Y; XIANG, W; WU, B; CUI, X; ZHOU, Y. Performance and mechanisms of greywater treatment in a bio-enhanced granular-activated carbon dynamic biofilm reactor. **Clean Water**, v. 56, p. 1-11, 2022.

WANG, J; XIA, L; CHEN, J; WANG, X; WU, H; LI, D; WELLS, G.F; YANG, J; HOU, J; HE, X; Synergistic simultaneous nitrification-endogenous denitrification and EBPR for advanced nitrogen and phosphorus removal in constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 420, p. 127605, 2021.

XU, X; LIU, X; OH, M; PARK, J. Oyster shell as a low-cost adsorbent for removing heavy metals ions from wastewater. **Pol. J. Environ. Stud**, v. 28, p. 2949-2959, 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.

YANG, B; QIN, Y; HE, X; LI, H; MA, J. The removal of ammonia nitrogen via heterotrophic assimilation by a novel *Paracoccus* sp. FDN-02 under anoxic condition. **Science of the Total Environment**, v. 810, p. 152236, 2022.

YAN, Y; CHEN, Y; WU, X; DANG, H; ZENG, T; MA, J; TANG, C. Enhanced nitrogen removal from rural domestic sewage via partial nitrification-anammox in integrated vertical subsurface flow constructed wetland. **Environmental Research**, v. 233, p. 116338, 2023.

ZAMORA, S.; MARÍN, J.L.M.; NAKASE, C.R.; FERNANDÉZ, G.L.; 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.

ZHOU, M.; CAO, J.; LU, Y.; ZHU, L.; LI, C.; WANG, Y.; HAO, L.; LUO, J.; REN, H. The performance and mechanism of iron-modified aluminum sludge substrate tidal flow constructed wetlands for simultaneous nitrogen and phosphorus removal in the effluent of wastewater treatment plants. **Science of The Total Environment**, v. 847, p. 157569, 2022.

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, p. 27-30, 2017.