

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

BEATRIZ LARISSA PEDRO

**INFLUÊNCIA DA AERAÇÃO ARTIFICIAL DO TEMPO DE CHEIA EM UM
SISTEMA *WETLAND* CONSTRUÍDO *TIDAL FLOW***

CURITIBA

2023

BEATRIZ LARISSA PEDRO

**INFLUÊNCIA DA AERAÇÃO ARTIFICIAL DO TEMPO DE CHEIA EM UM
SISTEMA *WETLAND* CONSTRUÍDO *TIDAL FLOW***

Influence of artificial aeration and flood time in a tidal flow constructed wetland

Dissertação apresentada como requisito à obtenção do título de Mestre em Engenharia Civil, do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC), da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR).

Área de concentração: Meio Ambiente

Linha de pesquisa: Saneamento e Recursos Hídricos

Orientador: Prof. Dr. Fernando Hermes Passig

Coorientadora: Profa. Dra. Jossy Karla Brasil Bernardelli

CURITIBA

2023



[4.0 Internacional](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/4.0/)

Esta licença permite remixe, adaptação e criação a partir do trabalho, para fins não comerciais, desde que sejam atribuídos créditos ao(s) autor(es). Conteúdos elaborados por terceiros, citados e referenciados nesta obra não são cobertos pela licença.



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Curitiba



BEATRIZ LARISSA PEDRO

**INFLUÊNCIA DA AERAÇÃO ARTIFICIAL DO TEMPO DE CHEIA EM UM SISTEMA WETLAND
CONSTRUÍDO TIDAL FLOW**

Trabalho de pesquisa de mestrado apresentado como requisito para obtenção do título de Mestra Em Engenharia Civil da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Área de concentração: Meio Ambiente.

Data de aprovação: 25 de Maio de 2023

Dr. Fernando Hermes Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Dr. Altair Rosa, Doutorado - Pontifícia Universidade Católica do Paraná (Pucpr)

Dra. Karina Querne De Carvalho Passig, Doutorado - Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Documento gerado pelo Sistema Acadêmico da UTFPR a partir dos dados da Ata de Defesa em 25/05/2023.

AGRADECIMENTOS

Gostaria de agradecer primeiramente a Deus, sem Ele nada seria possível. Foi a Ele quem recorri em meus momentos de crise de ansiedade e de angústia, buscando forças para continuar.

Agradeço também à minha família. Aos meus pais Mario e Marilda por sempre me incentivarem nos estudos e me apoiarem nas minhas escolhas, me dando todo suporte, educação e amor que eu sempre precisei. À minha irmã Alessandra que sempre me auxiliou nas atividades escolares desde a infância e me ajudou a passar pelos obstáculos, agradeço por ser o meu exemplo de profissional como professora e pesquisadora e sempre me apoiar nos momentos difíceis. Ao meu namorado Gabriel por estar sempre presente nos momentos de dificuldade, me dando apoio e me incentivando ao longo dessa fase.

Ao meu orientador Prof. Fernando Hermes Passig e à minha coorientadora Jossy Karla Brasil Bernardelli por me aceitarem como orientada e pelas contribuições e incentivos durante esse período de pesquisa, contribuindo para a minha vida acadêmica, pessoal e profissional. À Prof^ª Karina Querne de Carvalho por todas as contribuições e ensinamentos no desenvolvimento dessa pesquisa.

Aos meus colegas de laboratório pela companhia e auxílio nas atividades do laboratório. Aos meus amigos que o mestrado proporcionou, Pedro Hamilton Oliveira e Milton Manzoni Junior, por estarem sempre presentes nos ensaios e me auxiliando nas dificuldades encontradas na pesquisa, compartilhando suas experiências e procurando soluções. Minha gratidão!

A Fundação Nacional de Saúde pelo financiamento do projeto “Implantação de estações de fitotratamento com espécies de macrófitas aquáticas nativas em escala piloto para tratamento de esgotos sanitários – EFES”, aprovado no Edital de chamamento público DESAM/FUNASA 01/2014 (Processo no 25100.011.282/2014-87).

À Universidade Tecnológica Federal do Paraná juntamente com seus professores, técnicos e servidores responsáveis por fornecerem recursos, serviços e infraestrutura, e pela concessão da bolsa de estudos, que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho.

O presente trabalho foi realizado com bolsas da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

Enfim, a todos os que por algum motivo contribuíram para a realização desta pesquisa.

RESUMO

Os *wetlands* construídos são vistos como uma alternativa no tratamento descentralizado de esgoto, apresentando uma alta eficiência na remoção de poluentes. Esses sistemas se caracterizam pelo baixo custo de implantação e manutenção, além de uma operação simples e sustentável. Diferentes modos de operação podem trazer resultados ainda mais satisfatórios para a remoção de poluentes. O objetivo do presente trabalho foi avaliar a influência de distintos tempos de cheia e da aplicação de aeração artificial no efluente em um *wetland* construído com operação em *tidal flow*. O sistema (volume de 117 L) tratou efluente sintético de baixa concentração, tendo como meio suporte fragmentos de cerâmica vermelha e como macrófita a espécie *Alternanthera philoxeroides*. A alimentação do efluente ocorreu de forma descendente com fluxo subsuperficial. A operação do sistema consistiu em aplicar três tempos distintos de cheia em três fases diferentes (48, 24 e 12h), seguido de aeração artificial do efluente em um tanque externo durante 3 horas (nesse período o WC permanece vazio), em seguida o efluente retorna para o sistema (recirculação) e permanece por mais 9 horas, na sequência ocorre o descarte do efluente e um novo ciclo se inicia. As eficiências máximas de remoção de DQO foram de 94%, 93% e 94% para as fases 1, 2 e 3, respectivamente, onde não foram encontradas diferenças significativas entre as fases. Para a remoção de matéria fosforada (PT) a fase 3 apresentou eficiência menor de remoção (79%), enquanto as fases 1 e 2 tiveram valores de 87% e 86%, respectivamente, sendo que em todas as fases as eficiências máximas foram observadas após a aeração artificial e recirculação. A matéria nitrogenada apresentou resultados de remoção satisfatórios para NTK e N-Amon principalmente nas fases 1 e 2, com eficiências de remoção de 81% e 78% para NTK e de 98% e 95% para N-Amon. Na fase 3, o NTK teve uma eficiência menor de remoção (53%). Em todas as fases não houve mudança significativa de nitrato ($N-NO_3^-$). O nitrito ($N-NO_2^-$) apresentou aumento significativo no efluente final da fase 1 (540%). Portanto, é possível perceber que para matéria fosforada, o tempo de cheia e a inserção de aeração no efluente auxiliaram na remoção de PT. Para matéria nitrogenada, o processo de nitrificação foi favorecido na fase 1, onde o tempo de cheia foi maior (48h), aumentando a concentração de nitrito (após o aumento de oxigênio dissolvido no efluente) e promovendo uma maior eficiência de remoção de N-Amon e NTK.

Palavras-chave: remoção de nutrientes; tratamento descentralizado; recirculação; resíduos da construção civil; águas residuárias.

ABSTRACT

Constructed *wetlands* are seen as an alternative in decentralized wastewater treatment, presenting a high efficiency in the removal of pollutants. These systems are characterized by low implementation and maintenance costs, and a simple and sustainable operation. Different modes of operation can bring even more satisfactory results for the removal of pollutants. The objective of the present work was to evaluate the influence of different flooding times and the application of artificial aeration on the effluent in a constructed *wetland* with *tidal flow* operation. The system (volume of 117 L) treated synthetic wastewater of low concentration, with red ceramic fragments as substrate and *Alternanthera philoxeroides* as macrophyte. The effluent was fed in a descending manner with subsurface flow. The operation of the system consisted in applying three distinct flood times in three different phases (48, 24 and 12h), followed by artificial aeration of the effluent in an external tank for 3hours (during this period the WC remains empty), then the effluent returns to the system (recirculation) and remains for another 9hours, in the sequence occurs the discharge of the effluent and a new cycle begins. The maximum efficiencies of COD removal were 94%, 93% and 94% for phases 1, 2 and 3, respectively, where no significant differences were found among the phases. For the removal of phosphorous matter (PT) phase 3 presented lower removal efficiency (79%), while phases 1 and 2 had values of 87% and 86%, respectively, and in all phases the maximum efficiencies were observed after artificial aeration and recirculation. The nitrogenous matter presented satisfactory removal results for NTK and N-Amon mainly in phases 1 and 2, with removal efficiencies of 81% and 78% for NTK and 98% and 95% for N-Amon. In phase 3, NTK had a lower removal efficiency (53%). In all phases, there was no significant change in nitrate (N-NO₃⁻). Nitrite (N-NO₂⁻) showed significant increase in the final effluent of phase 1 (540%). Therefore, it is possible to realize that for phosphorous matter, the flooding time and the insertion of aeration in the effluent helped in the removal of PT. For nitrogenous matter, the nitrification process was favored in phase 1, where the flooding time was longer (48h), increasing the nitrite concentration (after the increase of dissolved oxygen in the effluent) and promoting a higher removal efficiency of N-Amon and NTK.

Keywords: nutrient removal; decentralized treatment; recirculation; civil construction wastes; wastewater.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Tipos de <i>wetlands</i> construídos.....	17
Figura 2 - Espécies de macrófitas	20
Figura 3 - Processos de transformação do nitrogênio	24
Figura 4 - Fluxograma metodológico	31
Figura 5 - Representação gráfica da configuração do WCTF.....	32
Figura 6 - Perfil das camadas do meio suporte	33
Figura 7 - Desenho esquemático do sistema hidráulico.....	33
Figura 8 - Colunas de amostragem do sistema	34
Figura 9 - Macrófita <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.....	36
Figura 10 - Representação esquemática do sistema de aeração.....	37
Figura 11 - Fase de recuperação da vegetação	38
Figura 12 - Desenho esquemático do sistema de medição de temperatura in situ.....	40
Figura 13 - Variação da concentração de OD	44
Figura 14 - Variação da temperatura do líquido e do ambiente nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).....	50
Figura 15 - Variação dos valores de pH nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)...	52
Figura 16 - Variação dos valores de OD nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h) ..	54
Figura 17 - Variação dos valores de turbidez nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h) e suas eficiências de remoção	56
Figura 18 - Variação dos valores de condutividade elétrica nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)	57
Figura 19 - Variação dos valores de alcalinidade total nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)	59
Figura 21 - Variação dos valores de ácidos voláteis nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).....	59
Figura 21 - Variação dos valores de DQO nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).....	61
Figura 22 - Eficiências de remoção de DQO nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)	62
Figura 23 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de DQO durante o tempo de operação das fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).	65
Figura 24 - Variação dos valores de NTK e N-Amon nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).....	70
Figura 25 - Variação dos valores de nitrito e nitrato nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).....	71
Figura 26 - Variação dos valores de NT nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)...	74
Figura 27 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de NT durante o tempo de operação das fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).	76
Figura 28 - Variação dos valores de fósforo total nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h) e suas eficiências de remoção	78
Figura 29 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de PT durante o tempo de operação das fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).	81

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Papel das partes da macrófita no tratamento	19
Quadro 2 - Características do WCTF	34

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Desempenho de WC na remoção de DQO, NH ₄ ⁺ e PT	30
Tabela 2 - Fases de funcionamento do sistema	37
Tabela 3 - Composição do efluente sintético.....	38
Tabela 4 - Métodos dos parâmetros físico-químicos	39
Tabela 5 - Tempo de aeração	43
Tabela 6 - Resultados de média, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção para afluente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final na fase 1 (n = 32).....	47
Tabela 7 - Resultados de média, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção para afluente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final na fase 2 (n=32).....	48
Tabela 8 - Resultados de média, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção para afluente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final na fase 3 (n=32).....	49
Tabela 9 - Eficiências de remoção de NTK e N-Amon para o mesmo WCTF	67
Tabela 10 - Relação DQO/NT para as fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)	77

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral	15
2.2	Objetivos específicos	15
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	16
3.1	Sistemas de <i>wetlands</i> construídos	16
3.1.1	Escoamento subsuperficial	17
3.1.2	Macrófitas em <i>wetlands</i> construídos.....	19
3.1.3	Meio suporte	21
3.1.4	Processos de funcionamento.....	22
3.1.5	Transformações de nitrogênio	23
3.1.6	Remoção de fósforo	25
3.1.7	<i>Wetland</i> construído <i>tidal flow</i>	26
3.1.8	Eficiência de remoção.....	28
4	MATERIAIS E MÉTODOS	31
4.1	Arranjo experimental	32
4.1.1	Características gerais do sistema	32
4.1.2	Macrófita <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb	35
4.2	Operação e monitoramento do sistema	37
4.3	Procedimentos de cálculo	41
4.3.1	Nitrogênio total.....	41
4.3.2	Carga hidráulica volumétrica	41
4.3.3	Taxa de carregamento	42
4.3.4	Eficiência de remoção.....	42
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	Definição do tempo de aeração	43
5.2	Avaliação do WCTF	45
5.2.1	Variação de temperatura	50
5.2.2	Potencial Hidrogeniônico	51
5.2.3	Oxigênio dissolvido	53
5.2.4	Turbidez.....	55
5.2.5	Condutividade elétrica	57
5.2.6	Alcalinidade e Ácidos Voláteis	58
5.2.7	Remoção de matéria carbonácea em termos de DQO	61
5.2.8	Remoção de matéria nitrogenada.....	66
5.2.9	Remoção de matéria fosforada.....	78

6	CONCLUSÕES	82
	REFERÊNCIAS.....	84

1 INTRODUÇÃO

O sistema de gestão de águas residuárias pode ser dividido em sistemas centralizados, o qual é utilizado para o tratamento de águas residuárias provenientes de grandes centros urbanos com elevada densidade populacional, e sistemas descentralizados, onde a coleta, tratamento e disposição das águas residuárias ocorre próximo à fonte de geração (MESQUITA, 2019). Por serem sistemas de menor custo operacional e de implantação, os sistemas descentralizados se tornam alternativas para aumentar o acesso ao tratamento de esgoto no país (NHAPI, 2004).

Portanto, os *wetlands* construídos (WCs) surgem como uma alternativa no tratamento descentralizado do esgoto. Estudos mostram que o sistema apresenta alto potencial de aplicabilidade como solução individual, realizando o tratamento de águas cinzas e secundário de efluentes, e como solução coletiva, onde realiza o tratamento primário e secundário de efluentes, bem como o tratamento de lodo (DE ARAÚJO, WOLFF; CARISSIMI, 2019; LIMA, 2018; SEZERINO et al., 2021).

Segundo Zhang et al. (2014), o sistema de *wetlands* construídos têm como vantagens a operação simples e de baixo custo e manutenção, além de respeitar o meio ambiente por ser um mecanismo natural e sustentável. Devido aos seus processos físicos, químicos e biológicos que acontecem simultaneamente, como volatilização, sorção, sedimentação e fitodegradação, o sistema com plantas aquáticas se apresenta como uma alternativa que pode ser muito eficiente na remoção de poluentes.

Entre os tipos de *wetlands* construídos é possível citar o sistema *tidal flow*, também conhecido como fluxo de maré, o qual alterna condições saturadas e insaturadas de forma sucessiva. O ciclo de preenchimento, contato, drenagem e descanso favorece a entrada de oxigênio no sistema, fator que é de grande importância para os processos de nitrificação e desnitrificação, visto que o biofilme é rapidamente oxigenado (HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014; WANG et al., 2018; ZHANG et al., 2022).

Em *wetlands* construídos *tidal flow* o principal mecanismo de remoção de nitrogênio acontece por meio dos processos de adsorção durante o período de cheia e da transformação do nitrogênio durante o tempo de repouso. No período de cheia, o íon de amônio adsorvido no meio suporte e o biofilme carregado negativamente

favorecem a rápida remoção de poluentes (ROTH et al., 2021). Portanto, as múltiplas *tides* que o *tidal flow* proporciona favorecem a transformação do nitrogênio dentro do sistema, visto que, no primeiro tempo de cheia ocorre a adsorção de amônia no meio suporte, no período de repouso ocorre a nitrificação dessa amônia, onde é transformada em nitrato. Por fim, no próximo tempo de cheia do sistema, os ânions desse nitrato são dessorvidos no meio aquoso, processo chamado de desnitrificação.

Nesse contexto, na presente pesquisa foi analisada a influência do tempo de cheia e da inserção de aeração na remoção de poluentes em um *wetland* construído de fluxo descendente e escoamento subsuperficial com operação em *tidal flow*. O meio suporte utilizado no sistema é composto de fragmentos de cerâmica vermelha e as macrófitas utilizadas são da espécie *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, conhecida popularmente como erva-jacaré.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Analisar o desempenho de um *wetland* construído *tidal flow* na remoção de matéria orgânica e nutrientes de efluente sintético.

2.2 Objetivos específicos

Para alcançar o objetivo geral, os seguintes objetivos específicos foram determinados:

- Determinar o tempo necessário para alcançar a saturação do efluente com oxigênio dissolvido;
- Verificar a influência da aeração artificial na remoção da matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, a partir de parâmetros físico-químicos;
- Verificar a influência da recirculação na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada;
- Avaliar e comparar o desempenho do sistema após os períodos de cheia, aeração e recirculação e;
- Avaliar como a mudança no tempo de cheia interfere nos processos de remoção dos nutrientes.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistemas de *wetlands* construídos

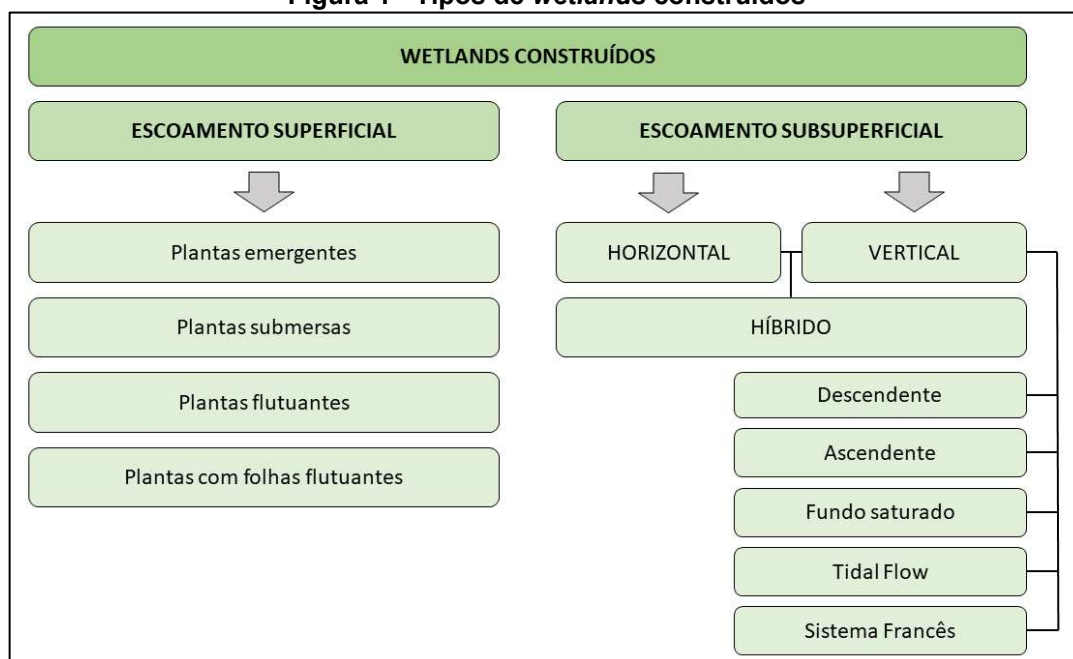
Os *wetlands* construídos são sistemas projetados para imitar os *wetlands* naturais já existentes no meio ambiente, como por exemplo pântanos e mangues. Os sistemas são compostos principalmente por vegetação, meio suporte e microrganismos, os quais, em processos físicos, químicos e biológicos, tem como objetivo remover contaminantes e melhorar a qualidade do efluente, possibilitando seu descarte sem maiores danos ao meio ambiente (VYMAZAL, 2011).

Segundo Sezerino e Pelissari (2021), no Brasil os *wetlands* construídos são utilizados principalmente como tratamento secundário de esgoto doméstico ou sanitário. Essa aplicação ocorre tanto em escalas unifamiliares ou multifamiliares, como empresariais e industriais, porém tratando efluentes com características domésticas, provenientes normalmente de refeitórios e banheiros. Além disso, os sistemas de *wetlands* construídos são empregados em tratamento de lodo de tanques sépticos e reatores biológicos utilizados em empresas.

Apesar de serem muito utilizados para tratamento de efluentes industriais, agrícolas, domésticos e pluviais, os *wetlands* construídos também podem ter aplicação em controle de enchentes, retenção de sedimentos e restauração de rios urbanos. Por ser um sistema de baixo custo de implementação e operação, operação simplificada e alta eficiência de remoção de poluentes, se torna uma alternativa sustentável para ser empregada no tratamento descentralizado de esgotos (SEZERINO et al., 2018).

A classificação dos *wetlands* construídos leva como base o tipo de escoamento do efluente dentro do sistema, podendo esse ser de forma superficial, onde o esgoto fica exposto à atmosfera, ou subsuperficial, quando esse contato não ocorre, podendo esse escoamento ocorrer de forma vertical ou horizontal, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1 - Tipos de wetlands construídos



Fonte: Autoria própria (2023).

3.1.1 Escoamento subsuperficial

Em *wetlands* com escoamento subsuperficial o sistema é projetado para que o nível do efluente se mantenha abaixo da superfície do meio suporte escolhido, sendo esse tipo de escoamento o mais utilizado atualmente, pois o fluxo superficial pode gerar a proliferação de insetos e odor (KNIGHT E WALLACE, 2004). Esses sistemas necessitam de um tratamento primário, podendo ser realizado através de tanques sépticos ou reatores anaeróbios, que tem como objetivo reduzir a concentração de sólidos em suspensão e de matéria orgânica particulada, evitando que o meio suporte sofra o processo de colmatção mais rapidamente (SEZERINO E SILVA, 2021).

Wetlands construídos de escoamento subsuperficial podem ser divididos em fluxo horizontal, vertical ou híbrido. Segundo Sezerino e Silva (2021), em *wetlands* construídos de fluxo horizontal (WCH) o sistema é construído levando em consideração a declividade do fundo (de 0 a 1%) e os índices físicos do material filtrante que possibilitem o escoamento longitudinal do efluente. Além disso, as tubulações de distribuição do afluente e da saída do esgoto tratado devem ficar em faces opostas do sistema. Nesse tipo de *wetland* construído, por ser um meio que fica constantemente saturação hidráulica, o ambiente é anaeróbio, o que

favorece a remoção de matéria orgânica carbonácea através do desenvolvimento de microrganismos heterotróficos.

Já em um *wetland* construído de fluxo vertical (WCV) o líquido realiza o escoamento de forma vertical, passando pela rizosfera, ou seja, pela região entre o sistema radicular da macrófitas e o meio suporte. Por ser um sistema que não fica saturado pelo líquido durante todo o processo, ocorre a entrada de massas de ar atmosférico no interior do meio suporte, fator que favorece o desenvolvimento de bactérias autotróficas nitrificantes, auxiliando no processo de nitrificação e desnitrificação (VON SPERLING E SEZERINO, 2018).

Diferente do fluxo horizontal, no fluxo vertical a tubulação de entrada e saída ficam do mesmo lado do sistema, sendo que a alimentação pode ocorrer de forma descendente, quando a entrada do afluente ocorre na parte superior do sistema a saída do efluente já tratado é realizada na parte inferior, ou ascendente, quando esse processo acontece da forma inversa, sendo a entrada na parte inferior do *wetland*.

Esse tipo de sistema pode ser operado de diversas maneiras, incluindo o fundo saturado, o sistema francês e o *tidal flow*. O *wetland* construído de fundo saturado é constituído de uma lâmina d'água presente no fundo do sistema que não é drenada. Normalmente, nesse tipo de operação, a superfície do meio filtrante apresenta insaturação relativa, ou seja, condições aeróbias, enquanto o fundo do sistema é caracterizado por condições anóxicas devido a saturação. Portanto, devido aos diferentes ambientes de oxigênio dentro do mesmo sistema, os processos de nitrificação e desnitrificação são favorecidos (PELISSARI et al., 2018).

Já o sistema francês é composto por dois estágios, sendo o primeiro com três unidades, onde uma fica em operação enquanto as outras duas estão em descanso, nesse estágio o objetivo é a remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos e a remoção parcial de nitrogênio amoniacal. No segundo estágio, que objetiva a remoção completa de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal como complemento para o primeiro estágio, é composto por duas unidades em paralelo, seguindo o mesmo conceito do primeiro estágio com uma em descanso e a outra em operação (DOTRO et al., 2017).

3.1.2 Macrófitas em *wetlands* construídos

As macrófitas exercem um papel fundamental no funcionamento de *wetlands* construídos, visto que são responsáveis, principalmente, pela degradação de matéria orgânica e absorção de nutrientes dentro do sistema. Entre as funções das macrófitas é possível citar a estabilização da superfície do meio suporte, a aeração da rizosfera, a criação de um ambiente favorável à aderência de microrganismos, aumento da eficiência do processo físico de filtração e remoção de nutrientes, além de funcionar como ferramenta paisagística do sistema (BRIX, 1997).

Como critérios para a escolha da espécie de macrófita a ser utilizada em *wetlands* construídos, deve-se levar em consideração a sua tolerância a ambientes saturados com efluente, seu ritmo de crescimento, se a planta está disponível na região de instalação do sistema e seu custo de implantação e manutenção. Além disso, por se tratar de um ambiente com alta concentração de cargas orgânicas e nutrientes, a macrófita deve apresentar um sistema radicular extenso, sendo capaz de fornecer suporte à comunidade microbiana e possibilitar a oxigenação do meio, devendo ser tolerante às mudanças entre ambientes anaeróbios, anóxicos a aeróbios (SANTOS, 2018).

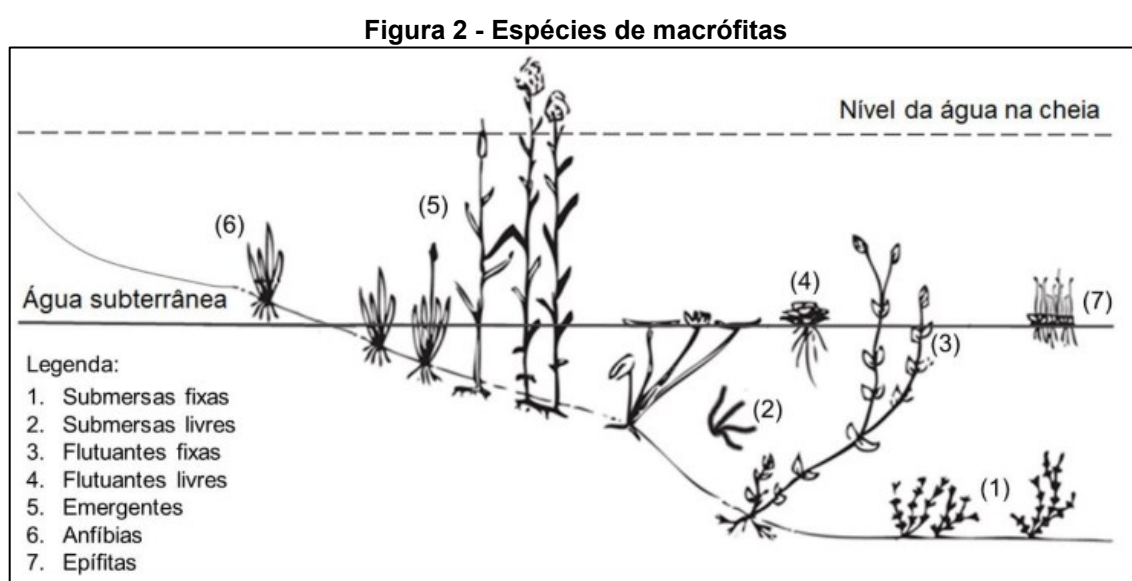
Cada região da macrófita desempenha um papel no processo de tratamento do efluente, no Quadro 1 são apresentadas algumas dessas funções.

Quadro 1 - Papel das partes da macrófita no tratamento

Funções das macrófitas	Papel no tratamento
Área vegetal	<ul style="list-style-type: none"> • Influência no microclima (isolamento durante o inverno); • Redução da velocidade do vento, o que diminui a dispersão de material sólido; • Armazenamento de nutrientes; • Potencial estético.
Tecido vegetal em contato com o efluente	<ul style="list-style-type: none"> • Filtragem das partículas maiores; • Redução da velocidade de escoamento (aumento da taxa de sedimentação e a redução da dispersão de sólidos); • Liberação de oxigênio na fotossíntese (aumenta a degradação aeróbica na matéria orgânica); • Retirada de nutrientes
Raízes e rizomas	<ul style="list-style-type: none"> • Prevenção de erosão; • Fornecimento de superfície e alimento para o crescimento bacteriano; • Liberação de oxigênio (auxilia na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação); • Retirada de nutrientes.

Fonte: Santos (2018), adaptado de Brix (1997).

As macrófitas podem ser divididas em diferentes espécies, incluindo submersas, onde sua estrutura fica totalmente abaixo do nível d'água, podendo ser fixa no substrato ou não, flutuantes, que, assim como as submersas, podem ou não serem fixadas no substrato submerso, porém apresentam suas folhas acima do nível d'água, emergentes, quando suas raízes se encontram fixas no substrato, porém parte de seu crescimento acontece fora da água, anfíbias, capazes de se desenvolverem tanto em meio submerso como em solos úmidos, e as epífitas, que se desenvolvem em outras plantas (KADLEC; WALLACE, 2008). A Figura 2 ilustra os hábitos de crescimento de cada espécie.



Fonte: Roth (2020), adaptado de Pedralli (1990) e Fragoso, Ferreira e Marques (2009).

Macrófitas que se desenvolvem em regiões tropicais, como no Brasil, onde as estações climáticas não são bem definidas, apresentam como característica o nascimento e morte constante de indivíduos, gerando uma retirada e liberação de nutrientes também constante.

As três espécies de macrófitas mais utilizadas em *wetlands* construídos pelo mundo são *Phragmites australis*, *Typha spp.*, *Juncus spp.*, sendo que todas são emergentes e possuem taxa de crescimento rápido (SEZERINO, 2006). Estudos realizados por Vymazal (2011) revelaram que a macrófita mais utilizada em todo o mundo é a *Phragmites australis*, sendo encontrada em toda a Europa, Canadá, Austrália e na maior parte da Ásia.

Um estudo realizado por Forgiarini e Rizzi (2016) avaliou a influência de três diferentes espécies de macrófitas no tratamento de esgoto doméstico. Os tanques A, B e C, foram plantados com *Typha sp.*, *Colocasia esculenta* e *Pennisetum*

purpureum, respectivamente, e o quarto tanque não recebeu nenhuma macrófita, sendo nomeado de testemunha. Após as análises de remoção de matéria orgânica biodegradável, conclui-se que as macrófitas da espécie *Typha sp* e *Pennisetum purpureum*, foram as que apresentaram maiores eficiências de remoção (53% e 52%, respectivamente), além de se mostrarem resistentes a temperaturas mais baixas. Já o sistema com a macrófita *Colocasia esculenta* apresentou resultados de eficiência de remoção bem mais baixos (32%) e pouca resistência ao frio. O *wetland* testemunha, sem plantas, teve eficiência de remoção de 28%.

Forgiarini e Rizzi (2016) observaram que no mês mais frio a eficiência de todos os *wetlands* diminuiu significativamente, não passando de 30%, isso se dá pelo fato de os microrganismos apresentarem um metabolismo mais intenso em temperaturas elevadas e também devido à atividade metabólica na rizosfera diminuir em temperaturas mais baixas (SEZERINO, 2006).

Em estudo realizado por Matos et al. (2010), foram construídos cinco tipos de *wetlands*, os quais foram denominados de sistemas alagados construídos (SACs). A configuração dos sistemas se deu da seguinte forma: SAC1 totalmente plantado com *Typha latifolia* L., SAC2 plantado com *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, SAC3 plantado com *Cynodon dactylon* (L.) Pers. SAC4 com as três espécies e SAC5 sem cultivo. Como resultados, os autores encontraram eficiências de remoção de nitrogênio e fósforo em valores satisfatórios no SAC2, sistema plantado com *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, apresentando eficiências de 60,5%, 51,5% e 54,8% para nitrogênio total, nitrogênio amoniacal e fósforo, respectivamente.

3.1.3 Meio suporte

O meio suporte presente nos *wetlands* construídos atua tanto em processos físicos, a exemplo da filtração, como em biológicos, visto que é utilizado como suporte para o desenvolvimento microbiano, através do biofilme. Além disso, processos químicos como a adsorção de poluentes também são realizados no meio suporte (SEZERINO et al., 2018).

A escolha do meio suporte envolve diversos fatores, como por exemplo uma boa permeabilidade e potencial reativo de adsorção. A condutividade hidráulica

inadequada leva ao processo de colmatação, o que diminui significativamente a eficácia de remoção de poluentes pelo sistema (SEZERINO et al., 2018).

Estudos realizados levando em consideração, principalmente, a remoção de fósforo, constataram que os meio suportes mais utilizados em *wetlands* construídos são materiais naturais, como areia, cascalho, argila, calcita, mármore, vermiculita, bentonita, xisto, zeolita e outros, meios artificiais, como carvão ativado, agregados leves, hidrato de silicato de cálcio e argila expandida, e subprodutos industriais, como escória, lodo de alúmen, tijolo e calcário (WU et al., 2015).

A areia é um dos materiais mais utilizados como meio suporte, porém, a sua capacidade de adsorção depende da sua composição. Em estudos realizados por Arias et al. (2001), onde foi avaliada a capacidade de remoção de fósforo em 13 diferentes tipos de areia da Dinamarca, foi constatado que a característica determinante para a capacidade de adsorção de fósforo foi a concentração de cálcio. Outros autores também analisaram a eficiência de um meio suporte com mistura de substratos, por exemplo entre areia e dolomita, onde Prochaska e Zoouboulis (2006) encontraram uma capacidade de adsorção de fósforo de 124 mgP/kg.

3.1.4 Processos de funcionamento

Os poluentes são removidos nos *wetlands* construídos por processos físicos, como filtração e sedimentação, químicos, como adsorção e precipitação e biológicos, que incluem nitrificação, desnitrificação, degradação e consumo através de microrganismos (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

Um processo que interfere diretamente no funcionamento de *wetlands* construídos é o transporte de oxigênio dentro do sistema, o qual pode ocorrer por convecção, difusão atmosférica e pela transferência das macrófitas (VYMAZAL, 2005). O transporte por convecção ocorre através de um gradiente de pressão entre o ar e o meio suporte, o qual é resultado da inserção do esgoto no meio, que, após a percolação o vácuo criado é preenchido pelo ar (SEZERINO, 2006).

Já a difusão segue a 1ª Lei de Fick, onde é criado um gradiente de transferência entre o meio com maior quantidade de oxigênio (atmosfera) e outro com menor quantidade (poros do material filtrante). Portanto, a quantidade de líquido

presente nos poros do material é um fator importante, visto que a difusão de O_2 em água é 10^4 vezes menor do que no ar (KAYSER E KUNST, 2005).

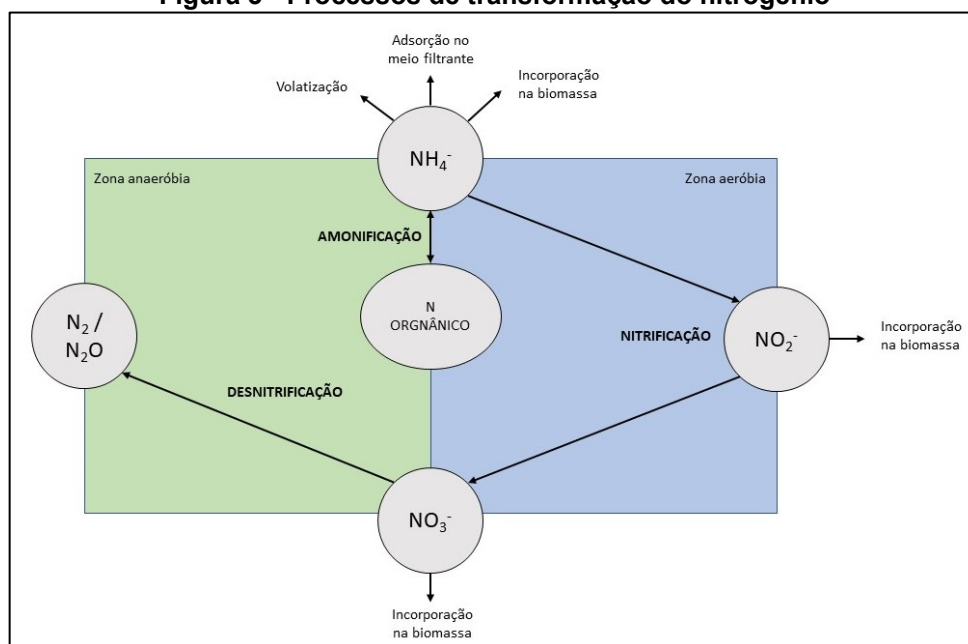
A liberação de oxigênio pelas macrófitas ocorre somente com o excedente, visto que, apesar de terem a capacidade de transportar o oxigênio da sua parte aérea até as raízes, grande parte é absorvido pelas raízes e rizomas para a respiração da própria planta. Portanto, por ser uma quantidade pequena que é fornecida para o sistema, não é suficiente para que auxilie no processo de conversão de matéria orgânica pelos microrganismos presentes no biofilme (VYMAZAL, 2005).

3.1.5 Transformações de nitrogênio

O nitrogênio é um composto encontrado em diferentes formas no afluente, podendo estar na forma orgânica, como aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e primidinas, ou inorgânica, onde se encontra em diferentes estágios de oxidação: amônia (NH_4), nitrito (NO_2), nitrato (NO_3), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio gasoso (N_2). A remoção de nitrogênio dentro de um wetland construído acontece, principalmente, pela sequência de processos como amonificação, nitrificação e desnitrificação (SEZERINO, 2006).

Como mostrado na Figura 3, esse processo se inicia pela mineralização do nitrogênio orgânico à amônia pela hidrólise, após isso a amônia é oxidada por bactérias nitrificantes na zona aeróbia do sistema, se transformando em nitrato, o qual é convertido a nitrogênio gasoso nas zonas anaeróbias e anóxicas.

Figura 3 - Processos de transformação do nitrogênio



Fonte: Adaptado de Cooper et al. (1996).

Na amonificação o nitrogênio orgânico é transformado em inorgânico (amônia), através de bactérias hidrolíticas, sendo que o pH favorável para que esse processo ocorra é entre 6,5 e 8,5. Além disso, a amonificação também depende da temperatura, razão carbono/nitrogênio, dos nutrientes presentes no sistema e das condições do solo (IWA, 2000; COOPER et al., 1996).

A nitrificação acontece pela ação de bactérias nitrificantes, principalmente dos gêneros *nitrosomonas*, que convertem amônia em nitrito, e *nitrobacter*, responsáveis pela conversão de nitrito em nitrato, ambas utilizam alcalinidade e dióxido de carbono presentes no meio para síntese de nova células. Além disso, necessitam também de oxigênio como acceptor de elétrons, possibilitando assim a conversão de amônia em nitrito e posteriormente a nitrato (SEZERINO, 2006).

Ainda segundo Sezerino (2006), a velocidade de nitrificação depende de vários fatores, incluindo pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio. A faixa ótima de pH fica entre 7,5 e 8,6 e a alcalinidade deve se manter acima de 50 mgCaCO₃ L⁻¹, visto que abaixo desse valor o pH diminui e conseqüentemente a nitrificação é inibida, porém valores altos de pH também podem afetar o processo, pois a amônia livre em altas concentrações é tóxica para a bactéria nitrificante.

Quanto à temperatura, o autor cita que, a faixa ótima fica entre 25°C e 35°C, o que favorece o crescimento das bactérias nitrificantes, principalmente as formadoras de nitrato (*nitrobacter*). Em temperaturas abaixo de 15°C a nitrificação

diminui consideravelmente, sendo de 4°C a 5°C a temperatura limite para que ocorra o processo. Já a relação do oxigênio com a nitrificação se dá pelo fato de que quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior deverá ser a quantidade de oxigênio dentro do meio suporte (WPCF, 1983; WEF, 1994; IWA, 2000).

Após a nitrificação ocorre o processo de desnitrificação, onde bactérias desnitrificantes que se alimentam de carbono orgânico, principalmente dos gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas*, reduzem o nitrato, atuando em condições anaeróbicas ou com baixas concentrações de oxigênio. Esse processo ocorre em duas fases, primeiro o nitrato se reduz a nitrito que posteriormente é transformado em óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso. A faixa ótima de pH para o processo é de 7,0 a 8,0, onde alcalinidade é produzida (COOPER et al., 1996).

3.1.6 Remoção de fósforo

Por ser um dos elementos que mais contribui para o processo de eutrofização, o fósforo vem sendo objeto de estudo a respeito de sua remoção através de *wetlands* construídos. A remoção desse nutriente dentro do sistema pode acontecer através de diversos processos, como a absorção pelas plantas, crescimento microbiano, adsorção e precipitação no meio suporte, sendo que os dois últimos são os mais comuns (WNAG et al., 2013). Portanto, o meio suporte utilizado no sistema deve apresentar uma alta capacidade de sorção para garantir a alta remoção de fósforo.

Por ser um processo de fácil operação e com alta eficiência de remoção, a adsorção vem ganhando atenção quanto à remoção de fósforo, sendo que esse processo depende da natureza do adsorvente. Além disso, fatores como o tempo de saturação, alteração de pH, disponibilidade local e teor de metais nocivos influenciam na aplicabilidade de certos materiais filtrantes reativos (VOHLA et al., 2011).

Materiais como resíduos de construção civil, de tratamento de água potável, biochar (produto da pirólise de materiais orgânicos) e subprodutos de maricultura, como conchas de ostras vem sendo utilizados como alternativas de meios filtrantes para auxiliar na remoção de fósforo (CHAND; SUTHAR; KUMAR, 2021; MA et al., 2020; LI; CUI; PEI, 2018; WANG et al., 2013).

Em estudo realizado por MA et al (2020), foram analisados dois sistemas de *wetlands* construídos de fluxo horizontal subsuperficial, um deles preenchido somente com cascalho nas duas fases e o outro com cascalho em uma primeira fase e sucata de ferro na segunda. Ambos tinham uma capacidade de 130 litros e receberam um sistema de aeração com $0,15 \text{ L min}^{-1}$ de vazão, sendo que o tempo de análise do experimento foi de 214 dias.

Os autores concluíram que a remoção de fósforo ocorreu por precipitação química e metabolismo biológico e principalmente por assimilação das plantas. O ciclo de ferro que ocorreu no efluente foi o principal motivo da alta remoção de fósforo pela sucata de ferro (93,54%). O Fe^{3+} presente no processo de corrosão de sucatas de ferro reagiu com a água e formou o FeOOH (oxihidróxido de ferro (III)), o qual facilitou a adsorção de fósforo.

3.1.7 *Wetland* construído *tidal flow*

Segundo Zheng et al. (2023), um dos fatores que limita os processos de transformação de poluentes em *wetlands* contruídos é a baixa concentração de oxigênio dissolvido, por esse motivo, diversas tecnologias vêm sendo empregadas aos *wetlands* construídos para aumentar a quantidade de oxigênio dissolvido no leito e favorecer principalmente a nitrificação e a degradação de matéria orgânica.

Como maneiras de fortalecer a capacidade de suprimento de oxigênio podem ser utilizadas tecnologias como defletores de fluxo de água, reoxigenação de água em queda, tubos de ventilação, operação em marés e aeração artificial. Por ser uma tecnologia que exige um pouco mais de manutenção e gerenciamento, a aeração artificial acaba sendo uma alternativa inviável principalmente em ambientes rurais (Zheng et al., 2023).

O *wetland* construído com sistema *tidal flow* (WCTF) consiste em uma tecnologia que utiliza a transferência de oxigênio como estratégia operacional. Esse tipo de *wetland* é operado em ciclos, incluindo períodos de enchimento, contato, drenagem e descanso, criando condições saturadas e insaturadas em sequência. Esse período de cheia e descanso faz com que ocorra uma transferência contínua de oxigênio da atmosfera para o meio suporte, fator que favorece a nitrificação e remoção de matéria orgânica (HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014; LIU; WU; DONG, 2014).

A operação em fluxo de marés é conhecida por ser um sistema de baixo custo operacional, de manutenção e gerenciamento, portanto, se torna uma das alternativas mais estudadas para sua aplicação em *wetlands* construídos. Segundo Wu et al. (2011), a reoxigenação provocada pela alternância de ambientes aeróbios e anaeróbios pode atingir até $350 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

No período de cheia os principais processos que ocorrem no leito em termos de matéria orgânica, nitrogenada e fosforada são a adsorção da amônia e do fósforo no meio filtrante e o consumo da matéria orgânica pelos microrganismos. Já no período em que o sistema permanece vazio, a entrada de oxigênio no sistema possibilita a oxidação da amônia, transformando em nitrato através do processo de nitrificação. No próximo momento de cheia do WCTF, as bactérias desnitrificantes são responsáveis por transformar o nitrato em N_2 (MA et al., 2023).

Porém, segundo Ma et al. (2023), apesar de o *tidal flow* ser um mecanismo que auxilia na nitrificação também pode inibir a desnitrificação devido a estratificação das substâncias adsorvidas no meio filtrante, por esse motivo, são utilizadas estratégias de operação complementares, como por exemplo a inserção de aeração no sistema e a mudança dos tempos de inundação/repouso.

Zheng et al. (2023) analisaram a influência da operação em marés e da reoxigenação de água em queda na eficiência de remoção de poluentes de esgoto sintético que simula características reais de águas cinzas produzidas em residências, tendo valores iniciais de DQO, NH_4^+ e PT de 499,30, 11,68 e 4,04 mg L^{-1} , respectivamente. Para estudar a influência da relação inundação/repouso os autores analisaram três *wetlands* construídos tidal flow, sendo eles com água em queda (F-TFCW), com água em queda sem estágio de repouso (F-NRTFCW) e sem água em queda (TFCW), os sistemas foram estudados em três etapas distintas. Na primeira etapa os *wetlands* construídos F-TFCW e TFCW operaram com tempo de inundação/repouso 3:1, na segunda etapa F-TFCW operou com 6 horas cheio e 2 horas vazio e F-NRTFCW operou com 8 horas de cheia, sem período de descanso, na terceira e última etapa somente o F-TFCW operou com tempos inundação/repouso de 1:3, 1:1 e 3:1 sendo um ciclo de 9 horas.

Os autores observaram que com o tempo de cheia 3:1 as taxas de remoção de DQO, NH_4^+ e PT foram de 99,50%, 87,16% e 88,43%, sendo que, quanto mais longo o período de inundação, maior a remoção de DQO e PT e quanto maior o tempo de descanso maior a remoção de NH_4^+ . A água em queda favoreceu

principalmente a remoção de DQO e a operação em *tidal flow* influenciou na remoção de DQO e NH_4^+ , pois mudou significativamente os principais microrganismos do WC, desenvolvendo bactérias com capacidades degradantes.

Segundo Chand et al. (2022), a alternância entre ambientes aeróbios e anaeróbios favorece a remoção de fósforo e pode afetar de forma significativa a comunidade microbiana que trabalha nos processos de nitrificação e desnitrificação, influenciando a transformação de nitrogênio dentro do sistema. Por esse motivo o controle dos tempos de cheia e repouso se torna importante no processo, visto que essa variação altera a proporção DBO_5/NT , fator que influencia no crescimento de bactérias heterotróficas desnitrificantes (ZHOU et al., 2022).

Em estudo realizado por Wu et al. (2011) foi utilizado um sistema em escala laboratorial, contendo um tanque de alimentação, uma coluna de WCTF com meio suporte de areia grossa, e um tanque de efluente. O sistema seguiu um ciclo de 6 horas, sendo 3 horas cheio e 3 horas vazio, sendo o efluente reciclado para o afluente do próximo ciclo na proporção 1:1. Como resultados os autores encontraram uma eficiência de remoção de 84% para DBO e 82% para nitrogênio amoniacal. Porém foi observado um aumento excessivo de biofilme heterotrófico quando a carga de matéria orgânica passou de 174 mg L^{-1} para 330 mg L^{-1} , devido a isso houve uma inibição no processo de nitrificação, mas não afetou a transferência de oxigênio dentro do meio suporte. Sendo que a concentração de oxigênio dissolvido foi maior no efluente do que no afluente ($2,3$ a $3,2 \text{ mg L}^{-1}$ e $1,6$ a $2,4 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente).

3.1.8 Eficiência de remoção

Na Tabela 1 são apresentadas as eficiências de remoção de DQO, Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) e Fósforo Total (PT) para diferentes tipos de *wetlands* construídos, formas de operação, efluentes, macrófitas e meio suporte.

Analisando os autores citados na tabela é possível perceber que o modo de operação *tidal flow* juntamente com algum método de aumento de oxigênio dissolvido no sistema aumentam a eficiência de remoção principalmente de NH_4^+ .

Comparando os resultados obtidos por Kizito et al. (2017) e Guo et al. (2017) para efluente industrial, nota-se um aumento na eficiência de remoção de NH_4^+ , indo de 62%, onde o meio filtrante é cascalho, não possui macrófita e o tempo de

cheia/vazio foi de 4 h/8 h, para 93%, onde o meio filtrante é cascalho e areia, relação inundação/drenagem de 3 h/3 h e a macrófita utilizada foi a *Juncus effusus*.

Para o mesmo sistema tidal flow, operado com o mesmo substrato, mesma macrófita, porém com tempos de cheia/vazio e mecanismos de aeração distintos, Roth et al. (2021), Pacheco (2022) e Svenar (2022), encontraram valores com maiores diferenças para eficiência de remoção de fósforo sendo de 28% os dois primeiros com tempo de cheia de 12 h e tempo de vazio também de 12 h, enquanto pra Svenar (2022), utilizando duas tides e a recirculação foi possível atingir valores de eficiência de remoção maiores (78%), com tempo de cheia de 6 horas e tempo de vazio de 6 horas.

Portanto, além do tempo de cheia, a operação em tidal flow e a inserção de aeração no sistema utilizando aeração artificial ou recirculação, são parâmetros que influenciam na remoção de poluentes do efluente.

Tabela 1 - Desempenho de WC na remoção de DQO, NH₄⁺ e PT

Tipo de WC	Tipo de operação	Operação	Efluente	Macrófita	Meio suporte	%DQO	%(NH ₄ ⁺)	%P	Referência
WCVS	Tidal flow	4 dias cheio e 3 dias vazio	Sintético	<i>Phragmites Australis</i>	Cascalho e areia	92,6	75,6	.	Jia et al. (2011)
WCVSS		1 dia cheio e 2 dias vazio				96	93,85	.	
WCHSS	Bateladas	2 dias	Sintético	<i>Typha angustifolia</i>	Cascalho	92	93	61	Zhang et al. (2015)
		4 dias				96	95	67	
WCVSS	Bateladas	Ciclo de 72 horas + aeração intermitente	Sintético	<i>Phragmites australis</i>	Cascalho e areia	76,1	22,1	.	Wu et al. (2016)
		Ciclo de 72 horas			Cascalho e areia	95,8	97,4	.	
		Ciclo de 72 horas			Cascalho, areia e lodo	97,2	98,8	.	
		Ciclo de 72 horas + aeração intermitente			Cascalho e areia	79,4	27,1	.	
WCVH	Intermitente (vertical) e bateladas (horizontal)	20 pulsos por dia e TDH total do sistema híbrido de 7,4 dias	Doméstico	<i>Phragmites australis, Typha spp., Scirpus spp., Iris pseudacorus, Carex flacca, Cyperus rotundus and Juncus spp.</i>	Cascalho e areia	89	98	47	Ávila et al. (2015)
WCVSS	Tidal flow	Fase I: 4 horas cheio e 8 horas vazio / Fase II: 8 horas cheio e 4 horas vazio *	Industrial		Biocarvão de espiga de milho	59 / 67	76 / 86	71 / 68	Kizito et al. (2017)
					Biocarvão de madeira	72 / 86	83 / 90	83 / 78	
					Cascalho	52 / 53	62 / 85	56 / 49	
WCVSS	Tidal flow + recirculação	5 horas cheio e 1 hora vazio 4 horas cheio e 2 horas vazio 3 horas cheio e 3 horas vazio	Industrial	<i>Juncus effusus</i>	Cascalho e areia	25	88	.	Guo et al. (2017)
						43	85	.	
						53	93	.	
WCVSS	Tidal flow + saturação	Camada superior (bio-zeólita) operou com 1 hora cheio e 23 horas vazio e camada inferior (tijolo) permaneceu saturada	Industrial	<i>Swamp cabbages</i>	Bio -zeólita e fragmentos de tijolo	73,79	72,99	.	Han et al. (2019)
WCHSS	Bateladas + aeração	TDH de 3 dias	Sintético	<i>Iris pseudacorus</i>	Cascalho	94,32	.	9,39	Ma et al. (2020)
					Cascalho + Sucata de ferro	95,82	66,98	93,54	
WCVSS	Tidal flow	Etapa 1: 48 horas cheio e 12 horas vazio Etapa 2: 36 horas cheio e 12 horas vazio Etapa 3: 24 horas cheio e 12 horas vazio Etapa 4: 12 horas cheio e 12 horas vazio	Sintético	<i>Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb</i>	Fragmentos de cerâmica vermelha	79	76	79	Roth et al. (2021)
						80	72	72	
						81	73	53	
						78	73	28	
WCVSS	Tidal flow	Fase I: 12 horas cheio e 12 horas vazio Fase II: 20 horas cheio e 4 horas vazio Fase III: 6 horas cheio e 6 horas vazio (duas tides) Fase IV: 10 horas cheio e 2 horas vazio (duas tides)	Sintético	<i>Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb</i>	Fragmentos de cerâmica vermelha	75	73	28	Pacheco (2022)
						81	56	39	
						84	79	65	
						89	76	64	
WCVSS	Tidal flow + aeração	Fase I: 24 horas cheio e 12 horas vazio Fase II: 36 horas cheio e 4 horas vazio Fase III: 6 horas cheio e 6 horas vazio (duas tides) Fase IV: 6 horas cheio e 6 horas vazio (duas tides) +recirculação	Sintético	<i>Alternanthera philoxeroides (Mart.) Griseb</i>	Fragmentos de cerâmica vermelha	88	57	63	Svenar (2023)
						88	64	73	
						90	86	68	
						89	89	78	

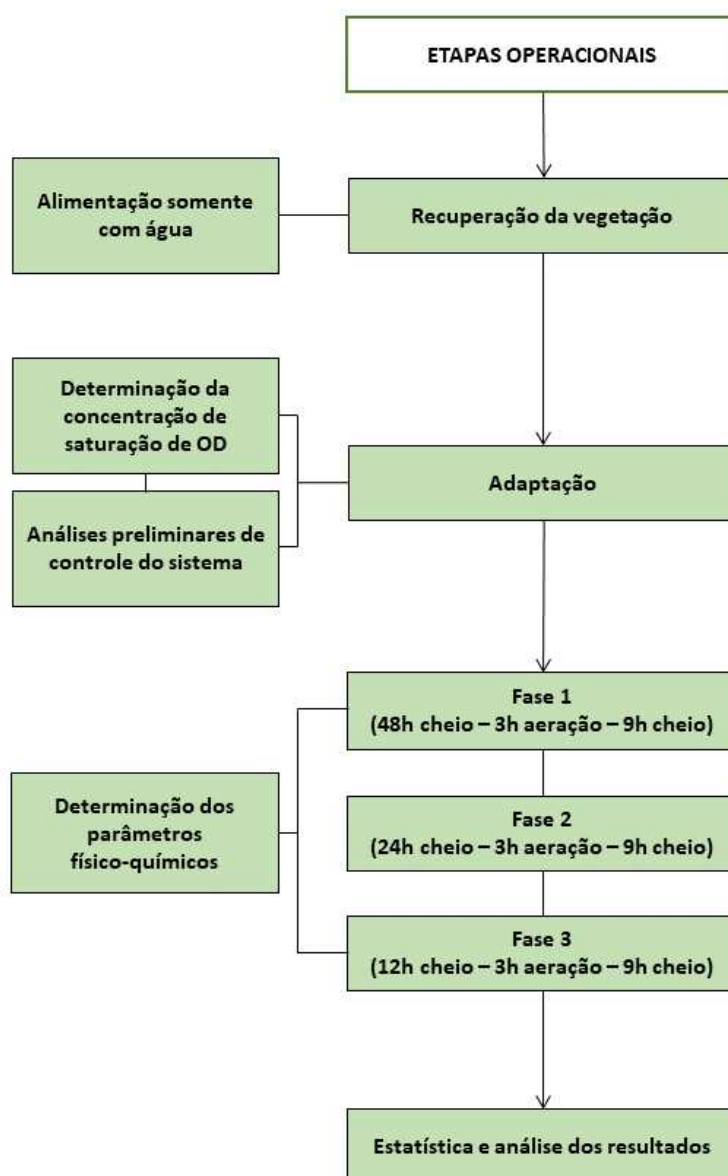
* Os valores de eficiência de remoção correspondem as fases I e II, respectivamente. Legenda: WCVS = *Wetland* construído vertical superficial; WCVSS = *Wetlands* construído vertical subsuperficial; WCHSS = *Wetland* construído horizontal subsuperficial; WCVH = *Wetland* construído vertical e horizontal (híbrido); % = Eficiência de remoção.

Fonte: Autoria própria (2023).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta seção, serão apresentadas as fases de implantação do *wetland* construído *tidal flow* (WCTF), bem como suas fases de operação, coleta de amostras e métodos de análises utilizados durante a pesquisa. Na Figura 4 é apresentado um fluxograma das etapas operacionais.

Figura 4 - Fluxograma metodológico



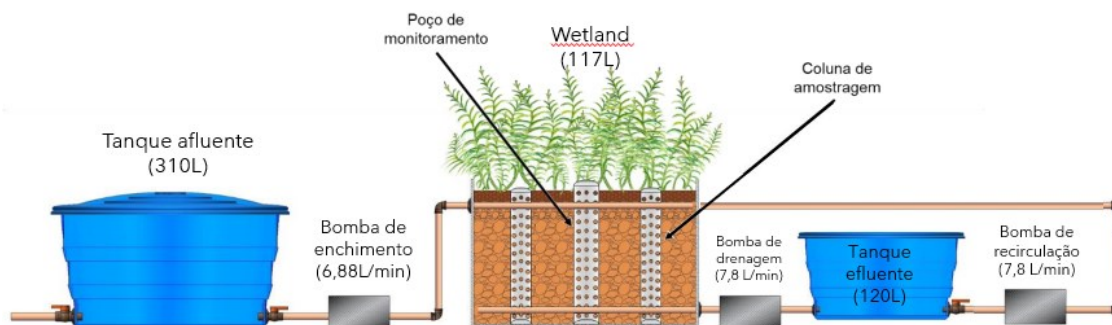
Fonte: Autoria própria (2023).

4.1 Arranjo experimental

O experimento foi implantado na área externa do Laboratório de Saneamento, na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), Campus Curitiba, Sede Ecoville, a altitude de 934,36m (25°26'39''S, 49°21'16''O). A cidade de Curitiba, capital do Paraná, segundo o IAPAR (2019), tem como classificação climática o Cfb, ou seja, clima temperado, com verão ameno, chuvas uniformemente distribuídas e com temperatura média de 22°C no mês mais quente. Além disso, segundo EMBRAPA (1988), Curitiba conta com precipitação de 1.100 a 2.000 mm e geadas severas e frequentes.

O sistema de tratamento, construído em escala piloto, contava com um reservatório afluente de 310 L, um leito de WCTF de 117 L de volume útil e um reservatório de efluente de 120 L, o qual foi utilizado como tanque de aeração (Figura 5). As etapas de enchimento, drenagem e recirculação do efluente eram realizados por três eletrobombas (Consul, modelo W10849469), com alimentação subsuperficial descendente.

Figura 5 - Representação gráfica da configuração do WCTF



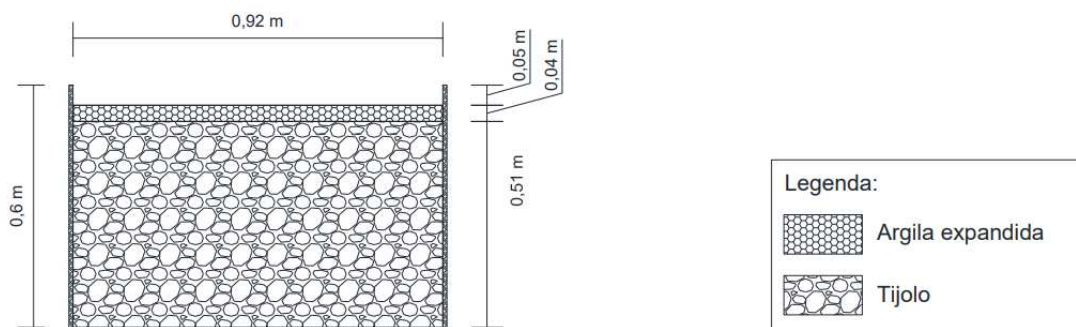
Fonte: Adaptado de Roth (2020).

4.1.1 Características gerais do sistema

O leito do WCTF foi confeccionado em um tanque de polipropileno, tendo como medidas 0,92 m de comprimento, 0,56 m de largura e 0,60 m de altura. Esse leito foi preenchido com blocos de cerâmica vermelha triturados, oriundos de resíduos de construção civil, resultando em uma camada de 0,51 m. Acima desta

camada, foi adicionada uma camada de 0,04 m de argila expandida, para fins paisagísticos, ficando acima do nível d'água do sistema (Figura 6).

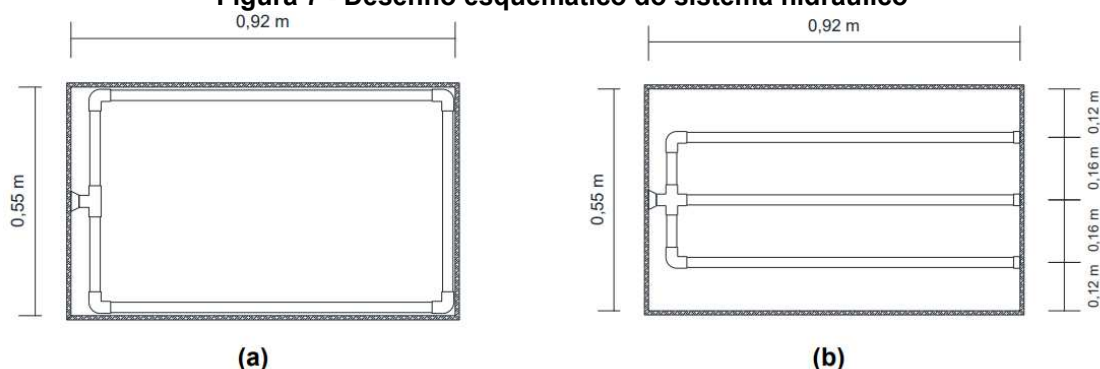
Figura 6 - Perfil das camadas do meio suporte



Fonte: Roth (2020).

O leito ainda contou com a tubulação de enchimento, drenagem e dos poços de amostragem e monitoramento, em tubos de PVC. A tubulação de enchimento foi alocada acompanhando o perímetro do tanque, ficando a 0,52 m do fundo, com tubos de 25 mm perfurados com espaçamento de 10 cm (Figura 7a). As tubulações de drenagem em PVC de 25 mm, foram perfuradas com espaçamento de 5 cm e posicionadas próximas à base do tanque, distribuídas em três linhas paralelas e distantes 0,16 m entre si (Figura 7b).

Figura 7 - Desenho esquemático do sistema hidráulico

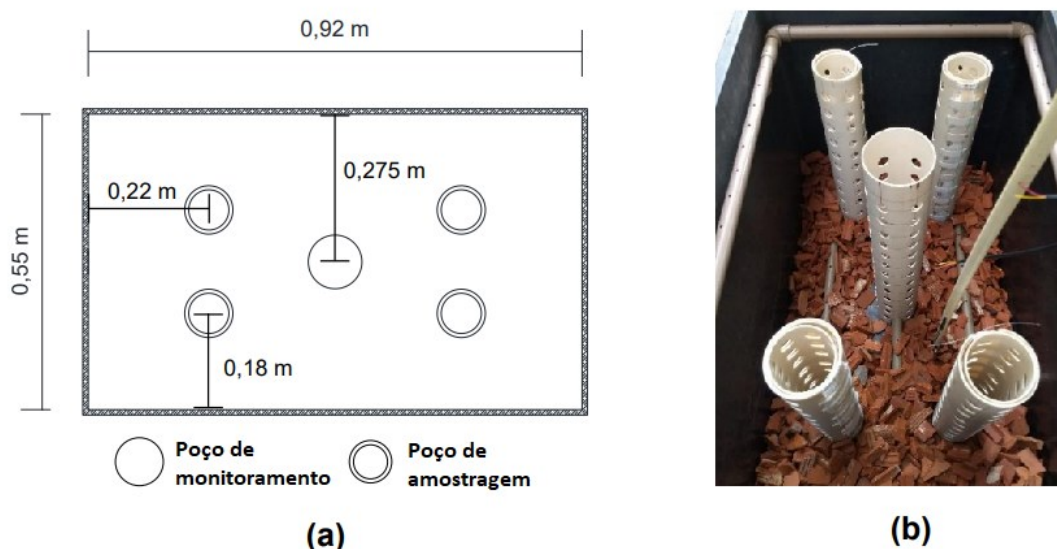


Fonte: Roth (2020).

Quatro colunas de amostragem e um poço de monitoramento foram instalados no sistema para facilitar amostragens do substrato e medições de parâmetros físico-químicos (Figura 8a). As colunas de amostragem foram confeccionadas com tubos de PVC de 75 mm e 0,55 m de comprimento, sendo que

as mesmas foram revestidas com tela de polietileno (para segurar o meio substrato em seu interior) e inseridas em tubos de maior diâmetro para possibilitar a inserção e retirada com mais facilidade do sistema. O poço de amostragem central foi confeccionado com tubo de PVC de 100 mm e comprimento de 0,6 m. Tanto as colunas de amostragem, quanto o poço principal, receberam perfurações de 25 mm (Figura 8b).

Figura 8 - Colunas de amostragem do sistema



Fonte: Roth (2020).

Os processos de enchimento, drenagem e recirculação foram realizados utilizando três eletrobombas (Consul, W10849469) com vazões de $6,88 \text{ L min}^{-1}$, $3,34 \text{ L min}^{-1}$ e $7,8 \text{ L min}^{-1}$, respectivamente. No Quadro 2 são apresentadas as características gerais do WCTF.

Quadro 2 - Características do WCTF

Descrição	Valor	Unidade
Leito		
Altura	0,600	m
Largura	0,560	m
Comprimento	0,920	m
Área superficial	0,515	m^2
Volume total	0,309	m^3
Volume útil total	0,117	m^3
Material filtrante		

Altura	0,51	m
Massa total de blocos cerâmicos	169,54	kg
Índice de espaços vazios	43,66	%
Cobertura vegetal		
Densidade de plantas	155,27	Plantas/m ²
Vazões		
Bomba de alimentação	6,88	L min ⁻¹
Bomba de drenagem	3,34	L min ⁻¹
Bomba de recirculação	7,80	L min ⁻¹

Fonte: Adaptado de Roth (2020).

O WCTF se encontra em funcionamento desde 2019 e manteve suas características construtivas desde a sua implantação. O meio filtrante, a macrófita e as dimensões do sistema foram preservadas, não havendo retrolavagem e troca de substrato ou plantas durante todo o período de operação.

4.1.2 Macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb

A macrófita utilizada no sistema foi a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb (Figura 9), conhecida popularmente como erva-de-jacaré. Essa planta se caracteriza por ser perene aquática emergente, podendo ser anfíbia ou terrestre. Devido ao seu sistema de rizomas profundos, de até 2 m, a planta consegue sobreviver por períodos prolongados de seca, apesar de ser uma planta encontrada na maioria das vezes na interface entre os ambientes aquático e terrestre (ANDERSON et al., 2016).

Figura 9 - Macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb



Fonte: Anderson (2020).

A propagação da *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb acontece com maior intensidade nos meses quentes de verão, visto que o crescimento da planta é favorecido na faixa de 30°C, e por esse motivo pode ser facilmente encontrada em países com clima tropical, como o Brasil. Apesar do crescimento ser suprimido em temperaturas abaixo de 7°C, essa espécie é capaz de suportar temperaturas baixas, inclusive geadas, visto que o gelo afeta somente as áreas expostas, porém os caules protegidos conseguem sobreviver até a próxima estação.

Além disso, segundo Anderson et al. (2016) estudos mostram que esse tipo de planta cresce em faixa de pH entre 4,8 e 7,7, persiste em águas contaminadas por cobre, tolera níveis de salinidade relativamente altos (10 a 30% da água do mar), se adapta a baixas condições de luz e altera a composição química do líquido, auxiliando na ciclagem de nutrientes dos corpos d'água.

4.2 Operação e monitoramento do sistema

A partir de pesquisas anteriores realizadas com o mesmo WCTF, observou-se nas pesquisas de Pacheco (2022) e Svenar (2023) que a presença de aeração artificial e da recirculação são fatores que podem favorecer mecanismos de remoção de poluentes no WCTF.

A partir disso, a operação do sistema foi dividida em três fases em função dos tempos de cheia (48, 24 e 12 h), seguidos de aeração artificial do efluente em um tanque externo durante 3 h (nesse período o WCTF permanecia vazio) e da recirculação do efluente para o sistema, no qual permanecia por mais 9 h. Posteriormente, era realizado o descarte do efluente e um novo ciclo era iniciado (Tabela 2).

Tabela 2 - Fases de funcionamento do sistema

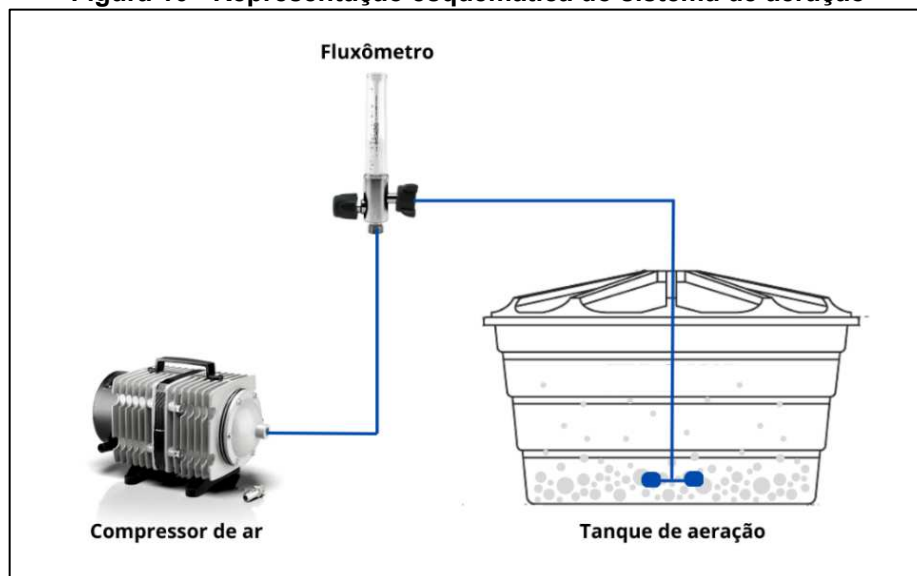
FASE	INUNDADO	AERAÇÃO/REPOUSO*	APÓS RECIRCULAÇÃO
1	48 h	3 h	9 h
2	24 h	3 h	9 h
3	12 h	3 h	9 h

*aeração do efluente em um tanque externo, repouso do sistema.

Fonte: Autoria própria (2023).

A aeração artificial foi realizada por um compressor de ar eletromagnético AC0-007, com 90 L min^{-1} e pressão de 0,04 Mpa e a vazão de ar era controlada por um fluxômetro para oxigênio 0-15 LPM fêmea 02, conforme apresentado na Figura 10.

Figura 10 - Representação esquemática do sistema de aeração



Fonte: Autoria própria (2023).

Inicialmente foi realizada uma fase de recuperação da vegetação que estava seca devido ao tempo sem alimentação de 4 meses. Esta fase teve duração de 30 dias (Figura 11), e o abastecimento do sistema foi realizado somente com água de torneira, pois o objetivo era recuperar a vegetação.

Figura 11 - Fase de recuperação da vegetação



Fonte: Autoria própria (2023).

Após a recuperação da vegetação, iniciou-se a etapa de adaptação do sistema (18 dias), na qual a alimentação foi realizada com efluente sintético simulando esgoto sanitário de baixa concentração em termos de DQO, adaptado de Torres (1992) (Tabela 3).

Nas etapas de operação do sistema, as coletas das amostras foram realizadas em quatro pontos, sendo no tanque de armazenamento do afluente (efluente sintético bruto), na saída do WCTF (efluente) após o tempo de cheia, após o tempo de 3 h de aeração e após o tempo de 9 h do sistema cheio (após a recirculação). Em cada fase foram realizados 8 ciclos, totalizando 32 amostras por fase.

Tabela 3 – Composição do efluente sintético

DESCRIÇÃO	(continua)
	QUANTIDADE (PARA 1 L)
Extrato de carne (g)	0,060
Amido solúvel P.A. (C₆H₁₀O₅)_n (g)	0,010
Farinha de trigo (g)	0,200
Sacarose (C₁₂H₂₂O₁₁) (g)	0,0175

Tabela 4 – Composição do efluente sintético (conclusão)

DESCRIÇÃO	QUANTIDADE (PARA 1 L)
Cloreto de sódio P.A. (NaCl) (g)	0,250
Cloreto de magnésio P.A. (MgCl ₂ ·6H ₂ O) (g)	0,0070
Cloreto de cálcio anidro P.A. (CaCl ₂) (g)	0,0045
Fosfato de potássio monobásico P.A. – ACS (KH ₂ PO ₄) (g)	0,0132
Bicarbonato de sódio P.A. – ACS (NaHCO ₃) (g)	0,150

Fonte: Adaptado de Torres (1992).

Os parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 4 foram determinados nas amostras, sendo oxigênio dissolvido e temperatura parâmetros medidos *in situ* (interior do sistema) no momento da coleta. Os ensaios de todos os parâmetros foram realizados em unicata, exceto a demanda bioquímica de oxigênio, a qual foi analisada em duplicata.

Tabela 5 - Métodos dos parâmetros físico-químicos (continua)

PARÂMETRO	MÉTODO	Nº DO MÉTODO	REFERÊNCIA
TEMPERATURA (°C)	Potenciométrico	4500-H+ B	Rice et al. (2012)
PH	Potenciométrico	4500-H+ B	Rice et al. (2012)
ALCALINIDADE (mgCaCO ₃ L ⁻¹)	Titulométrico	-	Ripley et al. (1986)
ÁCIDOS VOLÁTEIS (mgHAC L ⁻¹)	Titulométrico	-	Dilallo; Albertson (1961)
TURBIDEZ (UNT)	Nefelométrico	2130 B	Rice et al. (2012)
CONDUTIVIDADE ELÉTRICA (µS CM ⁻¹)	Conduzimétrico	2510 B	Rice et al. (2012)
OXIGÊNIO DISSOLVIDO (mgO ₂ L ⁻¹)	Polarográfico	4500-O G	Rice et al. (2012)
DQO (mg L ⁻¹)	Espectrofotométrico	5220 D	Rice et al. (2012)
N-NTK (mgNTK L ⁻¹)	Titulométrico	4500-N _{org} D	Rice et al. (2012)
N-AMONACAL (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	Titulométrico	4500-NH ₃ C	Rice et al. (2012)

Tabela 4 – Métodos dos parâmetros físico-químicos

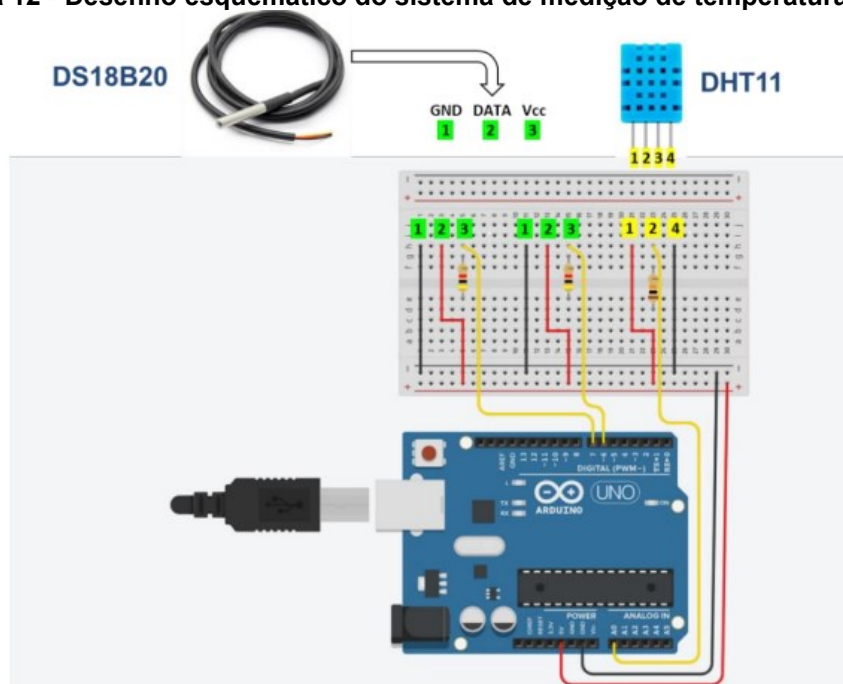
PARÂMETRO	MÉTODO	Nº DO MÉTODO	REFERÊNCIA
NITRITO ($\text{mgN-NO}_2^- \cdot \text{L}^{-1}$)	Espectrofotométrico	4500- NO_2^- B	Rice et al. (2012)
NITRATO ($\text{mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$)	Espectrofotométrico	4500- NO_3^- B	Rice et al. (2012)
FÓSFORO TOTAL ($\text{mgPO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$)	Espectrofotométrico	4500-P E	Rice et al. (2012)

(conclusão)

Fonte: Autoria própria (2023).

A medição de temperatura atmosférica e do líquido foi realizada por um sensor de temperatura a prova d'água DS18B20 e um sensor de temperatura atmosférico DHT11 acoplados a uma *protoboard* de 830 furos e este a um microcontrolador Arduino® Uno R3 pré-programado.

Figura 12 - Desenho esquemático do sistema de medição de temperatura in situ



Fonte: Roth (2020).

Os valores obtidos eram registrados em uma plataforma eletrônica de código aberto e módulos eletrônicos de detecção. O algoritmo estava programado para realizar leituras em intervalos de uma hora, totalizando 24 leituras por dia (Figura 12).

4.3 Procedimentos de cálculo

Para a determinação do nitrogênio total (NT), carga hidráulica volumétrica (CHV) e taxa de carregamento em termos de DQO (TCO), nitrogênio total (TCN) e fósforo total (TCF) e eficiência de remoção dos parâmetros físico-químicos foram utilizados os procedimentos de cálculo apresentados a seguir.

4.3.1 Nitrogênio total

Na Equação 1 é apresentado o cálculo para concentração do nitrogênio total, considerando as concentrações de nitrito, nitrato e nitrogênio total Kjeldahl. Esses valores foram calculados tanto para afluente, quanto para os efluentes (sem aeração, com aeração e final).

$$NT = NITRITO + NITRATO + NTK \quad \text{Eq. 1}$$

Em que:

NT – Concentração de nitrogênio total nas amostras (mg L^{-1});

NITRITO – Concentração de nitrito nas amostras (mg L^{-1});

NITRATO – Concentração de nitrato nas amostras (mg L^{-1});

NTK – Concentração de NTK nas amostras (mg L^{-1});

4.3.2 Carga hidráulica volumétrica

Como apresentado na Equação 2, a carga hidráulica volumétrica representa o volume de efluente tratado em relação ao tempo de tratamento.

$$CHV = \frac{V}{T} \quad \text{Eq. 2}$$

Em que:

CHV – Carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

V – Volume útil do sistema (m^3);

T – Tempo de cheia + tempo de repouso (d).

4.3.3 Taxa de carregamento

Os valores de taxa de carregamento foram calculados para DQO, NT e PT, de acordo com a Equação 3.

$$TCO = \frac{CHV \times C}{A} \quad \text{Eq. 3}$$

Em que:

TCO – Taxa de carregamento orgânico ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

CHV - Carga hidráulica volumétrica ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

C – Concentração do parâmetro (g m^{-3});

A – Área superficial do sistema (m^2).

4.3.4 Eficiência de remoção

O cálculo de eficiência de remoção foi realizado para turbidez, DQO, Nitrito, Nitrito, NTK, N-Amon, NT, PT e para as taxas de carregamento, de acordo com a Equação 4.

$$E = \frac{C_{afl} - C_{efl}}{C_{afl}} \times 100 \quad \text{Eq. 4}$$

Em que:

E – Eficiência de remoção (%);

C_{afl} – Concentração do parâmetro nas amostras do afluente (mg L^{-1});

C_{efl} – Concentração do parâmetro nas amostras do efluente (mg L^{-1}).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Definição do tempo de aeração

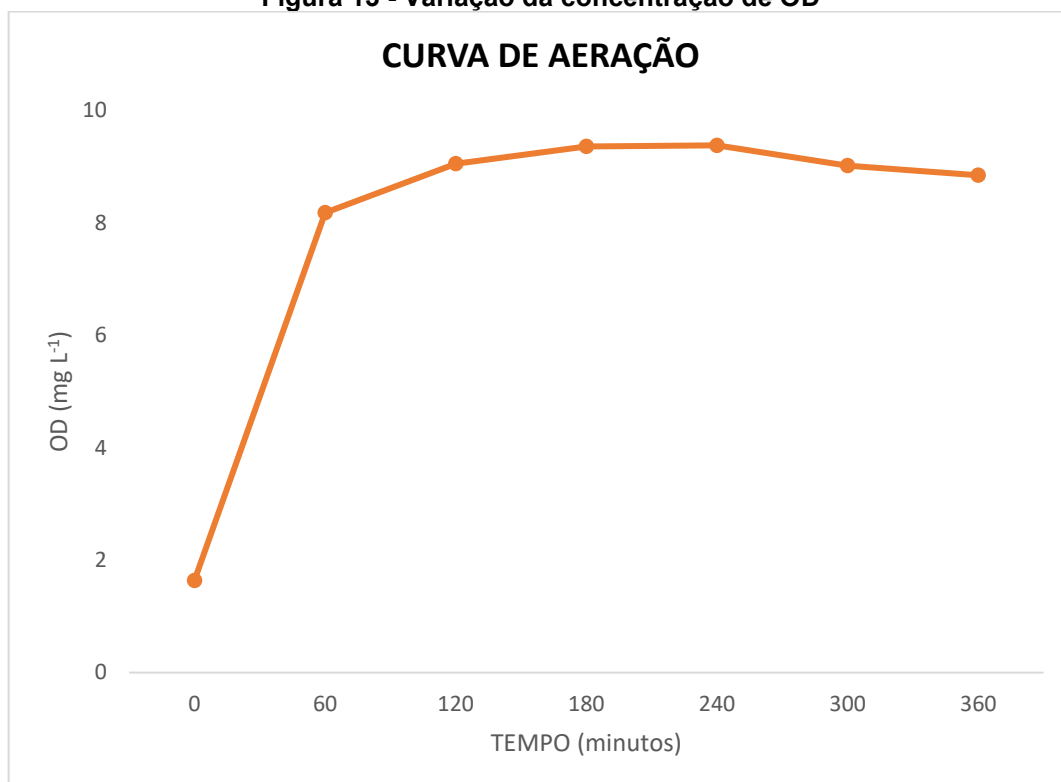
O tempo de aeração foi definido por meio de análises do oxigênio dissolvido, medido com intervalo de uma hora até atingir seu ponto de saturação. Para determinação do tempo de aeração do efluente foi realizado um teste utilizando a vazão de ar de 8 L min^{-1} controlada pelo fluxômetro. O teste do tempo de aeração teve o intervalo de tempo entre as medições de 1 hora (Tabela 5) com uma duração total de 6 horas.

Tempo (Min)	OD (mg L^{-1})
0	1,64
60	8,18
120	9,05
180	9,36
240	9,38
300	9,02
360	8,85

Fonte: Autoria própria (2023).

Com os dados obtidos foi possível traçar a Figura 13 na qual é indicado o ponto de saturação de oxigênio durante as medições. Após 3 h de aeração, a concentração de oxigênio dissolvido no efluente atingiu seu ponto máximo ($9,36 \text{ mg L}^{-1}$).

Figura 13 - Variação da concentração de OD



Fonte: Autoria própria (2023).

A concentração de saturação de oxigênio dissolvido depende de vários fatores externos, como a temperatura, a pressão atmosférica e a salinidade do meio aquoso, sendo que, na medida em que a salinidade e a temperatura aumentam, a concentração de saturação fica mais baixa (Agudo, 1992). Segundo Von Sperling (2005), quando a temperatura é maior os gases dissolvidos tendem a saírem do meio líquido, sendo transferidos para o meio aquoso. Além disso, quanto maior a altitude, menor a concentração de saturação de OD, pois a redução da pressão atmosférica provoca uma redução na pressão exercida para que o gás se dissolva no líquido.

Levando em consideração os fatores anteriormente citados, é possível calcular a concentração de saturação do oxigênio dissolvido através das equações 5 e 6 (De Araújo, 2013).

$$C_s = 14,652 - (4,1022 \times 10^{-1} \times T) + (7,991 \times 10^{-3} \times T^2) - (7,7774 \times 10^{-5} \times T^3) \text{Eq.5}$$

$$C'_s = \left[1 - \left(\frac{H}{9450} \right) \right] \times C_s \quad \text{Eq. 6}$$

Em que:

C_s – Concentração de saturação com influência da temperatura;

C_s' – Concentração de saturação com influência da temperatura e da altitude;

T – Temperatura do líquido;

H – Altitude em que o líquido se encontra.

Curitiba, cidade onde o WCTF está instalado, se encontra a uma altitude de 935 metros acima do nível do mar e, durante o período das medições para determinação do oxigênio dissolvido de saturação, a temperatura média foi de 13,4°C. Sendo assim, aplicando as equações 5 e 6, o valor do oxigênio dissolvido de saturação para os respectivos parâmetros de altitude e temperatura é de 9,37 mg L⁻¹.

Portanto, o tempo de aeração do efluente após o período de cheia foi definido como 3 h, levando em consideração o comportamento da curva de aeração, a altitude e a temperatura do meio. Sendo assim a máxima concentração do oxigênio dissolvido foi observada em 180 min.

5.2 AVALIAÇÃO DO WCTF

Este trabalho é uma continuação de pesquisas anteriores desenvolvidas no mesmo sistema em operação desde 2019, com o mesmo meio suporte e macrófitas. O WCTF foi objeto da dissertação de mestrado de Roth (2020) intitulada “Influência do tempo de cheia em um sistema de wetland construído tidal flow tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana”, em operação por 359 dias.

Posteriormente, o mesmo sistema foi operado por 248 dias, sendo o objeto da dissertação de Pacheco (2022), intitulada “Avaliação do tempo de inundação e drenagem de um sistema wetland tipo tidal-flow”. E por fim, anteriormente a esta pesquisa, o sistema foi operado por 223 dias como dissertação de Svenar (2022), intitulada “Influência do tempo de inundação e múltiplas tides em um sistema de wetlands construído tidal flow tratando água de córrego urbano na remoção dos contaminantes emergentes etinilestradiol e triclosan”.

Portanto este sistema está em operação há 4 anos. Nesta pesquisa, o período de operação do sistema foi de 268 dias, considerando desde a fase de

recuperação da vegetação até o fim da fase 3. A escolha em manter o mesmo meio suporte e a mesma macrófita desde a instalação do WCTF em 2019, justifica-se pela avaliação da capacidade do sistema em manter suas propriedades de remoção de poluentes durante um longo período, acrescentando a cada pesquisa novos modos de operação, como por exemplo aeração, recirculação e múltiplas *tides*.

Nas Tabelas 6, 7 e 8, são apresentados os valores de média aritmética, desvio padrão (DP), valores mínimos (mín) e máximos (máx) e eficiência de remoção (E%) para afluente e efluentes sem aeração (EF S), com aeração (EF C) e final (EF F) das fases 1, 2 e 3.

Tabela 7 - Resultados de média, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção para afluente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final na fase 1 (n = 32)

		pH	OD	TURBIDEZ	CE	ACALINIDADE	ÁCIDOS VOLÁTEIS	DQO	NTK	N-AMON	NITRITO	NITRATO	NT	PT	TCO	TCN	TCP	
FASE 1 (48 h cheio / 3 h de aeração / 9 h cheio)	AFLUENTE	Média	7,73	1,46	15,14	898,60	128,64	24,88	237,80	21,78	14,23	0,030	4,97	26,78	8,52	21,60	2,43	0,77
		Mín	7,41	1,17	13,60	877,90	121,66	20,50	215,55	18,22	13,16	0,026	4,61	23,26	7,00	19,58	2,11	0,64
		Máx	8,14	1,93	17,00	915,70	135,87	30,76	270,34	25,66	15,50	0,037	5,55	30,36	10,10	24,56	2,76	0,92
		DP	0,20	0,33	1,41	13,85	5,77	4,28	19,24	2,93	0,78	0,004	0,36	2,87	1,30	1,75	0,26	0,12
		CV (%)	2,64	22,44	9,29	1,54	4,48	17,22	8,09	13,45	5,48	14,78	7,15	10,72	15,24	8,09	10,72	15,24
	EF S/ AERAÇÃO	Média	6,96	2,40	1,72	775,98	102,03	13,77	16,79	6,15	2,17	0,021	4,73	10,89	1,86	1,52	0,99	0,17
		Mín	6,57	1,79	1,31	761,40	95,91	10,14	13,97	5,98	1,70	0,016	4,17	8,59	1,42	1,27	0,78	0,13
		Máx	7,35	2,91	2,11	788,70	126,99	18,11	19,89	7,82	2,60	0,025	5,30	12,74	2,25	1,81	1,16	0,20
		DP	0,24	0,48	0,29	11,56	11,16	2,74	2,00	1,33	0,32	0,004	0,33	1,39	0,34	0,18	0,13	0,03
		CV (%)	3,38	20,09	16,93	1,49	10,93	19,91	11,90	21,67	14,88	16,80	7,05	12,72	18,46	11,90	12,72	18,46
		E (%)	.	.	89%	.	.	.	93%	72%	85%	28%	5%	59%	78%	93%	59%	78%
	EF C/ AERAÇÃO	Média	7,85	10,54	1,86	781,98	102,57	14,04	15,21	5,50	2,32	0,028	4,72	10,24	1,70	1,40	0,93	0,15
		Mín	7,51	10,23	1,23	763,10	94,13	12,39	13,05	5,20	1,56	0,023	4,41	8,52	1,21	1,19	0,77	0,11
		Máx	8,45	10,92	2,50	802,00	109,23	15,25	18,28	6,64	3,52	0,038	5,32	11,87	2,30	1,66	1,08	0,21
		DP	0,33	0,36	0,43	13,72	6,22	1,16	1,64	1,01	0,71	0,006	0,25	1,11	0,39	0,15	0,10	0,04
		CV (%)	4,18	3,38	22,90	1,75	6,07	8,25	10,78	18,44	30,62	19,93	5,33	10,80	22,89	10,37	10,80	22,89
		E (%)	.	.	88%	.	.	.	94%	75%	84%	7%	5%	62%	80%	93%	62%	80%
	EF FINAL	Média	7,00	1,85	1,34	752,39	73,84	13,76	16,00	4,04	0,31	0,191	5,30	10,88	1,08	1,45	0,99	0,10
Mín		6,80	1,12	1,12	728,90	69,27	12,39	13,32	4,94	0,00	0,114	4,48	7,44	0,50	1,21	0,68	0,05	
Máx		7,34	2,54	1,78	783,90	82,59	15,73	19,08	7,82	0,92	0,25	5,82	13,79	2,55	1,73	1,25	0,23	
DP		0,17	0,45	0,20	21,24	5,06	1,08	1,92	0,91	0,38	0,05	0,62	2,06	0,76	0,17	0,19	0,07	
CV (%)		2,44	24,43	15,32	2,82	6,85	7,85	11,98	22,40	123,38	26,27	11,74	18,96	70,81	11,98	18,96	70,81	
E (%)		.	.	91%	.	.	.	93%	81%	98%	-540%	-7%	59%	87%	93%	59%	87%	

Legenda: DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); OD – oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$); pH – potencial Hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$); Turbidez (UNT); DQOt – demanda química de oxigênio total (mgDQO L^{-1}); Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$); Ácidos voláteis (mgHAc L^{-1}); Nitrito ($\text{mgN-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$); Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$); NT – nitrogênio total (mg NT L^{-1}); NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mgNTK L^{-1}); N-Amon – nitrogênio amoniacal ($\text{mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$); PT – Fósforo total ($\text{mgPO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$); TCO – taxa de carregamento orgânico ($\text{gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); TCN – taxa de carregamento de nitrogênio ($\text{gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); TCP – taxa de carregamento de fósforo ($\text{gPT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 8 - Resultados de média, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção para afluente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final na fase 2 (n=32)

		pH	OD	TURBIDEZ	CE	ALCALINIDADE	ÁCIDOS VOLÁTEIS	DQO	NTK	N-AMON	NITRITO	NITRATO	NT	PT	TCO	TCN	TCP	
FASE 2 (24 h cheio / 3 h de aeração / 9 h cheio)	AFLUENTE	Média	7,65	1,37	14,69	817,70	122,19	19,32	261,03	19,34	10,70	0,032	5,16	24,53	10,89	39,52	3,71	1,65
		Mín	7,43	0,93	12,40	779,90	107,46	11,59	235,62	14,84	9,76	0,025	4,88	19,85	8,00	35,67	3,01	1,21
		Máx	7,91	1,76	19,00	859,50	142,09	28,49	288,59	23,04	12,76	0,038	5,52	28,10	14,80	43,69	4,25	2,24
		DP	0,15	0,32	2,07	33,46	11,99	6,79	20,11	2,52	1,15	0,005	0,21	2,53	2,12	3,04	0,38	0,32
		CV (%)	2,00	23,20	14,06	4,09	9,81	35,15	7,70	13,06	10,71	14,61	4,01	10,32	19,43	7,70	10,32	19,43
	EF S/ AERAÇÃO	Média	6,99	1,32	3,86	721,40	117,42	13,80	20,46	6,03	1,80	0,022	4,87	10,06	2,59	3,10	1,52	0,39
		Mín	6,60	0,94	2,57	662,60	105,68	10,14	16,38	4,82	1,56	0,020	4,60	5,12	2,20	2,48	0,78	0,33
		Máx	7,27	1,69	5,07	751,20	124,28	17,87	28,04	8,20	2,60	0,026	5,13	12,97	3,01	4,24	1,96	0,46
		DP	0,20	0,27	0,87	36,75	6,82	3,32	4,16	1,19	0,41	0,002	0,19	2,42	0,27	0,63	0,37	0,04
		CV (%)	2,89	20,63	22,50	5,09	5,81	24,07	20,31	19,75	22,54	9,922	3,88	24,06	10,37	20,31	24,06	10,37
		E (%)	.	.	74%	.	.	.	92%	69%	83%	29%	6%	62%	76%	92%	59%	76%
	EF C/ AERAÇÃO	Média	7,73	10,44	2,48	716,72	113,79	14,33	19,51	4,33	1,71	0,026	4,88	9,27	2,54	2,95	1,40	0,38
		Mín	7,39	10,18	2,01	667,00	102,13	10,14	14,40	2,48	1,52	0,022	4,63	7,29	1,32	2,18	1,10	0,20
		Máx	8,08	10,79	2,75	740,40	126,15	18,35	28,91	5,60	1,82	0,029	5,11	10,67	3,99	4,38	1,62	0,60
		DP	0,22	0,19	0,26	35,72	9,52	3,50	4,93	1,01	0,12	0,003	0,16	1,10	1,02	0,75	0,17	0,15
		CV (%)	2,84	1,80	10,34	4,98	8,36	24,46	25,25	23,35	7,18	11,91	3,36	11,84	40,20	25,25	11,84	40,20
		E (%)	.	.	83%	.	.	.	93%	78%	84%	18%	5%	65%	77%	93%	62%	77%
	EF FINAL	Média	6,98	1,37	3,07	697,68	107,00	18,11	17,87	4,44	0,51	0,047	4,92	9,41	1,49	2,71	1,43	0,23
Mín		6,72	1,03	2,41	655,40	98,57	16,42	13,76	2,48	0,26	0,027	4,61	7,53	1,01	2,08	1,14	0,15	
Máx		7,20	1,68	4,20	731,50	111,90	19,32	24,06	5,50	0,92	0,084	5,47	10,87	2,00	3,64	1,65	0,30	
DP		1,32	0,23	0,63	32,73	4,73	1,28	4,01	1,17	0,23	0,021	0,27	1,29	0,41	0,61	0,20	0,06	
CV (%)		18,95	16,90	20,44	4,69	4,42	7,06	22,43	26,29	46,22	44,37	5,42	13,75	27,53	22,43	13,75	27,53	
E (%)		.	.	79%	.	.	.	93%	77%	95%	-48%	5%	65%	86%	93%	62%	86%	

Legenda: DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); OD – oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$); pH – potencial Hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$); Turbidez (UNT); DQOt – demanda química de oxigênio total (mgDQO L^{-1}); Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$); Ácidos voláteis (mgHAc L^{-1}); Nitrito ($\text{mgN-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$); Nitrate ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$); NT – nitrogênio total (mg NT L^{-1}); NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mgNTK L^{-1}); N-Amon – nitrogênio amoniacal ($\text{mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$); PT – Fósforo total ($\text{mgPO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$); TCO – taxa de carregamento orgânico ($\text{gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); TCN – taxa de carregamento de nitrogênio ($\text{gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); TCP – taxa de carregamento de fósforo ($\text{gPT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Fonte: Autoria própria (2023).

Tabela 9 - Resultados de média, valores máximos e mínimos, desvio padrão, coeficiente de variação e eficiência de remoção para afluente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final na fase 3 (n=32)

		pH	OD	TURBIDEZ	CE	ALCALINIDADE	ÁCIDOS VOLÁTEIS	DQO	NTK	N-AMON	NITRITO	NITRATO	NT	PT	TCO	TCN	TCP	
FASE 3 (12 h cheio / 3 h de aeração / 9 h cheio)	AFLUENTE	Média	7,90	1,34	13,40	826,29	137,23	13,28	241,83	21,88	9,52	0,034	5,35	27,27	10,39	54,92	6,19	2,36
		Mín	7,70	1,05	11,40	785,30	125,22	8,69	193,54	19,14	8,00	0,030	4,96	24,84	8,97	43,95	5,64	2,04
		Máx	8,03	1,92	15,60	866,50	153,25	18,35	301,96	28,26	11,12	0,039	5,67	33,52	12,51	68,57	7,61	2,84
		DP	0,14	0,32	1,68	32,98	10,21	3,51	40,97	3,06	1,23	0,004	0,23	2,97	1,38	9,30	0,67	0,31
		CV (%)	1,75	23,51	12,51	3,99	7,44	26,40	16,94	13,98	12,92	10,71	4,35	10,89	13,28	16,94	10,89	13,28
	EF S/AERAÇÃO	Média	6,89	1,76	1,39	774,06	113,60	8,35	14,96	10,29	5,23	0,026	5,28	15,65	3,71	3,40	3,56	0,84
		Mín	6,47	1,30	0,83	725,30	93,44	6,76	9,46	9,38	4,12	0,024	5,01	14,49	3,04	2,15	3,29	0,69
		Máx	7,28	2,26	2,12	828,10	132,69	9,66	19,23	12,10	6,50	0,029	5,92	18,05	4,99	4,37	4,10	1,13
		DP	0,29	0,39	0,47	34,40	13,07	1,14	4,03	1,06	1,03	0,002	0,34	1,40	0,75	0,91	0,32	0,17
		CV (%)	4,22	22,14	33,78	4,44	11,50	13,66	26,93	10,25	19,75	7,384	6,48	8,93	20,34	26,93	8,93	20,34
		E (%)	.	.	90%	.	.	.	94%	53%	45%	22%	1%	42%	64%	94%	43%	64%
	EF C/AERAÇÃO	Média	7,56	10,55	0,95	783,56	118,27	8,21	15,87	10,64	4,37	0,027	5,20	15,91	3,91	3,60	3,61	0,89
		Mín	7,20	10,28	0,77	745,10	94,38	7,24	11,10	8,08	3,58	0,022	4,94	13,22	3,21	2,52	3,00	0,73
		Máx	7,80	10,73	1,17	822,40	137,36	9,18	20,45	12,76	5,46	0,031	5,95	17,75	4,73	4,64	4,03	1,07
		DP	0,22	0,18	0,14	25,58	17,15	0,68	3,73	1,79	0,77	0,004	0,38	1,92	0,64	0,85	0,44	0,14
		CV (%)	2,97	1,68	14,99	3,26	14,50	8,32	23,53	16,85	17,63	13,71	7,23	12,06	16,26	23,53	12,06	16,26
		E (%)	.	.	93%	.	.	.	93%	51%	54%	21%	3%	41%	62%	93%	42%	62%
	EF FINAL	Média	6,85	1,53	1,20	768,95	95,78	7,32	17,72	11,23	4,02	0,073	5,12	16,42	2,21	4,02	3,73	0,50
Mín		6,45	1,22	0,54	741,00	81,30	6,28	12,59	9,12	3,16	0,050	5,00	14,53	1,36	2,86	3,30	0,31	
Máx		7,35	2,13	2,02	814,20	116,81	9,18	21,74	13,42	5,30	0,085	5,33	18,47	3,27	4,94	4,19	0,74	
DP		1,74	0,47	0,54	27,81	12,22	1,16	3,40	1,58	0,90	0,015	0,13	1,46	0,77	0,77	0,33	0,17	
CV (%)		25,36	30,34	44,78	3,62	12,76	15,83	19,16	14,06	22,36	20,444	2,46	8,90	34,80	19,16	8,90	34,80	
E (%)		.	.	91%	.	.	.	93%	49%	58%	-114%	4%	39%	79%	93%	40%	79%	

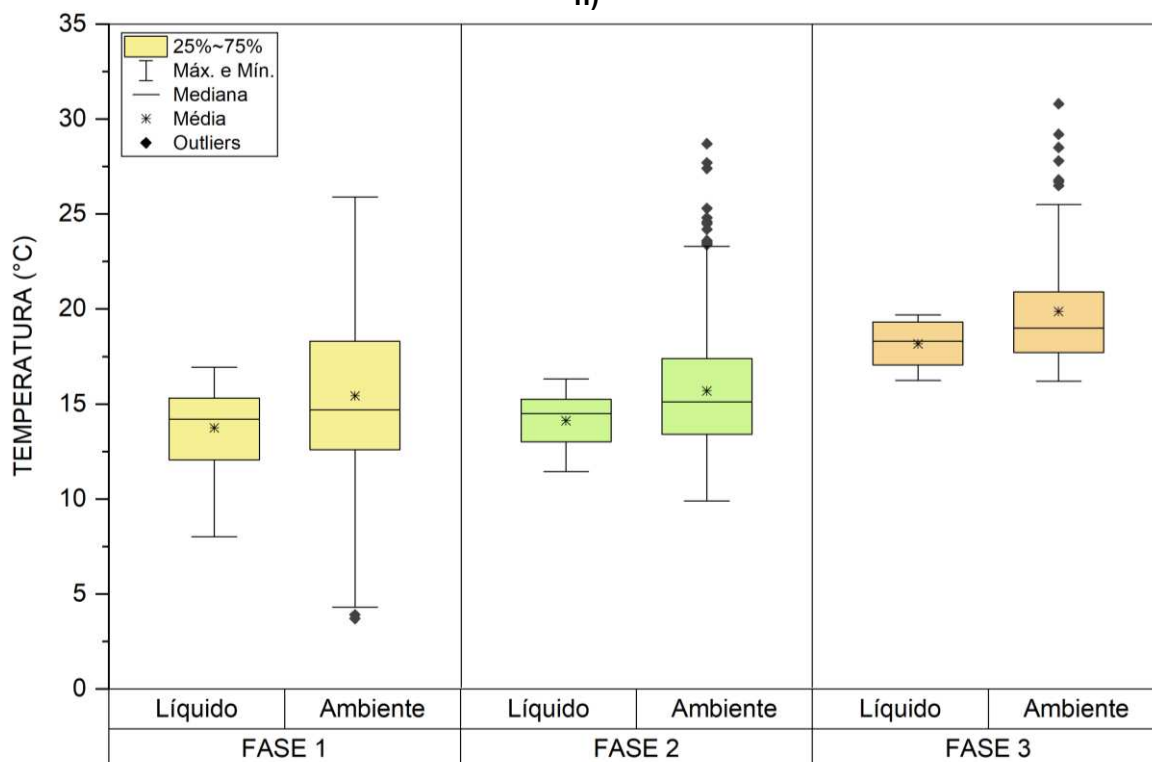
Legenda: DP – desvio padrão; CV – coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); OD – oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$); pH – potencial Hidrogeniônico; CE – condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$); Turbidez (UNT); DQOt – demanda química de oxigênio total (mgDQO L^{-1}); Alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$); Ácidos voláteis (mgHAc L^{-1}); Nitrito ($\text{mgN-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$); Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$); NT – nitrogênio total (mg NT L^{-1}); NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mgNTK L^{-1}); N-Amon – nitrogênio amoniacal ($\text{mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$); PT – Fósforo total ($\text{mgPO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$); TCO – taxa de carregamento orgânico ($\text{gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); TCN – taxa de carregamento de nitrogênio ($\text{gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$); TCP – taxa de carregamento de fósforo ($\text{gPT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Fonte: Autoria própria (2023).

5.2.1 Variação de temperatura

Como apresentado no item 4.2, foram realizadas 24 medições diárias da temperatura do líquido e do ambiente em todas as etapas de forma automatizada pelo Arduino® Uno R3, conforme apresentado na Figura 14.

Figura 14 - Variação da temperatura do líquido e do ambiente nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores médios da temperatura do líquido das fases 1, 2 e 3 foram de 13,7, 14,1 e 18,2°C, respectivamente. A temperatura ambiente foi ligeiramente superior com médias de 15,4, 15,7 e 19,9°C para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Portanto, o sistema foi operado na maior parte do tempo com temperaturas entre 12,1 e 18,3°C na fase 1, 13 e 17,4°C na fase 2 e 17,06 e 20,9°C na fase 3.

Segundo Metcalf e Eddy (2003), a temperatura ótima para as atividades biológicas deve estar entre 25 e 35°C, portanto, o sistema foi operado abaixo das condições ótimas indicadas. Isso se deve ao fato de o projeto estar localizado em uma região de baixas temperaturas na maior parte do ano.

Hamisi et. al. (2022) analisaram a performance de um sistema *wetland* construído *tidal flow* (35,6 m³), construído no outono de 2017, no pós-tratamento de esgotos sanitários em clima frio. A variação de temperatura na saída do sistema

ficou entre 15 e 24°C na etapa o verão e teve uma temperatura média de 4,4°C em análises realizadas no inverno, apresentando baixa turbidez em ambas as estações (abaixo de 2 NTU). Os autores concluíram que a variação de volume de água causada principalmente por fatores meteorológicos, como temperatura e precipitação, afeta o desempenho do WCTF na remoção de nitrogênio e fósforo. Em estudo realizado no mesmo WC, Kahl et al. (2017) observaram um maior desempenho do sistema no verão do que no inverno principalmente pelo aumento da atividade biológica.

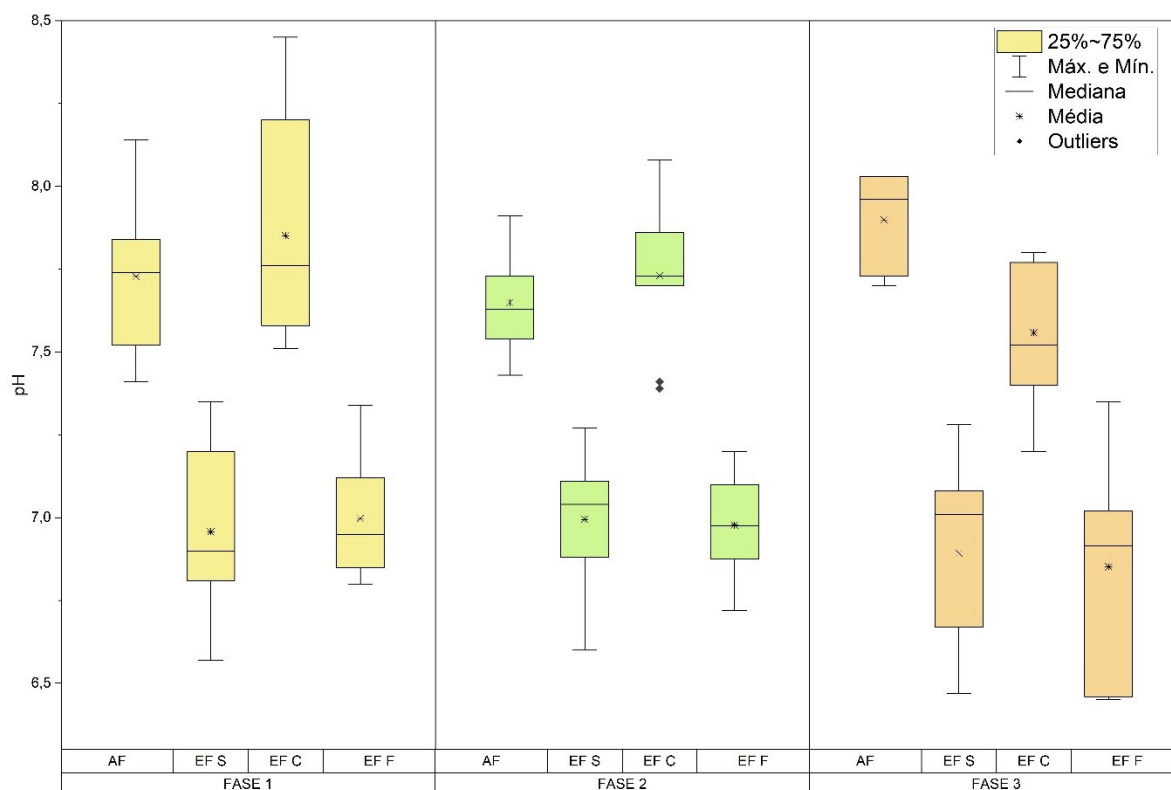
Segundo Vymazal (2007), os processos de nitrificação e desnitrificação podem ser favorecidos ou desfavorecidos dependendo da faixa de temperatura. Sendo assim, o favorecimento da nitrificação em WCs ocorre na faixa de temperatura entre 16,5 e 32°C, já a desnitrificação ocorre de forma mais lenta em temperaturas próximas a 5°C, mas aumenta à medida que a temperatura vai aumentando, sendo que atinge a estagnação entre 20 e 25°C. Portanto, nessa pesquisa, o autor conclui que os valores de temperaturas de afluente e efluente nas amostras analisadas estão de acordo com os valores estabelecidos pela literatura quanto aos processos de atividade microbiológica.

Com apresentado no item 4.1.2, a vegetação utilizada, *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb, suporta baixas temperaturas, sendo assim, as temperaturas baixas registradas no período de pesquisa provavelmente não afetarão o desenvolvimento da planta.

5.2.2 Potencial Hidrogeniônico

Os valores de pH foram medidos utilizando pHmetro digital de bancada, sendo que as medições foram feitas imediatamente após a coleta da amostra. Os resultados estão apresentados na Figura 15.

Figura 15 - Variação dos valores de pH nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Através do gráfico é possível perceber que os valores de pH seguiram tendência de aumento e diminuição similares em todas as fases, sendo valores maiores para afluente, menores para efluente sem aeração, voltando a subir após a aeração e diminuindo novamente no efluente final.

Na fase 1 os valores de pH para afluente se mantiveram entre 7,52 e 7,84, já para os efluentes foram encontrados valores entre 6,81 e 7,2 (EF S), 7,58 e 8,2 (EF C) e 6,85 e 7,12 (EF F). Na fase 2 foram encontrados valores entre 7,54 e 7,73, 6,88 e 7,11, 7,7 e 7,86 e 6,88 e 7,1 para AF, EF S, EF C e EF F, respectivamente, portanto não houve diferença significativa entre as fases 1 e 2. Na fase 3 os valores de afluente ficaram entre 7,73 e 8,03, e os efluentes apresentaram valores entre 6,67 e 7,08 (EF S), 7,4 e 7,77 (EF C) e 6,46 e 7,02 (EF F), apresentando valores sem diferença significativa com as fases 1 e 2.

Li et al. (2023) analisaram o efeito negativo do pH elevado de resíduos de concreto em *wetlands* construídos na remoção de DQO e nitrogênio. Os autores analisaram meio suportes de cascalho, resíduos de concreto e resíduos de tijolos. A pesquisa foi dividida em duas fases, sendo uma alimentada com efluente sintético quase neutro, onde os valores de pH foram de 7,57 para cascalho e resíduos de

tijolos e 11,28 para resíduos de concreto, e outra onde ácido clorídrico diluído foi gradualmente adicionado ao esgoto sintético para ajustar o pH até que o efluente do WC estivesse quase neutro.

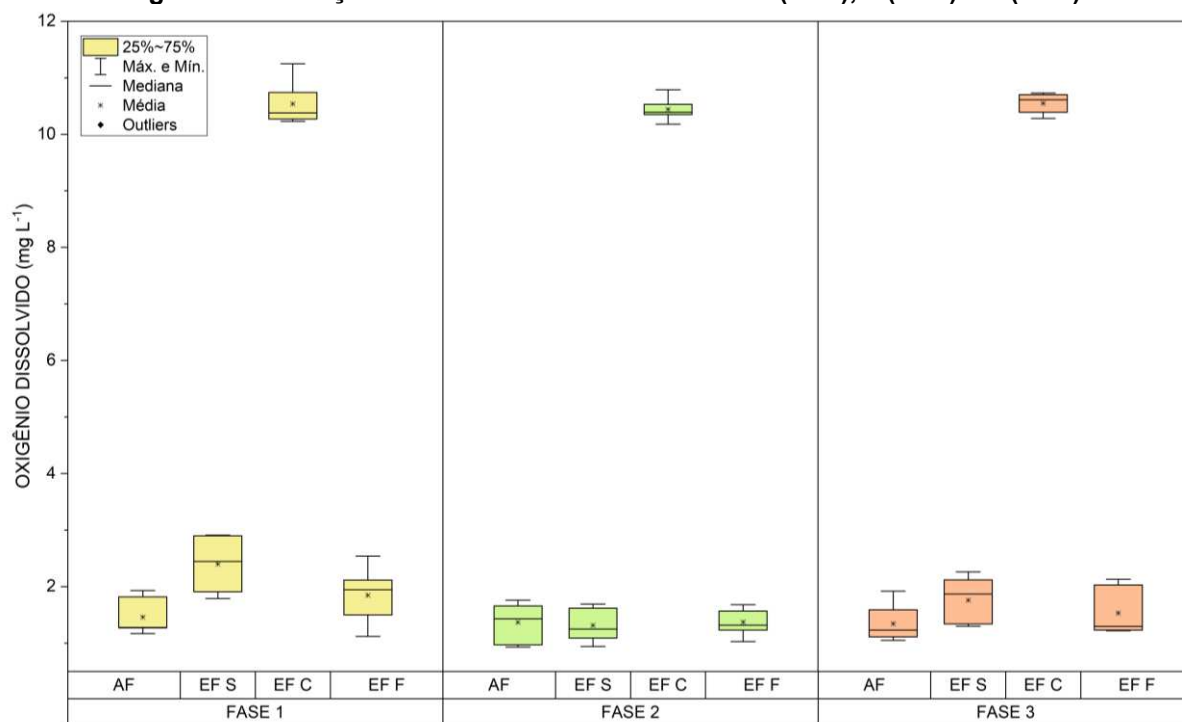
A partir dos resultados obtidos, os autores chegaram à conclusão de que, em um ambiente fortemente alcalino, como é o caso dos sistemas com meio suporte de resíduos de cimento, a remoção de DQO e nitrogênio não foram satisfatórias e a diversidade da comunidade bacteriana nos biofilmes do meio suporte diminuiu significativamente. Portanto, para Li et al. (2023), uma forma de mitigar tais efeitos e garantir um ambiente com pH adequado para os processos de transformações químicas e biológicas em ambientes extremamente alcalinos, é ajustando o pH do afluente, o tornando mais ácido.

A faixa recomendada para o processo de amonificação é entre 6,5 e 8,5 segundo Cooper et al. (1996), faixa de 7,5 a 8,6 é recomendada para o processo de nitrificação (IWA, 2000) e o processo de desnitrificação é favorecido na faixa de pH entre 6,5 a 7,5 de acordo com Kadlec e Wallace (2008). Portanto, os valores de pH encontrados nas amostras de afluente e efluente sem aeração das três fases favoreceram o processo de amonificação (transformação de nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal) por estarem dentro da faixa estabelecida. O mesmo ocorre com os valores de efluente com aeração, que favorecem os processos de nitrificação (transformação do nitrogênio amoniacal em nitrito e posteriormente em nitrato) e com os valores de efluente final que auxiliam na desnitrificação (transformação de nitrato em nitrito e por fim em óxido nítrico).

5.2.3 Oxigênio dissolvido

Os valores de oxigênio dissolvido foram medidos *in situ* diretamente no sistema através dos poços de monitoramento na hora da coleta das amostras, e estão apresentados na Figura 16.

Figura 16 - Variação dos valores de OD nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluyente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores apresentados para afluyente, efluente sem aeração, efluente com aeração e efluente final se mantiveram constantes em todas as fases, exceto no efluente sem aeração da fase 1, onde o valor ficou ligeiramente maior, tendo uma média de 2,40 mg L⁻¹.

O tempo de aeração definido para o efluente foi de três horas, onde atingiria o seu ponto de saturação, sendo posteriormente recirculado para o sistema. Sendo assim, os valores de oxigênio dissolvido atingiram seu máximo nas amostras dos efluentes com aeração, ficando entre 10,27 mg L⁻¹ e 10,74 mg L⁻¹, levando em consideração as 3 fases. Analisando estatisticamente os dados, os valores para afluyente e efluente com aeração não apresentaram diferenças significativas entre as fases (p-valor > 0,05). Porém, os valores das amostras de efluente sem aeração apresentaram diferença significativa (p-valor < 0,05) entre as fases 1, 2 e 3 e os valores de efluente final também apresentaram diferença significativa entre as fases 1 e 2 (p-valor = 0,02617).

Segundo Ilyas e Masih (2018), estudos revelaram a importância do oxigênio dissolvido no sistema na remoção de fósforo, estando diretamente relacionado com as condições aeróbias, anaeróbias e anóxicas do meio, bem como os valores de potencial de oxirredução resultado da inserção de ar dentro do WC. A precipitação

de fósforo e a adsorção no meio suporte podem acelerar quando ocorre uma melhoria no nível de OD do sistema. Os autores também apontam que, além da aeração artificial, outros métodos de inserção de ar podem ser utilizados em *wetlands* construídos, como é o caso de operação em *tidal flow* e o processo de recirculação.

Roth et al. (2021) avaliaram os tempos de cheia de 48 h (E1), 36 h (E2), 24 h (E3) e 12 h (E4) em um sistema *tidal flow*, porém sem inserção da aeração e recirculação. Os autores obtiveram concentrações de 0,13 mg/L, 0,09 mg/L, 0,08 mg/L e 0,07 mg/L nas amostras de efluente das etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente. Os valores de efluente para as mesmas etapas apresentaram valores médios de 0,23 mg/L, 0,17 mg/L, 0,12 mg/L e 0,07 mg/L. Portanto, o sistema permaneceu em condições anóxicas durante todo o experimento, o que pode ser evidenciado pelas baixas concentrações de OD e POR encontradas.

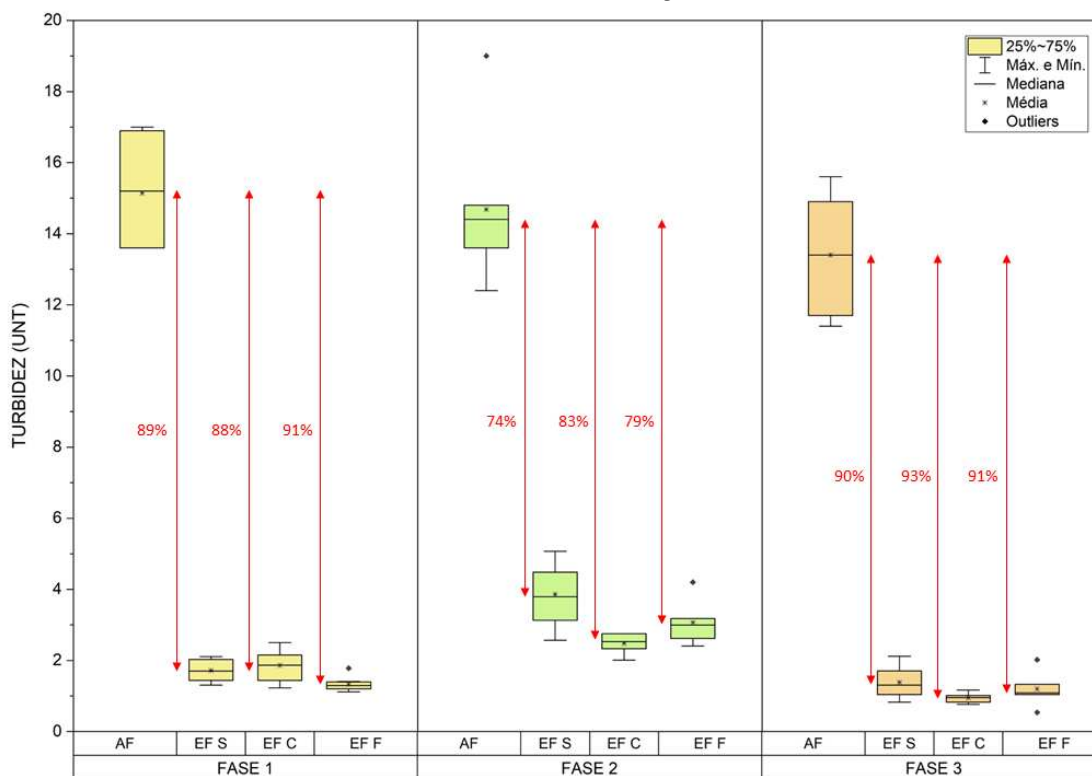
Li et al. (2023) analisaram dois tipos de mecanismos de aeração em WCs, o *tidal flow* e a aeração intermitente, sendo que ambos tiveram a mesma configuração (0,16 m³, camadas de zeólita e biochar e macrófita do gênero *Calamus*). Na operação em *tidal flow* os autores observaram valores superiores de oxigênio dissolvido na parte superior do leito (2,0 mg/L) e valores abaixo de 0,5 mg/L na camada inferior. Portanto, segundo Taylor e Bishop (1989), valores entre 2,0 e 3,0 mg/L favorecem a nitrificação e valores inferiores a 0,5 mg/L a desnitrificação, sendo esses processos favorecidos nas camadas superior e inferior, respectivamente, de forma simultânea na pesquisa realizada por Li et al. (2023).

Portanto, os valores de oxigênio dissolvido encontrados para os efluentes na presente pesquisa apresentam um papel importante no processo de nitrificação, principalmente na fase 1, onde o valor de efluente sem aeração apresentou valor ligeiramente mais alto quando comparada as demais fases, ficando na faixa de 2,0 a 3,0 mg/L indicada por Taylor e Bishop (1989), sendo favorável à nitrificação.

5.2.4 Turbidez

Os resultados obtidos para turbidez se encontram na Figura 17.

Figura 17 - Variação dos valores de turbidez nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h) e suas eficiências de remoção



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores de afluente para as fases 1, 2 e 3 apresentaram valores entre 13,6 e 16,9 UNT, 13,6 e 14,8 UNT e 11,7 e 14,9 UNT, respectivamente. Os valores de efluentes para a fase 1 foram de 1,7 UNT (EF S), 1,86 UNT (EF C) e 1,34 UNT (EF F), tendo uma diminuição de até 91%. Na fase 2, os valores médios encontrados para EF S, EF C e EF F foram de 3,86, 2,48 e 3,07 UNT, respectivamente, atingindo uma diminuição de até 83% com relação ao valor afluente. Na fase 3, os valores médios foram de 1,39, 0,95 e 1,20 UNT, com 93% de diminuição quando comparado ao valor de entrada no sistema. Para os mesmos tempos de cheia (48 h, 24 h e 12 h), Roth et al. (2021) encontraram valores de remoção de turbidez de 65%, 42% e 49%, respectivamente.

Entre os efluentes também é possível perceber o aumento ou diminuição da turbidez. Na fase 1, diferenças significativas foram encontradas entre os valores de efluente sem aeração e efluente final (p -valor = 0,01051) e efluente com aeração e efluente final (p -valor = 0,00816). Na fase 2, o efluente com aeração apresentou valores com diferença estatisticamente significativa com o efluente sem aeração e o

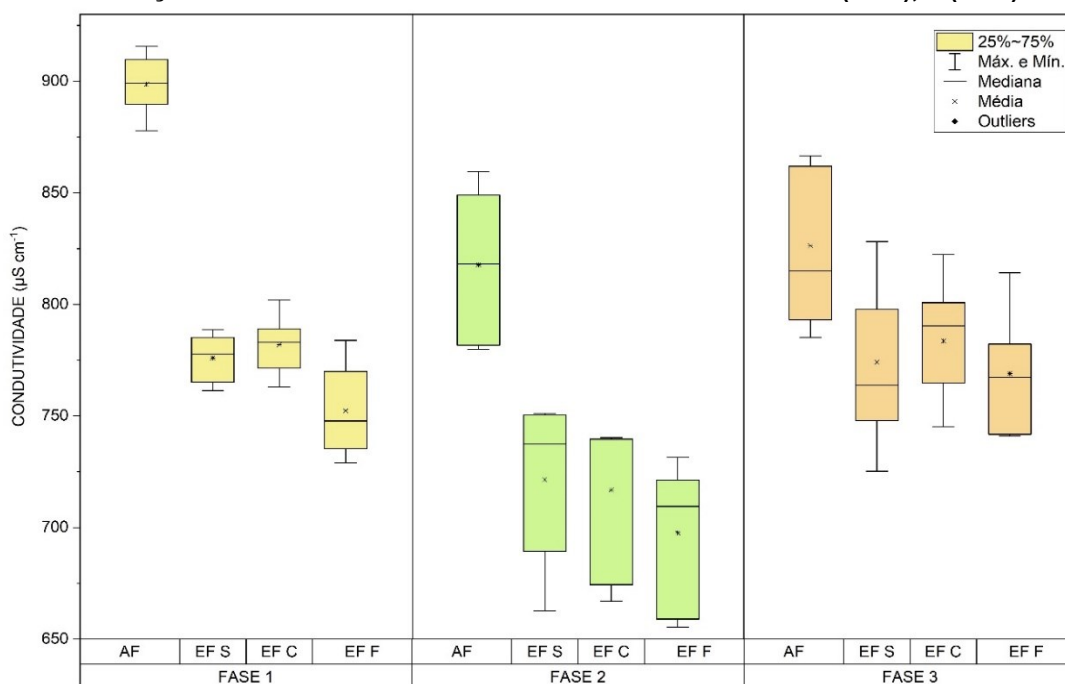
efluente final. Na fase 3, os valores entre os três efluentes são apresentaram diferença significativa.

Portanto, é possível perceber um aumento de turbidez na fase 2 onde o sistema permanece cheio por 24 h, o efluente recebeu aeração por 3 h e foi recirculado ao sistema onde permaneceu por mais 9 h. Porém, durante o período de análise dessa fase o sistema ficou exposto a condições climáticas com muita chuva e vento, o que pode ter ocasionado o transporte de sedimentos para o efluente.

5.2.5 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica das amostras foi medida utilizando um condutímetro digital de bancada TEC-4MP. Os valores encontrados estão apresentados no gráfico (Figura 18).

Figura 18 - Variação dos valores de condutividade elétrica nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores de afluente ficaram entre 781,8 e 909,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$ considerando todas as fases, apresentando valores mais elevados na fase 1 (889,7 a 909,7 $\mu\text{S cm}^{-1}$). Os valores médios de condutividade elétrica nos efluentes encontrados para a fase 1 foram de 775,98, 781,98 e 752,39 $\mu\text{S cm}^{-1}$ para EF S, EF C e EF F, respectivamente. Os valores da fase 2 para efluente sem aeração (721,40 $\mu\text{S cm}^{-1}$),

efluente com aeração ($716,72 \mu\text{S cm}^{-1}$) e efluente final ($697,98 \mu\text{S cm}^{-1}$) apresentaram diferença significativa quando comparados aos valores da fase 1. Na fase 3 os valores médios para os mesmos pontos de coleta foram de 826,29, 774,06, 783,56 e $768,95 \mu\text{S cm}^{-1}$, sendo valores com diferença significativa em relação a fase 2 (p -valor $< 0,05$), mas sem diferença significativa com a fase 1 (p -valor $> 0,05$).

Um estudo realizado por Silva, Ramos e Bernardes (2018) analisou o desempenho de wetlands construídos plantados e não plantados na remoção de sais de esgotos domésticos. Os autores observaram que, valores maiores de condutividade elétrica foram encontrados nas camadas de 0 a 5 cm dos wetlands construídos que estavam plantados ($200 \mu\text{S cm}^{-1}$) quando comparados aos não plantados ($100 \mu\text{S cm}^{-1}$). Isso indica que o risco de salinização é maior em wetlands plantados, o que se dá pelos exsudatos radiculares ricos em sais que são liberados pelas raízes, além de a zona radicular armazenar os sais presentes no esgoto.

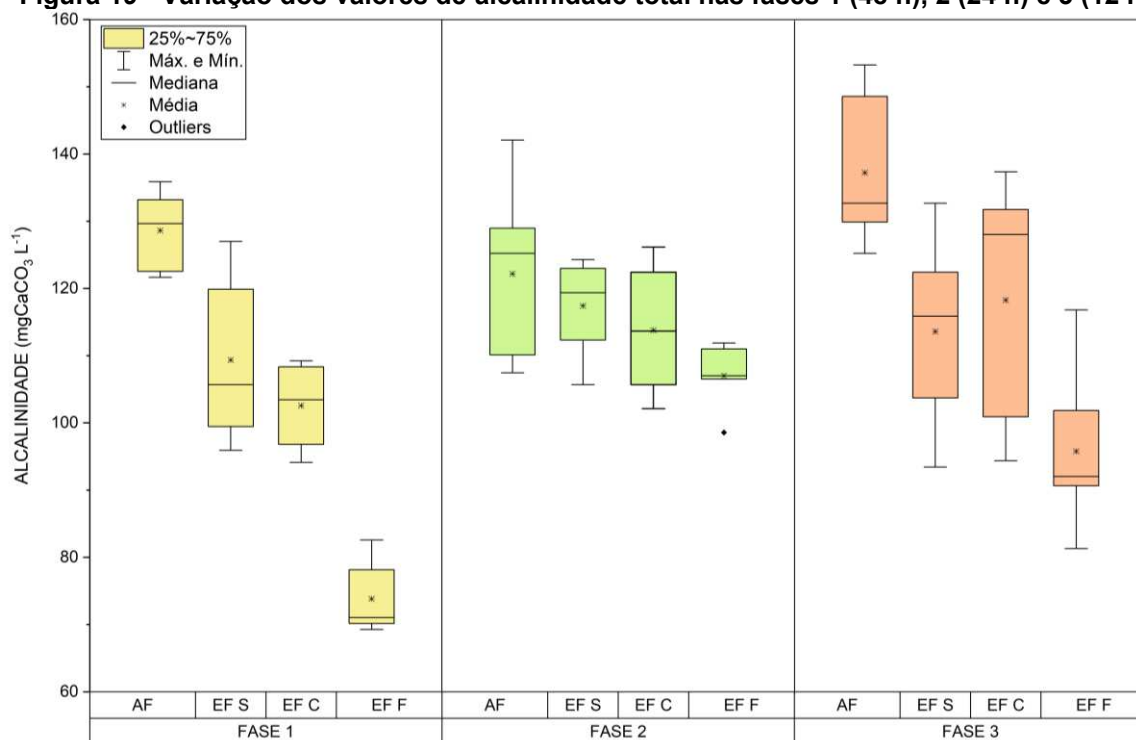
A condutividade elétrica está diretamente relacionada a quantidade de íons dissolvidos presentes no meio aquoso, como por exemplo sólidos dissolvidos e salinidade, sendo assim, quanto maior a concentração desses íons, maior será o valor de condutividade elétrica. Segundo a FUNASA (2014) os valores de condutividade elétrica podem ser superiores a $1000 \mu\text{S cm}^{-1}$ em efluentes industriais, sendo que em águas naturais os valores ficam entre 10 e $100 \mu\text{S cm}^{-1}$ (OLIVEIRA, 2017).

Portanto, os valores superiores de condutividade elétrica observados no afluente indicam uma maior concentração de sais, visto que foi utilizado um efluente sintético, e conseqüentemente os valores inferiores encontrados nos efluentes indicam uma menor concentração de sólidos dissolvidos.

5.2.6 Alcalinidade e Ácidos Voláteis

Os valores relacionados a alcalinidade de ácidos voláteis se encontram nas Figuras 19 e 20, respectivamente.

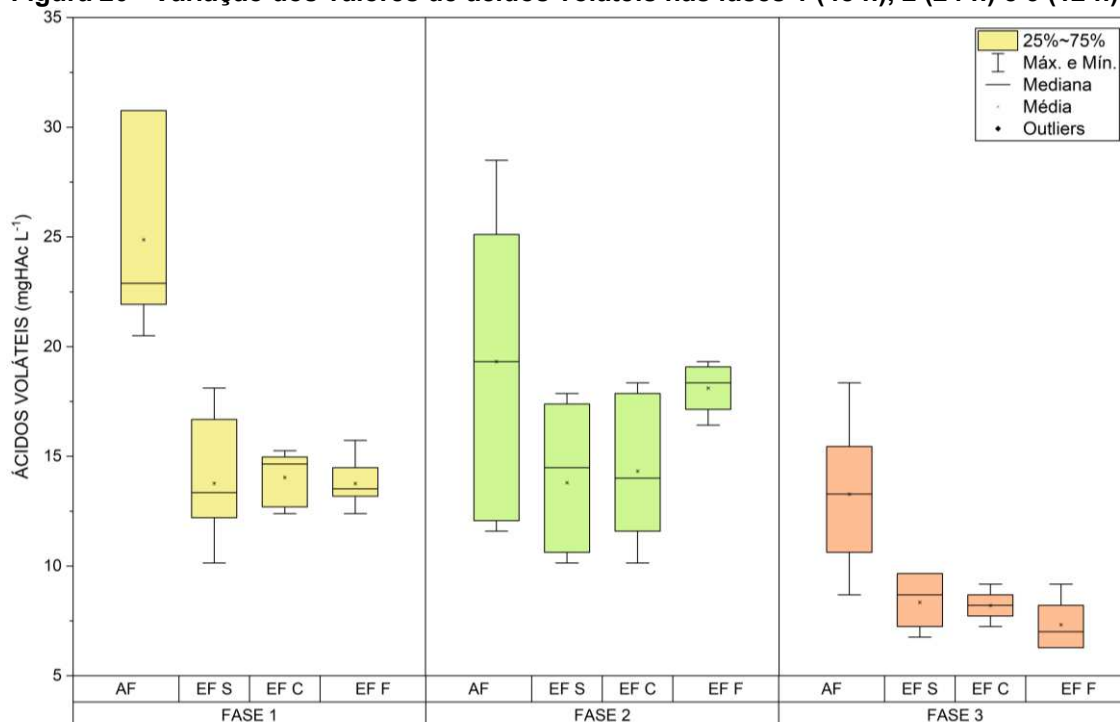
Figura 19 - Variação dos valores de alcalinidade total nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 20 - Variação dos valores de ácidos voláteis nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

A alcalinidade é um parâmetro que relaciona a quantidade de íons no meio aquoso que reagirão para neutralizar os íons de hidrogênio, sendo assim, define-se

como a capacidade da água em neutralizar ácidos, ou seja, de resistir às mudanças de pH. Sua importância no tratamento de esgoto se dá pelo fato de que a redução do pH pode afetar os microrganismos responsáveis pela remoção de poluentes. A origem de alcalinidade se dá principalmente da reação de CO_2 com a água e processos como a nitrificação podem reduzir tal parâmetro (MELLO, 2013; VON SPERLING, 2014).

Conforme apresentado na Figura 19, os valores afluentes apresentaram médias de 128,64, 122,19 e 137,23 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na fase 1, os valores efluentes sem aeração, com aeração e final obtiveram médias de 102,03, 102,57 e 73,84 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente, apresentando valores com diferença significativa entre o efluente final e os demais efluentes.

A fase 2 apresentou valores sem diferenças significativas entre EF S (117,42 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e EF C (113,79 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e entre EF C e EF F (107 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$), porém entre EF S e EF F valores estatisticamente diferentes foram encontrados (p -valor = 0,00769). Na fase 3 os valores seguiram o mesmo delineamento da fase 1, apresentando valores com diferença significativa entre o efluente final, com média de 95,78 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, e os efluentes sem aeração e com aeração, que apresentaram médias de 118,27 e 113,60 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente.

Em todas as fases houve uma redução da alcalinidade com relação ao afluente, sendo que na fase 2, onde o tempo de cheia foi de 24 horas, os valores se mantiveram mais estáveis entre os efluentes e nas fases 1 e 3 os valores de efluente final tiveram uma diminuição expressiva, sendo considerados valores com diferença significativa quando comparado aos valores de efluente sem e com aeração de ambas as fases. Portanto, segundo Lima (2018), por não haver produção de alcalinidade pode ocorrer o favorecimento do processo de nitrificação.

Os ácidos voláteis são produzidos pelas bactérias que transformam os compostos orgânicos do esgoto, para posteriormente ocorra a conversão desses ácidos em metano e gás carbônico. Portanto, os ácidos voláteis estão diretamente ligados a alcalinidade, a qual é responsável por neutralizá-los dentro do sistema, ou seja, se ocorre o consumo de alcalinidade, ocorre também a neutralização dos ácidos presentes no meio (PIVELI, 2004).

Os valores de afluente seguiram médias de 24,88, 19,32 e 13,28, para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na fase 1, os efluentes variaram de 12,21 a 16,68

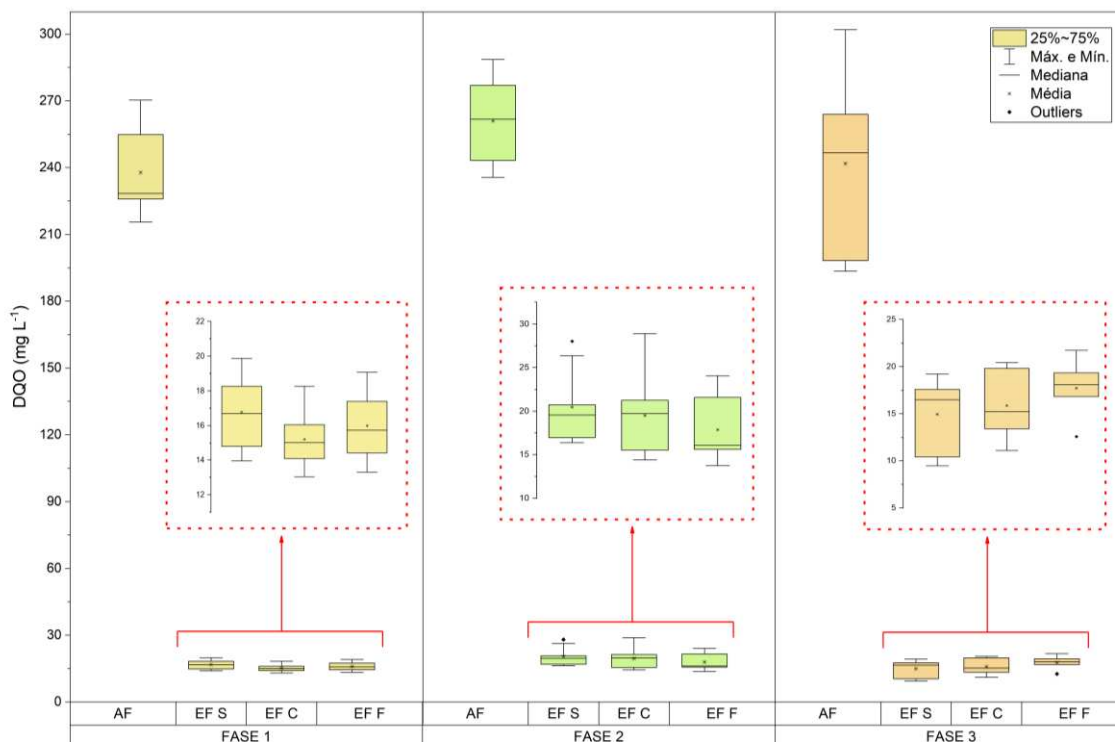
mgHAc L⁻¹, sem diferença significativa entre eles. Na fase 2, o efluente sem aeração e com aeração apresentaram valores médios de 13,80 e 14,33 mgHAc L⁻¹, sendo ambos com diferença estatística significativa com o efluente final, o qual apresentou média de 18,11 mgHAc L⁻¹. Na fase 3, os valores também não apresentaram valores significativos e ficaram entre 6,28 e 9,66 mgHAc L⁻¹.

Na Figura 21 é possível perceber uma diminuição de ácidos do afluente para o efluente em todas as fases, sendo que a fase 2 apresentou valores mais estáveis, assim como para alcalinidade, apresentando valores mais elevados para efluente final, quando comparado aos efluentes sem e com aeração. Também é possível concluir, através da comparação entre os resultados apresentados, que nas fases 1 e 3, onde houve um maior consumo de alcalinidade, a concentração de ácidos voláteis também foi menor.

5.2.7 Remoção de matéria carbonácea em termos de DQO

Na Figura 21 é apresentada a variação de concentração de matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente e efluentes sem aeração, com aeração e final para as fases 1, 2 e 3.

Figura 21 - Variação dos valores de DQO nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



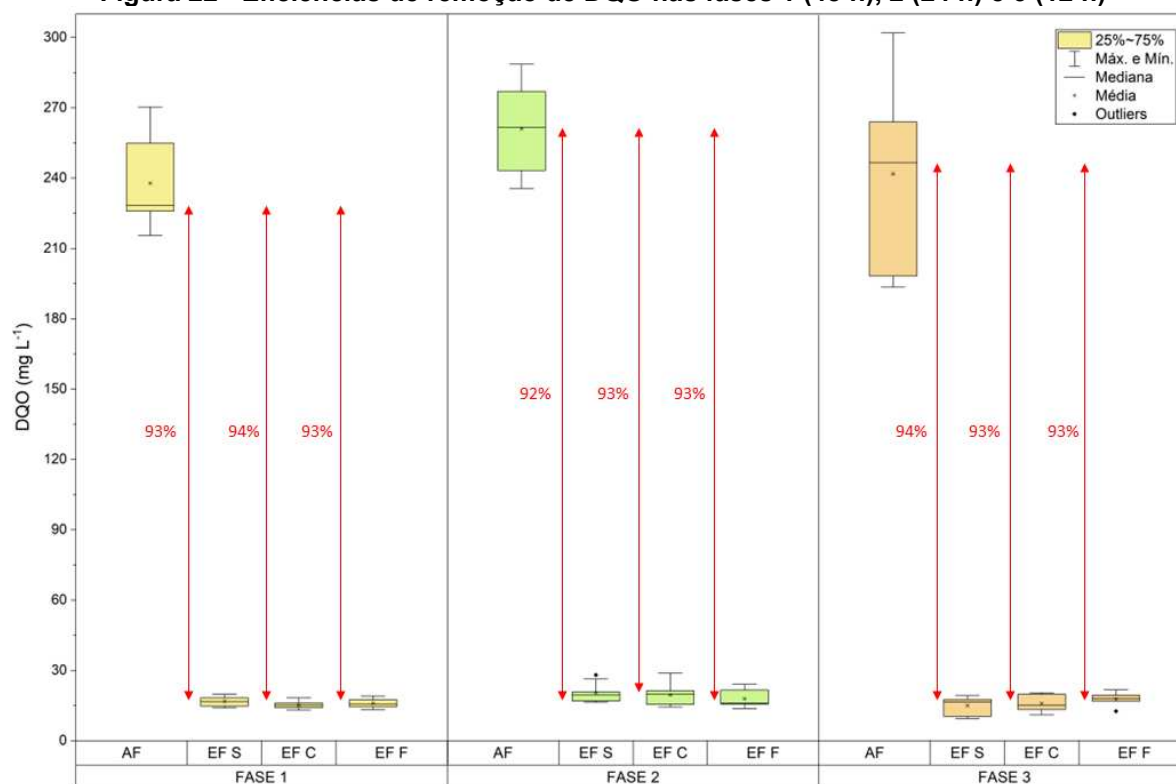
Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores médios da DQO para o afluente foram de 237,80, 261,3 e 241,83 mg L⁻¹ para as fases 1, 2 e 3 respectivamente. Os valores das amostras dos efluentes se mantiveram abaixo de 30 mg L⁻¹ em todas as fases, ou seja, inferior a 225 mg L⁻¹ indicado na Resolução SEMA n°21 de 22/04/2009 como valor máximo de DQO para lançamento de efluente direta ou indiretamente em corpos d'água.

As eficiências de remoção estão apresentadas na Figura 22.

Figura 22 - Eficiências de remoção de DQO nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Na fase 1 os valores de efluente sem aeração, com aeração e final apresentaram valores entre 14,14 e 18,27 mg L⁻¹, com médias de 16,79, 15,21 e 16 mg L⁻¹, não apresentando diferença significativa entre os efluentes. A eficiência de remoção com relação ao afluente foi de 94%. Na fase 2, os valores de efluentes também não apresentaram diferenças estatisticamente significativas, tendo médias de 20,46 mg L⁻¹ (EF S), 19,51 mg L⁻¹ (EF C) e 17,87 mg L⁻¹ (EF F), sendo que a eficiência de remoção chegou a 93%. Entre as duas fases houve diferença significativa nos valores das amostras do efluente sem aeração (p-valor = 0,03821) e efluente com aeração (p-valor = 0,03612).

Na fase 3, os valores médios nas amostras dos efluentes foram de 14,96, 15,87 e 17,72 mg L⁻¹ para efluente sem aeração, com aeração e final, respectivamente, atingindo eficiência de remoção de 94%. Não foi verificada diferença significativa entre os valores (p-valor ≥ 0,05).

Ao comparar os resultados da DQO, os valores nas amostras dos efluentes da fase 3 não apresentaram diferença significativa com os valores da fase 1. Em relação à fase 2, os valores nas amostras do efluente sem aeração foram os únicos que tiveram diferença significativa na análise estatística (p-valor = 0,02454). Porém, mesmo com as diferenças significativas encontradas todos os valores permaneceram abaixo de 30 mg L⁻¹.

Liu et al. (2021) analisaram a interferência do modo de fluxo em um WCTF no tratamento de águas residuárias de maricultura. Dois sistemas foram montados com o mesmo meio suporte, contendo camadas com cascalho grosso, areia, escória de queima de carbono e cascalho fino, e a mesma macrófita (*Suaeda salsa*). O experimento contou com dois períodos, sendo o primeiro de 42 dias com fluxo descendente e o segundo de 48 dias com fluxo ascendente. Como resultados, os autores observaram diferenças significativas de remoção de DQO entre os dois modos de fluxo que resultaram em 87,03% a 88,51% no modo fluxo ascendente, e diminuíram para 11,25% a 11,11% no modo fluxo descendente. Os autores atribuíram a redução da eficiência de remoção aos menores níveis de OD no afluente no modo de fluxo ascendente (4,1–4,2 mg L⁻¹) em comparação ao modo de fluxo descendente (5,2–5,5 mg L⁻¹), o que é desfavorável para a remoção de matéria orgânica.

Saeed et al. (2023) analisaram o impacto de plantas, meio suportes, eletrodos e aeração externa em um *wetland* construído *tidal flow* no tratamento de águas residuárias com alta carga orgânica (lixiviados de aterros sanitários). Seis sistemas foram monitorados, sem eles divididos em grupo A, onde o meio suporte utilizado foi o carvão e o grupo B, sendo preenchido com biochar. Cada grupo contou com três estações de análise, sendo as primeiras sem qualquer tipo de macrófita (A1 e B1), as segundas com adição da macrófita *Canna Indica* (A2 e B2) e as últimas com a mesma planta e acréscimo de eletrodos de cátodo (cobre) e ânodo (aço), nomeados como A3 e B3. Em todos os sistemas foi adicionado um tubo perfurado que permitia a entrada de ar, sendo essa inserção de forma intermitente e contínua.

Como resultados, os autores encontraram valores médios de concentração de DQO no efluente final de 61 mg L⁻¹ (A1-B1), 33 mg L⁻¹ (A2-B2), 40 mg L⁻¹ (A3-B3), sendo que o valor afluente teve média de 2300 mg L⁻¹ para a fase de aeração intermitente e 2379,4 mg L⁻¹ para a aeração contínua. Os autores concluíram que, de maneira geral, os sistemas apresentaram melhor desempenho na fase com aeração contínua, sendo que o sistema plantado e com eletrodos foi o que mais removeu poluentes, seguido do sistema somente plantado e por fim o sem macrófita.

Marcelino et al. (2020) avaliaram a influência de substratos de argila expandida, argila expandida associada a porcelanato e cerâmica vermelha no desempenho de um WC de fluxo vertical subsuperficial. Para os diferentes tipos de meio suportes foram encontrados valores de remoção de DQO de 67%, 76% e 58%, respectivamente.

Roth et al. (2021) utilizaram tempos de cheia de 48, 36, 24 e 12 h em um WCTF com volume de 117 L, obtendo resultados médios de eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO de 79%, 80%, 81% e 78%, respectivamente, para amostra bruta com DQO inicial de 216, 210, 215 e 193 mg L⁻¹, para as respectivas etapas. Já para a amostra filtrada com DQO inicial de 135, 121, 136 e 111 mg L⁻¹, as eficiências de remoção foram de 73%, 72%, 76% e 65% para as fases E1 a E4.

Em estudo realizado no mesmo WCTF, Pacheco (2022) utilizou tempos de cheia/repouso de 12 h/12 h, 20 h/4 h, 6 h/6 h/6 h/6 h e 10 h/2 h/10 h/2 h, sendo que nas duas últimas fases foram utilizadas 2 *tides*. A autora encontrou valores de remoção de DQO em amostras brutas de 75%, 81%, 84% e 89% para as fases I, II, III e IV, respectivamente e com DQO afluente de 192,87, 229,97, 177,41 e 229,98 mg L⁻¹. Já para amostras filtradas, com DQO afluente de 110,65, 142,58, 103,01 e 96,09 mg L⁻¹, para as fases I, II, III e IV, respectivamente, os valores de remoção foram de 65%, 75%, 76% e 80%.

Svenar (2022), utilizando o mesmo WCTF, operou o sistema em quatro fases, sendo a fase I com 48 h de inundação e 12 h de repouso, a fase II com 36 h de inundação e 12 h de repouso e as fases III e IV com relação inundação/repouso de 6h/6h, operados em duas tides, porém na fase IV foi adicionada a aeração. A autora encontrou valores de remoção de DQO de 88%, 88%, 90% e 89% para as fases I, II, III e IV, respectivamente, para valores de DQO afluente de 349,33,

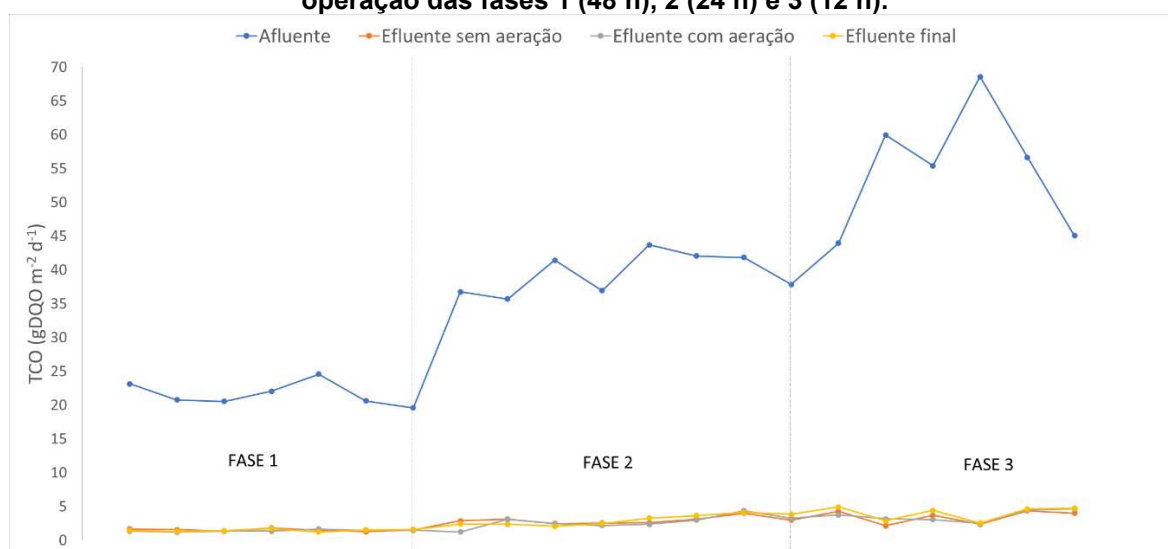
320,99, 384,52 e 372,87 mg L⁻¹. Não foi observada influência do tempo de cheia, do número de tides ou da inserção de aeração na remoção de DQO.

Portanto, analisando as três fases quanto à eficiência de remoção matéria orgânica carbonácea em termos de DQO na presente pesquisa, o tempo de cheia não influenciou diretamente na remoção desse parâmetro, apresentando altas eficiências de remoção em todas as fases.

Porém, quanto à inserção de oxigênio no efluente, mesmo não apresentando diferença significativa entre o efluente sem e com aeração, quando comparado aos resultados de Roth (2020), Pacheco (2022) e Svenar (2023) para o mesmo sistema e os mesmos tempos de cheia, os valores foram expressivamente maiores de eficiência de remoção nesta pesquisa.

Os valores de taxa de carregamento orgânico em termos de DQO estão representados na Figura 23.

Figura 23 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de DQO durante o tempo de operação das fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2023).

As taxas de carregamento aplicadas no sistema foram de 21,60, 39,52 e 54,92 gDQO m⁻² d⁻¹ para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Através do gráfico é possível perceber que, apesar de a taxa de carregamento aumentar no afluente conforme o tempo de cheia também ia aumentando, os valores de efluente se mantiveram praticamente constantes durante todo o tempo de análise. Esse fator mostra a robustez do sistema na remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

Roth et al. (2021) obtiveram valores de taxa de carregamento orgânico afluente de 19,59, 23,80, 32,55 e 43,80 gDQO m⁻² d⁻¹ para tempos de cheia de 48,

36, 24 e 12 h, respectivamente. Os autores também observaram eficiência de remoção média de 80%, e chegaram à conclusão de que a variação de TCO afluente não foi um fator que influenciou na eficiência de remoção de matéria carbonácea em termos de DQO.

Decezaró et al. (2019) aplicaram diferentes taxas de carregamento orgânico em um *wetland* construído vertical subsuperficial, com valores de 19 a 47 gDQO m⁻² d⁻¹. O primeiro período contou com taxa de carregamento de 19 gDQO m⁻² d⁻¹, sem recirculação, e obteve eficiência de remoção de 65%. No segundo período a taxa de carregamento aumentou para 47 gDQO m⁻² d⁻¹, com 50% de recirculação, e sua eficiência foi de 49%. No terceiro e último período a eficiência foi de 30% sendo que o sistema teve recirculação de 100% e taxa de carregamento de 40 gDQO m⁻² d⁻¹.

Apesar de Decezaró et al. (2019) encontrar valores de eficiência inferiores com o aumento de taxa de carregamento e adição de recirculação, na presente pesquisa, mesmo com o aumento de taxa de carregamento orgânico afluente entre as fases e a recirculação, não foram observadas diferenças significativas de eficiência de remoção entre as fases. Assim como na pesquisa de Roth et al. (2021), a variação de TCO não foi um fator que influenciou na remoção de matéria orgânica em termos de DQO no WCTF.

5.2.8 Remoção de matéria nitrogenada

Nas Figuras 24 e 25 são apresentados os resultados de concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻), para os afluentes e efluentes sem aeração, com aeração e final para as fases 1, 2 e 3.

Os valores de NTK para afluente obtiveram médias de 21,78, 19,34 e 21,88 mg L⁻¹ para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na fase 1, os efluentes tiveram valores de eficiência de remoção de 72%, 75% e 81% para efluente sem aeração, com aeração e final, respectivamente, sendo a única fase que teve remoção desse parâmetro após a aeração e recirculação. Nas fases 2 e 3, houve aumento dos valores de NTK no efluente final em relação aos efluentes sem aeração e com aeração. Foram encontradas diferenças significativas entre os valores e EF S e EF F da fase 2 (p-valor = 0,03397), sendo que os valores de remoção para os respectivos efluentes (EF S, EF C e EF F) foram de 69%, 78% e 77% em relação ao afluente.

Na fase 3, onde o tempo de cheia era de 12 horas, foram observados os valores mais baixos de eficiência de remoção, sendo eles de 53%, 51% e 49%, sem diferença significativa entre eles.

O nitrogênio amoniacal apresentou médias de afluente de 14,23, 10,70 e 9,52 mg L⁻¹ para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Nas fases 1 e 2 houve uma remoção significativa de nitrogênio amoniacal, principalmente no efluente final, ou seja, após o processo de aeração e recirculação. Os efluentes sem aeração, com aeração e final, obtiveram eficiências de remoção de 85%, 84% e 98%, respectivamente, para a fase 1 e de 83%, 84% e 95%, respectivamente, para a fase 2. Não foram encontradas diferenças significativas entre as fases, porém, o efluente final, em ambas as fases, apresentou diferença estatística com os efluentes sem e com aeração. A fase 3, onde o tempo de cheia foi de 12 horas, apresentou valores inferiores de eficiência de remoção quando comparados aos valores das demais fases, obtendo eficiências de 45% (EF S), 54% (EF C) e 58% (EF F).

Os valores de eficiência de remoção de NTK e N-amon para o mesmo WCTF com diferentes modos de operação estão apresentados na Tabela 9.

Tabela 10 - Eficiências de remoção de NTK e N-Amon para o mesmo WCTF

OPERAÇÃO (CHEIO/VAZIO)	% NTK	% N-AMON	FONTE
48 h/12 h (uma tide)	73%	76%	Roth et al. (2021)
36 h/12 h (uma tide)	74%	72%	
24 h/12 h (uma tide)	73%	73%	
12 h/12 h (uma tide)	70%	73%	
12 h/12 h (uma tide)	69%	73%	Pacheco (2022)
20 h/4 h (uma tide)	61%	56%	
6 h/6 h (duas tides)	65%	79%	
10 h/2 h (duas tides)	69%	75%	
48 h/12 h (uma tide)	60%	57%	Svenar (2023)
36 h/12 h (uma tide)	65%	64%	
6 h/6 h (duas tides)	74%	86%	
6 h/6 h (duas tides +oxigenação)	78%	89%	
48 h/3 h/9 h (duas tides +oxigenação)	81%	98%	Autoria própria (2023)
24 h/3 h/9 h (duas tides +oxigenação)	78%	95%	
12 h/3 h/9 h (duas tides +oxigenação)	53%	58%	

Fonte: Autoria própria (2023).

É possível perceber que a presente pesquisa apresentou resultados superiores de eficiência de remoção para ambos os parâmetros no tempo de cheia de 48 horas. Roth et al. (2021) explica que a similaridade entre os valores de eficiência de remoção pode ter sido resultado da falta de tempo de enchimento suficiente para que a adsorção de N-Amôn ocorra no meio suporte quando o período de cheia foi reduzido de 48 horas para 12 horas.

Pacheco (2022) indica que a eficiência de remoção inferior na fase II se dá pelo fato de que a redução do tempo de drenagem para 4 horas e a falta de recirculação levaram a menor oxigenação, o que afetou negativamente a remoção da amônia.

Svenar (2023) analisou que as etapas III e IV, ao realizar a aeração do efluente antes de retorná-lo ao sistema durante a segunda etapa de enchimento, houve aumento na disponibilidade do oxigênio dissolvido no efluente. Isso resultou na intensificação da nitrificação e no aumento na remoção de N-Amôn.

Han et al. (2019) realizaram um estudo utilizando um WCTF preenchido com uma camada de bio-zeólita e uma camada de fragmentos de tijolo e plantado com *Swamp cabbages* (*Brassica*) (24 plantas/m²). Durante todo o experimento a camada de fragmentos de tijolo permaneceu completamente saturada, enquanto a camada superior, de bio-zeólita, teve uma relação inundação/drenagem de 1 h/23 h. Como resultados, os autores observaram que quase não houve remoção de nitrogênio amoniacal na camada inferior (com fragmentos de tijolo), o que indica que o meio suporte podia absorver o NH₄, porém era ligeiramente adsorvido e o meio filtrante atingia a sua saturação. Já na camada superior, onde foi aplicado o *tidal flow*, mais da metade de NH₄ e NT foram removidos, o que mostra que, devido à existência simultânea de ambientes anaeróbios e aeróbios, os processos de nitrificação e desnitrificação foram favorecidos.

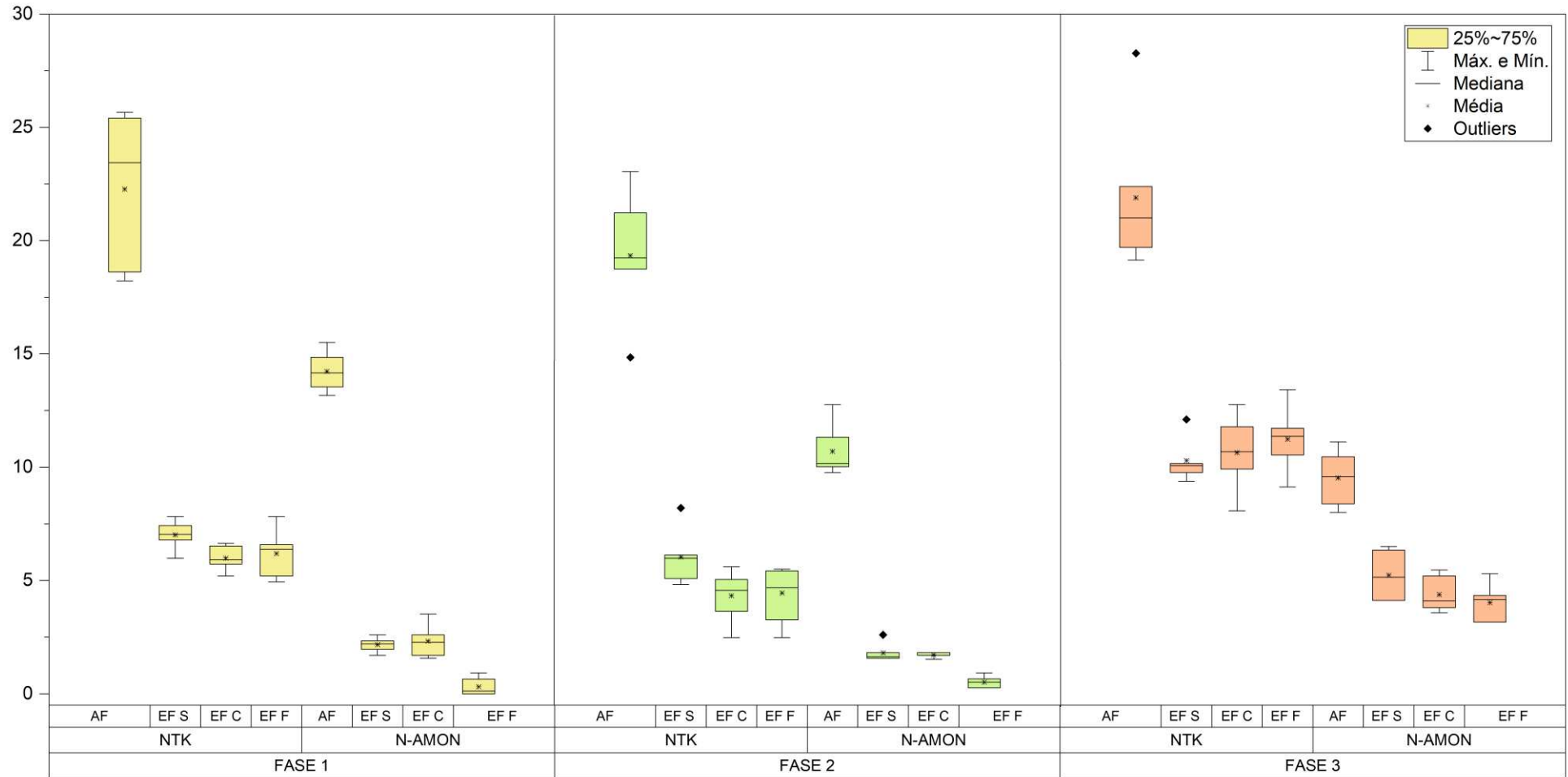
Um estudo realizado por Chang et al. (2014) operou três sistemas em diferentes condições de operação, porém com o mesmo meio suporte (areia como filtro principal e cascalho como camada de drenagem) e mesma macrófita (*Juncus effusus*). Os WCTF A e B operaram com o mesmo tempo de cheia e drenagem (3h:3h), porém com vazões afluentes diferentes, sendo elas de 0,075 L/s e 0,025 L/s, respectivamente. Já o WCTF C operou com relação cheio/vazio de 5h:1h, sendo que todos os sistemas operaram com 4 ciclos de 6 horas por dia. Os autores encontraram valores de remoção de nitrogênio amoniacal de 55% e 47% para os

sistemas A e C, respectivamente, ambos com concentração afluente de 60 mg L⁻¹. Isso indica que um tempo mais longo de drenagem, como foi o caso do sistema A, favorece uma maior atividade aeróbia dos agentes nitrificadores e dos organismos heterotróficos.

Pang et al. (2022) analisaram um sistema de *wetlands* construído *tidal flow*, com duas colunas, sendo elas denominadas WCTF A e WCTF B, ambas plantadas com *Myriophyllum verticillatum* L., e meio suporte contendo uma camada de mistura de zeólita e calcário e outra de cascalho, o que diferenciou uma coluna da outra foi a inserção de uma fonte fixa de carbono de 8 cm no WCTF A. O período de inundação e repouso nos dois estágios também foi diferente, sendo de 8 h/4 h para a coluna A e 4h/8h para a coluna B, com recirculação do efluente entre as colunas. Os resultados mostraram um alto desempenho na coluna B na remoção de nitrogênio, fator que se deve ao processo de recirculação, alcançando 93% a 99% de remoção para N-Amon e 75% a 82% para nitrogênio total. A adição de fonte de carbono na coluna A favoreceu a abundância de bactérias desnitrificantes.

Roth et al. (2021) obtiveram eficiências de remoção de NTK de 73%, 74%, 73% e 70% para os tempos de cheia de 48 h, 36 h, 24 h e 12 h, respectivamente, chegando à conclusão de que, por não apresentar diferença estatística significativa, a redução do período de cheia não afetou na eficiência de remoção de NTK. O mesmo ocorreu na pesquisa realizada por Pacheco (2022), onde as eficiências de remoção de NTK não foram afetadas pelo tempo de inundação ou pela recirculação aplicada ao sistema.

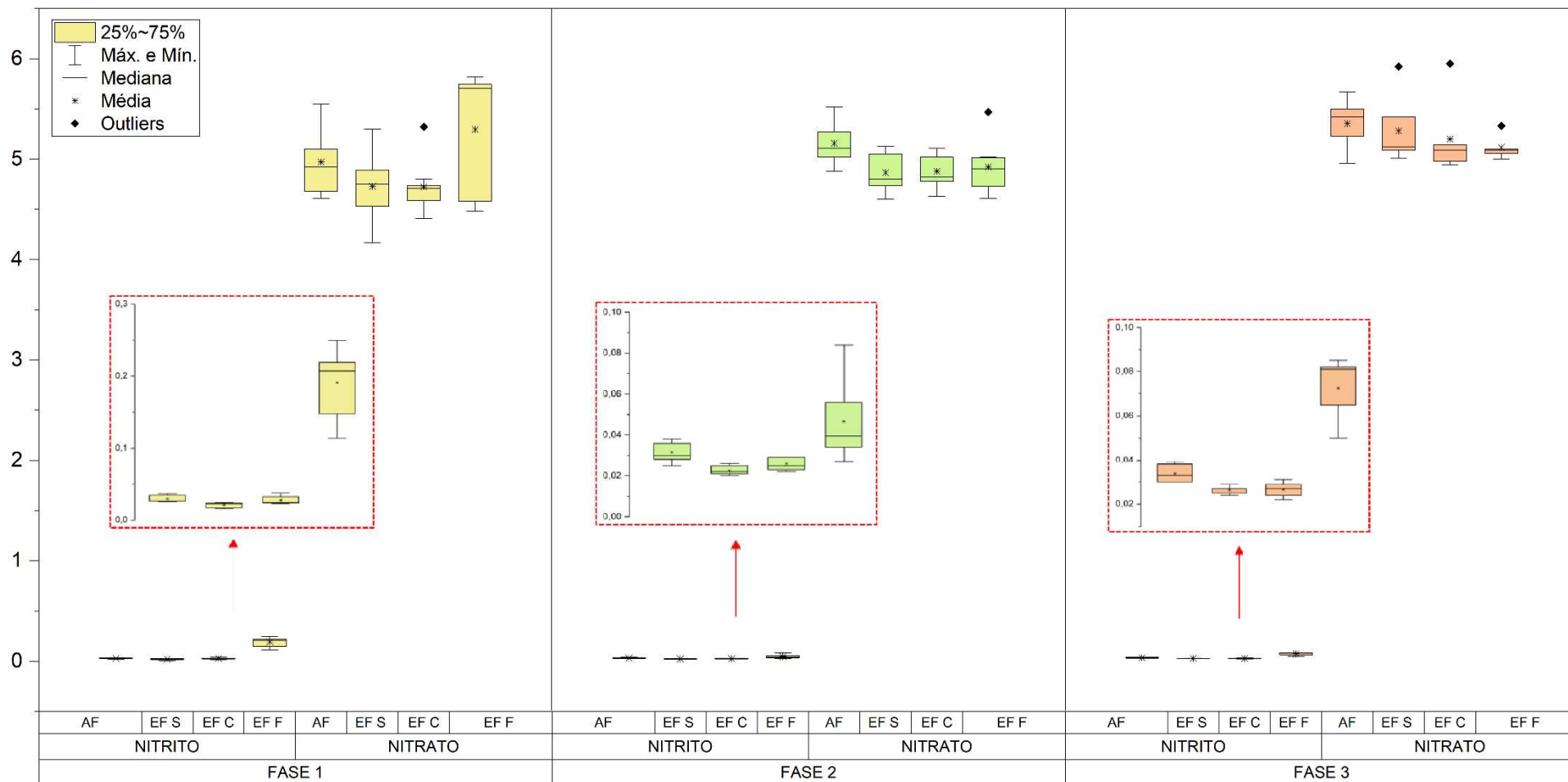
Figura 24 - Variação dos valores de NTK e N-Amôn nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Figura 25 - Variação dos valores de nitrito e nitrato nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores de nitrito apresentaram valores médios afluentes de 0,030, 0,032 e 0,034 mg L⁻¹ para as fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na fase 1, o efluente sem aeração apresentou eficiência de remoção de 28% e o efluente com aeração teve um aumento na concentração de nitrito, aumentando de 0,021 mg L⁻¹ (EF S) para 0,028 mg L⁻¹. Já o efluente final apresentou média de 0,191 mg L⁻¹, tendo um aumento de 540% em relação ao afluente, apresentando diferença estatística significativa com os demais efluentes (EF S e EF C), principalmente com o efluente sem aeração (p-valor = 0,0000004983).

Em estudo realizado por Sánchez et al. (2013) também foram encontrados valores maiores de nitrito para efluente. Os autores analisaram cinco tipos de macrófitas, *Schoenoplectus californicus*, *Iris pseudacorus*, *Typha domingensis*, *Panicum elephantipes* e *Sagittaria montevidiensis*, sendo todos os sistemas preenchidos com camadas de argila expandida e areia fina. Para todos os tipos de macrófitas foram encontrados valores de nitrito superiores no efluente, com destaque para a *Sagittaria montevidiensis* que apresentou valor de 8,4 mg L⁻¹ no efluente e 4,46 mg L⁻¹ no afluente. Os autores explicam que esse aumento indica que estão ocorrendo os processos de nitrificação e desnitrificação dentro do sistema.

Guo et al. (2017) analisaram a eficiência de um WCTF na remoção de matéria orgânica, nitrogênio e indicadores fecais. A pesquisa teve como objeto de análise três sistemas em paralelo, todos preenchidos com cascalho e areia e plantados com a macrófita da espécie *J. effusus*. O experimento foi dividido em três fases, sendo as fases A e B com a mesma relação cheio/vazio de 3:3 h, porém a fase B recebeu o dobro de matéria orgânica no afluente em relação à fase A. Já na fase C o afluente manteve as concentrações da fase B, porém a operação seguiu proporções de sistema cheio/vazio de 5:1, 4:2 e 3:3 para os sistemas I, II e III, respectivamente. Com relação ao nitrito, os autores encontraram valores superiores no efluente, o que se justifica pela redução significativa de nitrogênio amoniacal (93%) que é favorecido pelas condições de aeração que o *tidal flow* provoca.

Roth et al., (2021) encontraram valores de remoção de nitrito de 58%, 51%, 56% e 36% para os tempos de cheia de 48 h, 36 h, 24 h e 12 h, respectivamente. O autor afirma que, mesmo a fase IV apresentando uma menor eficiência de remoção, os valores médios de concentração nas amostras efluentes das quatro fases foram semelhantes, não apresentando diferença significativa.

Pacheco (2022) utilizou o mesmo WCTF, porém com tempos de cheia distintos, sendo eles de 12 h cheio e 12 h vazio para fase I, 20 h cheio e 4 h vazio para fase II e mais duas fases com recirculação, sendo elas de 6 h cheio e 6 h vazio antes e após a recirculação (fase III) e a última de 10 h cheio e 2 h vazio antes e após a recirculação (fase IV). A autora encontrou valores de remoção de nitrito significativas nas fases I, II e IV, já na fase III a concentração se manteve a mesma, além disso, alguns ensaios na fase III e IV apresentaram valores superiores de nitrito no efluente, sendo que em ambas as fases foram encontradas maiores eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal quando comparado à fase II.

Na presente pesquisa, nas três fases houve aumento de nitrito no efluente final, ou seja depois da aeração inserida no efluente e da sua recirculação para o sistema. Isso indica que a entrada de oxigênio dentro do sistema com a aeração artificial, a operação *tidal flow* e a recirculação favoreceram o processo de nitrificação, onde o N-Amoniacal é transformado em nitrito. A alta remoção de nitrogênio amoniacal no efluente final das três fases é o fator que justifica o aumento de nitrito, sendo que as fases 1, 2 e 3 atingiram eficiências de remoção de N-Amon de 98%, 95% e 58%, respectivamente.

Os valores médios de nitrato foram de 4,97, 5,16 e 5,35 mg L⁻¹ para os afluentes das fases 1, 2 e 3, respectivamente. Na fase 1, os efluentes sem aeração e com aeração apresentaram valores semelhantes (4,73 e 4,72 mg L⁻¹) o que resultou na remoção de nitrato de 5% para ambos, sem diferença significativa com o afluente. No efluente final foi constatado aumento de concentração de nitrato, com valor médio de 5,30 mg L⁻¹, porém sem diferença significativa com os demais efluentes.

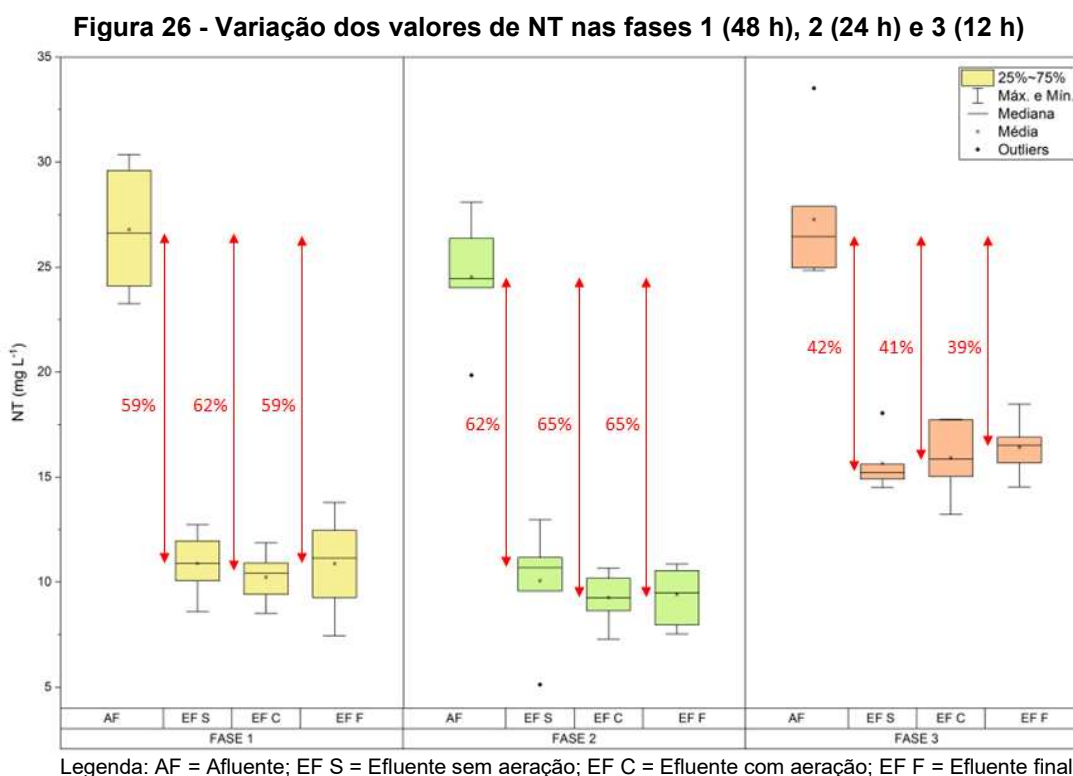
Na fase 2 os valores se mantiveram semelhantes nos três efluentes, com eficiências de remoção de 6% (EF S), 5% (EF C) e 5% (EF F) em relação ao valor afluente. A fase 3 foi a que apresentou menor variação de concentração entre os efluentes, tendo valores de eficiência de remoção de 1%, 3% e 4% para efluente sem aeração, com aeração e final, respectivamente.

Pang et al. (2015) analisaram os efeitos da baixa temperatura na transformação de nitrogênio em um *wetland* construído *tidal flow*. A pesquisa contou com três sistemas (T1, T2 e T3) operados com o mesmo meio suporte (rocha de lava), mesma macrófita (*Canna indica* L.) e mesmo tempo inundação/drenagem (24 h/12 h), porém com temperaturas diferentes, sendo de 4°C para T1, 8°C para T2 e

12°C para T3. Os autores encontraram acúmulo de nitrato em todos os sistemas, devido a limitação do processo de desnitrificação, fator que ocorre por conta da quantidade insuficiente de fontes de carbono para esse processo. Além disso, foi observado que as taxas de acúmulo de nitrato diminuíram entre os sistemas, ou seja, conforme a temperatura ia ficando mais alta, o acúmulo de nitrato ia diminuindo, o que indica que temperaturas mais baixas facilitam a acumulação de NO_3 .

Portanto, analisando as temperaturas das fases da presente pesquisa, discutidas no item 5.2.1, é possível perceber que a fase 1 apresentou temperaturas ligeiramente mais baixas quando comparada as fases 2 e 3, portanto, pode ter sido um dos fatores que favoreceu o acúmulo de nitrato. Sendo que somente na fase 1, onde o tempo de cheia foi de 48 horas, houve acúmulo de nitrato após a recirculação, fator relacionado à limitação no processo de desnitrificação no efluente final, sendo assim, o tempo de cheia maior permitiu a presença de microrganismos nitrificantes de crescimento lento.

Os valores de nitrogênio total, calculado segundo a Eq.1, apresentada no item 4.3.1, estão ilustrados na Figura 26.



Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores de nitrogênio total para os afluentes ficaram entre 24,01 e 29,59 mg L⁻¹, não apresentando diferença significativa entre as fases. Através da Figura 27, é possível perceber que as eficiências de remoção de nitrogênio total foram semelhantes para as fases 1 e 2, diferente da fase 3, onde os valores efluentes foram mais elevados. Na fase 1, para os efluentes sem aeração, com aeração e final, os valores e remoção foram de 59%, 62% e 59%, respectivamente, em relação ao afluente, percebendo um pequeno aumento de nitrogênio total no efluente final, devido à maior concentração de nitrito que ocorreu nessa mesma fase.

Na fase 2, para os mesmos efluentes, foram encontrados valores de 62%, 65% e 65%, podendo ser percebida uma estabilidade nos valores de efluente com aeração e efluente final. Em nenhuma dessas fases houve diferença significativa entre os valores de efluentes. Já na fase 3, onde o tempo de cheia foi de 12 horas, o menor entre as fases, foram encontrados os menores valores de eficiência de remoção, sendo eles de 42% para efluente sem aeração, 41% para efluente com aeração e 39% para efluente final. Os efluentes não apresentaram diferença significativa entre eles, porém a fase 3 apresentou grande diferença estatística com as demais fases.

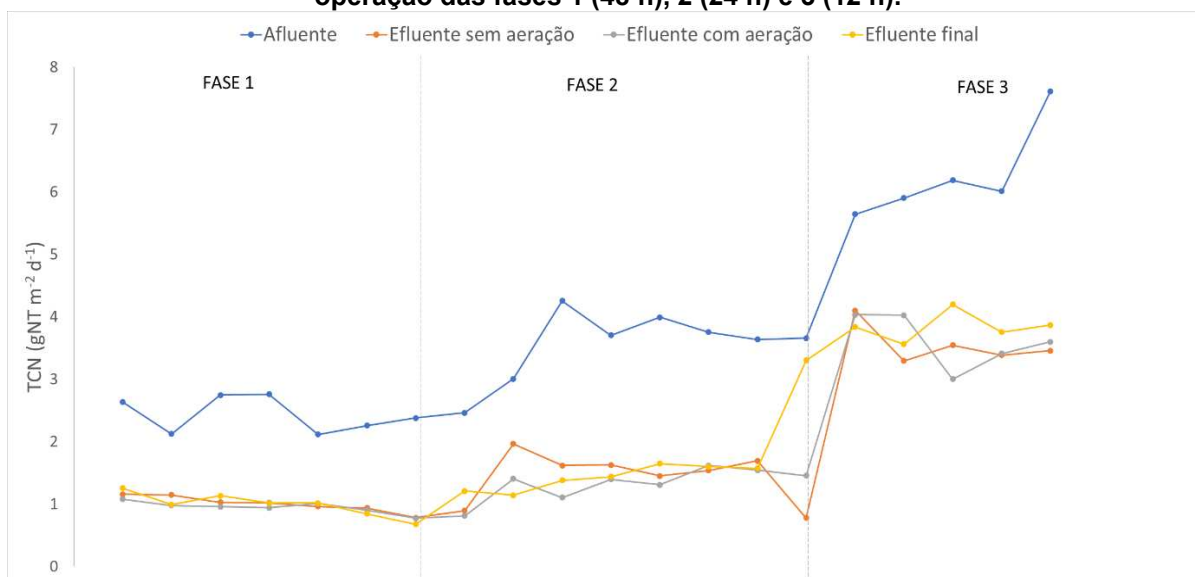
Li et al. (2023) avaliou dois WC com a mesma configuração mas diferentes tipos de aeração, um dos sistemas foi operado em *tidal flow* e outro com aeração intermitente. Os autores encontraram valores de eficiência de remoção de nitrogênio total de 47,79, 53,89, 59,44, 67,80, 83,82 e 83,26% para tempos de inundação/drenagem de 3 h/5 h, 4 h/4 h, 5 h/3 h, 9 h/3 h, 21 h/3 h e 25 h/3 h, respectivamente.

Zhou et al. (2022) obtiveram valor de eficiência de remoção de NT de 47,34% em WCTF com lodo de alumínio modificado com ferro e tempo de inundação/drenagem de 6 h/2 h, valor 1,90 vezes maior quando comparado a WCTF somente com lodo de alumínio.

Roth et al. (2021) encontraram valores de remoção de NT sem diferença significativa entre s diferentes tempos de cheia. Para as etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h) foram observados valores de eficiência de remoção de 68, 67, 65 e 62%, respectivamente, ou seja, as eficiências diminuíram com a diminuição do tempo de cheia.

Os valores de taxa de carregamento em termos de nitrogênio total estão representados na Figura 27.

Figura 27 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de NT durante o tempo de operação das fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores de TCN afluentes foram de 2,43, 3,71 e 6,19 mgNT m⁻² d⁻¹ para as fases 1, 2 e 3 respectivamente. A fase 3 apresentou eficiências de remoção inferiores quando comparada as outras fases, sendo elas de 43, 42 e 40% para os efluentes com aeração, sem aeração e final. Nas fases 1 e 2 as eficiências médias de remoção foram de 60 e 61%, respectivamente. Portanto, analisando o comportamento do gráfico, é possível concluir que com o aumento da taxa de carregamento o sistema diminui a sua eficiência de remoção de nitrogênio, pois a variação da taxa de carregamento efluente segue a tendência de aumento dos valores afluentes durante todo o período da pesquisa.

A relação DQO/NT é um fator de interferência na remoção ou acúmulo de matéria nitrogenada no sistema. Li et al. (2019) e Zhi et al. (2014) definem alguns valores para essa relação que alteram a concentração das formas de nitrogênio. Para Li et al. (2019), os processos de remoção de nitrato podem ser limitados quando essa relação é próxima de 3,0. Já para Zhi et al. (2014), quando essa relação tem valor acima de 6,0 não há acúmulo de nitrito e nitrato.

Na presente pesquisa, as relações de DQO/NT para as fases 1, 2 e 3 são apresentadas na Tabela 10.

Tabela 11 - Relação DQO/NT para as fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h)

		DQOt	NT	DQO/NT
FASE 1	AF	237,80	26,78	8,88
	EF S	16,79	10,89	1,54
	EF C	15,21	10,24	1,49
	EF F	16,00	10,88	1,47
FASE 2	AF	261,03	24,53	10,64
	EF S	20,46	10,06	2,03
	EF C	19,51	9,27	2,11
	EF F	17,87	9,41	1,90
FASE 3	AF	241,83	27,27	8,87
	EF S	14,96	15,65	0,96
	EF C	15,87	15,91	1,00
	EF F	17,72	16,42	1,08

Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final; DQOt = Demanda química de oxigênio total (mg L^{-1}); NT = nitrogênio total (mg L^{-1}).

Fonte: Autoria própria (2023).

Os valores foram inferiores a 3,0, o que justifica a baixa variação de remoção de nitrato encontrada nas amostras de efluente de todas as fases.

Tan et al. (2020) analisaram a influência da relação DQO/NT no *tidal flow* na remoção de nitrogênio. Foram utilizados como objetos de pesquisa dois sistemas de WCTF plantados com *Canna indica* L., um deles (SC-TFWC) foi preenchido com xisto e o outro com alumina ativada (AA-TFWC).

O experimento teve cinco fases, sendo que nas três primeiras foram variadas as relações DQO/NT, na quarta a temperatura e na última o “fluxo de maré”. As fases I, II e III operaram com 10 horas de sistema cheio e 2 horas de sistema vazio, porém com DQO/NT diferentes, sendo elas de 1, 3 e 6, respectivamente. Na fase IV as relações DQO/NT e inundação/drenagem se mantiveram iguais as da fase III, mas o sistema foi operado em temperaturas menores (7,1 a 12,7°C). Na fase V, a relação DQO/NT manteve-se 6, sendo que a mudança ocorreu na operação *tidal flow*, com a inserção de recirculação, onde o sistema ficou cheio por 5 horas, teve uma recirculação ficando cheio por mais 5 horas e posteriormente ficou drenado por 2 horas.

Os autores perceberam que, com o aumento da relação DQO/NT, as taxas médias de remoção de DQO também aumentaram, o que indica que uma maior quantidade de carbono disponível foi consumida para promover a desnitrificação.

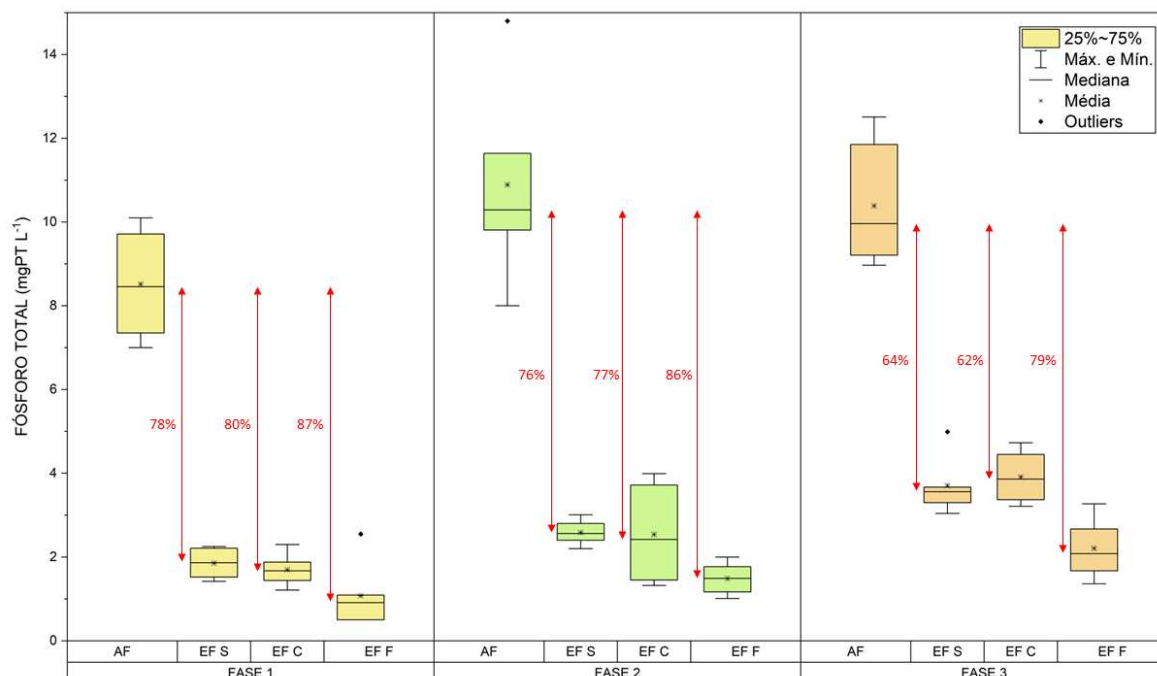
Além disso, com o aumento de DQO/NT a remoção de nitrogênio amoniacal aumentou e houve menor acúmulo de nitrogênio total. Esses resultados apresentados pelos autores, indicaram que o residual de NH_4 na fase I de baixa relação DQO/NT, foi principalmente devido ao esgotamento da fonte de carbono orgânico no processo de nitrificação heterotrófica.

Na presente pesquisa é possível observar acúmulo de nitrito em todas as fases para o efluente final, principalmente na fase 2 onde o acúmulo chegou a 540%. Isso interfere diretamente na remoção de nitrogênio total, sendo que na mesma fase, o NT teve eficiência de remoção superior quando comparado as demais fases (65%).

5.2.9 Remoção de matéria fosforada

Os valores de fósforo total para as fases 1, 2 e 3 estão representados na Figura 28, bem como suas eficiências de remoção em relação ao afluente.

Figura 28 - Variação dos valores de fósforo total nas fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h) e suas eficiências de remoção



Legenda: AF = Afluente; EF S = Efluente sem aeração; EF C = Efluente com aeração; EF F = Efluente final.

Fonte: Autoria própria (2023).

Na fase 1, os valores médios de fósforo total para afluente, efluente com aeração, efluente sem aeração e efluente final foram de 8,52, 1,86, 1,70 e 1,08 mg L⁻¹, respectivamente, apresentando uma maior eficiência de remoção no efluente

final (87%). Nessa fase, diferença significativa entre os valores de efluente sem aeração e efluente final foi encontrada (p -valor = 0,04592). Na fase 2, a eficiência de remoção de fósforo atingiu 86%. O valor de afluente ficou entre 9,81 e 11,64 mg L⁻¹, e os efluentes tiveram valores médios de 2,59 mg L⁻¹ (EF S), 2,54 mg L⁻¹ (EF C) e 1,49 mg L⁻¹ (EF F), sendo os valores de efluente sem e com aeração apresentaram diferença significativa em relação ao efluente final.

A fase 3 apresentou comportamento semelhantes às outras duas fases, tendo uma eficiência de remoção maior no efluente final, chegando a 79%. O valor de afluente obteve média de 10,39 mg L⁻¹, e os efluentes de 3,71, 3,9 e 2,21 mg L⁻¹ para efluente sem aeração, com aeração e final, respectivamente. Nessa fase, a comparação estatística entre os valores de efluente sem aeração e efluente final apresentou diferença significativa (p -valor = 0,01431), bem como entre efluente com aeração e efluente final (p -valor = 0,00298).

Ilyas e Masih (2018) analisaram os efeitos de diferentes formas de aeração em *wetlands* construídos para remoção de fósforo. Os autores citam como método de inserir oxigênio a operação do sistema em *tidal flow*, a utilização de aeração artificial e a recirculação, três métodos utilizados na presente pesquisa.

Zapater-Pereyra et al. (2015) analisaram três sistemas de *wetlands* construídos, todos com areia e cascalho como meio suporte, plantados com *P. australis* e duas formas de fluxo, sendo o fluxo horizontal na parte inferior e o fluxo vertical na superior. O que diferenciou os três sistemas foi a operação, sendo que um deles em *tidal flow*, outro com fundo saturado e por último um com drenagem contínua. Como resultado os autores encontraram uma remoção de fósforo de 61% no sistema *tidal flow*, sendo que o fluxo vertical contribui com 50% e o fluxo horizontal com os outros 11%. Também foi observado que a remoção aumentou 22% em relação às operações sem *tidal flow*, indo de 39% para 61%, fato explicado pela manipulação do potencial de oxirredução provocado pela operação em tides.

Ilyas e Masih (2018) também analisaram um estudo realizado por Trevis et al (2012), onde foi observada uma remoção de adicional de fósforo de 14% quando comparados *wetlands* construídos sem recirculação e com recirculação, indo de 59% para 73% de remoção.

Marcelino (2020) encontrou valores satisfatórios de remoção de fósforo em meio suporte de fragmentos e tijolo (87%) quando comparado a meios suportes de argila expandida e porcelanato. A adsorção em tijolos de argila foi o principal

processo da remoção de fósforo total, tendo uma capacidade de adsorção de 120 mgPO₄ kg⁻¹.

Roth et al. (2021) encontraram eficiências médias de remoção de matéria fosforada de 79%, 72%, 53% e 28% para tempos de cheia de 48 h, 36 h, 24 h e 12 h, respectivamente. O autor conclui que o tempo de cheia foi um dos fatores limitantes na remoção de fósforo, visto que foram verificadas diferenças significativas entre as fases.

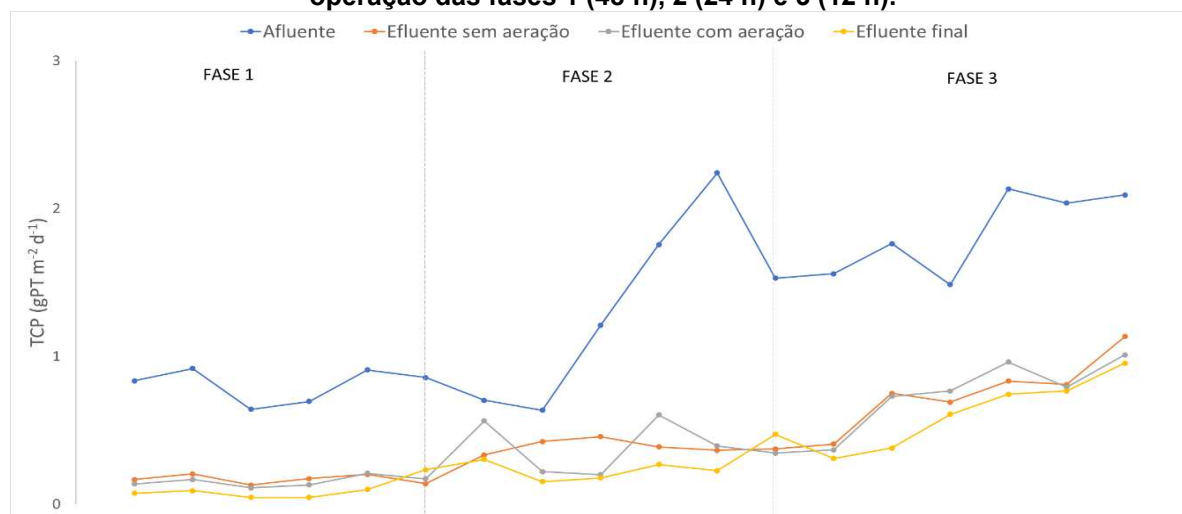
Pacheco (2022) obteve valores de eficiência de remoção de fósforo de 28% e 38% para as fases I (12 h/12 h) e II (20 h/4 h) com uma única *tide*. Para as fases de duas *tides*, III (6 h/6 h/6 h/6 h) e IV (10 h/2 h/10 h/2 h), os valores foram de 65% e 64%, respectivamente. Portanto, a autora percebeu o aumento da eficiência de remoção em função do aumento da taxa de carregamento provocada pelo aumento de *tides*.

Svenar (2023), observou valores de eficiência de remoção de fósforo total em WCTF de 63% e 73% para uma *tide*, com tempos de cheia/repouso de 48 h/12 h e 36 h/12 h, respectivamente. Além disso, foram encontrados valores de eficiência de remoção de fósforo para duas *tides* de 6h/6h, sendo a fase III sem oxigenação e com eficiência de 68% e a fase IV com oxigenação e eficiência de 78%.

Na presente pesquisa, em todas as fases é possível observar um aumento da eficiência de remoção após a inserção de ar no efluente e a sua recirculação para o sistema, visto que o maior valor de eficiência de remoção foi encontrado nos efluentes finais de todas as fases. Para esse parâmetro, percebe-se a influência do tempo de cheia em sua remoção, pois diferenças significativas são encontradas na fase 3 em relação as fases 1 e 2, onde o tempo de cheia foi maior, 48 e 24 horas, respectivamente.

A taxa de carregamento ao longo do período em termos de fósforo total está representada na Figura 29.

Figura 29 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de PT durante o tempo de operação das fases 1 (48 h), 2 (24 h) e 3 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2023).

A eficiência de remoção apresentou valor menor para o tempo de cheia de 12 horas quando comparado aos valores das fases anteriores. Nas fases 1 e 2, os valores de eficiência de remoção atingiram 87 e 86%, respectivamente, sendo que em ambas as fases esse valor foi encontrado no efluente final. Na fase 3, o valor máximo de eficiência de remoção foi encontrado também no efluente final e foi de 79%. Assim como para o nitrogênio, para o fósforo os valores efluentes aumentam conforme a taxa de aplicação afluente aumenta.

Lima (2018) e Cabral (2019) analisaram a capacidade adsorptiva de fósforo em fragmentos de cerâmica vermelha. Ambos os autores, concluíram que o fósforo é mais rapidamente adsorvido nas primeiras 24 horas, sendo que a velocidade de adsorção diminui no intervalo de 24 a 72 h. Assim como, Gu et al. (2013) encontraram resultados de remoção de 90% em cerâmica vermelha, resultando em uma adsorção máxima de $0,3 \text{ mg g}^{-1}$ após 48 horas de experimento.

Portanto, a baixa remoção de fósforo na fase 3, onde o tempo de cheia do WCTF foi de 12 horas, pode ser explicada pela baixa capacidade de adsorção de fósforo no meio suporte utilizado, mas principalmente pela influência do tempo de cheia, visto que, nas fases anteriores o mesmo meio suporte foi utilizado e as eficiências de remoção foram superiores. Entre os fatores que interferem na remoção de PT em WC podem estar a alta taxa de carregamento aplicada no sistema, a capacidade de adsorção da cerâmica vermelha e o período em que PT fica em contato com o meio filtrante (JIA et al., 2010; TAN et al., 2019; LI, WU e DONG, 2015).

6 CONCLUSÕES

A pesquisa mostrou resultados satisfatórios em termos de DQO, onde as eficiências foram superiores a 90%, não apresentando diferença significativa entre as fases, ou seja, a diferença no tempo de cheia entre as fases não foi um fator que influenciou na remoção de matéria carbonácea. Porém, a inserção de aeração artificial e a recirculação no WCTF podem ter sido mecanismos que favoreceram o ambiente para a remoção de DQO, visto que, resultados inferiores para o mesmo tempo de cheia e meio suporte foram encontrados por outros autores.

Todas as fases obtiveram valores superiores de remoção de matéria fosforada após a inserção de aeração no efluente e a recirculação, sendo que na fase 3, onde o tempo de cheia foi de 12 h, o valor de eficiência de remoção de fósforo foi o menor quando comparado as demais fases, fator que se explica pela baixa adsorção desse parâmetro no meio suporte escolhido (cerâmica vermelha), mas, principalmente, pelo tempo de cheia aplicado, visto que para o mesmo meio suporte as fases 1 e 2 apresentaram resultados de eficiência de remoção superiores.

Resultados de remoção de matéria nitrogenada em termos de NTK e N-Amon puderam ser observados, apresentando uma menor eficiência de remoção na fase 3 para ambos os parâmetros, mostrando que o tempo de cheia influenciou na remoção. Nas três fases não houve mudança significativa nos valores de nitrato (N-NO_3^-). Já para os valores de nitrito (N-NO_2^-) pode-se observar um aumento expressivo no efluente final da fase 1, justificado pela alta remoção de NH_4^+ , na respectiva fase, onde o processo de nitrificação foi favorecido pela concentração elevada de oxigênio dissolvido no efluente.

Portanto, a partir da análise dos resultados obtidos é possível perceber que a adição de aeração no efluente e o consequente aumento da concentração de oxigênio dissolvido, favoreceu o processo de nitrificação e, principalmente, a remoção de matéria fosforada. A alternância entre ambientes aeróbios e anaeróbios ocasionado pelo *tidal flow*, favoreceu a desnitrificação no WCTF, já que esse processo ocorre em ambiente anaeróbio.

O tempo de cheia se apresentou como um fator de influência direta na remoção de nutrientes. Na fase 1, onde o tempo de cheia foi maior (48 h), o processo de nitrificação foi o mais favorecido, onde houve o aumento de nitrito após

a aeração e recirculação e, conseqüentemente, uma maior eficiência de remoção de NTK e N-Amon. Portanto, analisando as eficiências de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada, o maior tempo de contato do efluente com o meio suporte contribui para uma maior remoção.

Como a remoção de fósforo total em wetlands ainda é um tema pouco explorado, sugere-se para pesquisas futuras, estudos que envolvam períodos de cheia superiores a 48 horas, outros materiais de meio suporte e menores taxas de carregamento, onde o processo de adsorção seja favorecido e seja possível analisar a eficiência de remoção de PT em *wetlands* construídos *tidal flow*.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, HHB. Avaliação de um Sistema de Tratamento de Águas Residuárias por *Wetland* Construído com Fase Aerada. **Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade, EACH-USP, São Paulo**, 2015.
- AUSTIN, David. Influence of cation exchange capacity (CEC) in a *tidal flow*, flood and drain wastewater treatment *wetland*. **Ecological Engineering**, v. 28, n. 1, p. 35-43, 2006.
- AUSTIN, Gary; YU, Kongjian. **Constructed *wetlands* and sustainable development**. Routledge, 2016.
- ÁVILA, Cristina et al. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed *wetland* system for wastewater treatment and reuse. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 108-116, 2015.
- BAETTKER, Ellen Caroline et al. Materiais alternativos como substrato de filtros anaeróbios para tratamento de esgoto sanitário sintético. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, p. 1091-1102, 2018.
- BANG, Woo Hyuck et al. Effects of hydraulic loading rate and organic load on the performance of a pilot-scale hybrid VF-HF constructed wetland in treating secondary effluent. **Chemosphere**, v. 218, p. 232-240, 2019.
- CABRAL, Lucas Lacerda. **Adsorção e dessorção de fósforo em solução aquosa, em cerâmica vermelha sem e com pré-ativação química e termoquímica**. 2019. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- CARVALHO, Karina Querne de. **Resposta dinâmica de reator UASB em escala piloto submetido a cargas orgânicas e hidráulicas cíclicas: modelos matemáticos e resultados experimentais**. 2006. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.
- CEVE, Abel. **Avaliação de *wetland* construído de fluxo subsuperficial horizontal para o tratamento de esgoto sanitário**. 2015. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- CHAND, Naveen; KUMAR, Kapil; SUTHAR, Surindra. Enhanced wastewater nutrients removal in vertical subsurface flow constructed *wetland*: effect of biochar addition and *tidal flow* operation. **Chemosphere**, v. 286, p. 131742, 2022.
- CHAND, Naveen; SUTHAR, Surindra; KUMAR, Kapil. 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.
- CHANG, Yongjiang et al. Dynamics of nitrogen transformation depending on different operational strategies in laboratory-scale *tidal flow* constructed *wetlands*. **Science of the total environment**, v. 487, p. 49-56, 2014.
- CLAESSENS, Michiel et al. Emerging contaminants in Belgian marine waters: single toxicant and mixture risks of pharmaceuticals. **Marine pollution bulletin**, v. 71, n. 1-2, p. 41-50, 2013.

DA SILVA, Kaio Masiel Dema et al. Caracterização físico-química da fibra de coco verde para a adsorção de metais pesados em efluente de indústria de tintas. **Engevista**, v. 15, n. 1, p. 43-50, 2013.

DE ARAÚJO, Paulo Roberto Fernandes. MODELAGEM DE OXIGÊNIO DISSOLVIDO NO CÓRREGO SALOBINHA, MONTES CLAROS DE GOIÁS. 2013

DE ARAÚJO, Ronaldo Kanopf; WOLFF, Delmira Beatriz; CARISSIMI, Elvis. Fármacos em águas residuárias: efeitos ambientais e remoção em *wetlands* construídos. **A Revista DAE é classificada pelo QUALI/CAPES como periódico B2 na área de engenharia 1 e está adicionada/indexada nas seguintes bases**, v. 67, 2019.

DE MATOS, Antonio Teixeira; DA SILVA FREITAS, Wallison; MONACO, Paola Alfonsa Vieira Lo. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambiente & Água-An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 5, n. 2, p. 119-132, 2010.

DE PAOLI, Andre Cordeiro. Análise de desempenho e comportamento de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos. 2010.

DECEZARO, Samara T. et al. Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland. **Science of the total environment**, v. 668, p. 988-995, 2019.

DECEZARO, Samara Terezinha et al. Potencial de nitrificação/desnitrificação de tanque séptico e *wetland* construído com recirculação no tratamento descentralizado de esgoto de empreendimento habitacional. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 26, p. 721-730, 2021.

DOTRO, Gabriela et al. **Treatment wetlands**. IWA publishing, 2017.

FORGIARINI, Francisco Rossarolla; RIZZI, Elias Silveira. Eficiência de diferentes macrófitas na remoção da matéria Orgânica biodegradável em '*wetland*' construído de fluxo Vertical em clima subtropical. **Ciência & Engenharia**, v. 25, n. 2, p. 79-86, 2016.

GUO, Luchen et al. Removal of organic matter, nitrogen and faecal indicators from diluted anaerobically digested slurry using *tidal flow* constructed *wetlands*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, p. 5486-5496, 2017.

HAMISI, Rajabu et al. Performance of a *tidal flow* constructed *wetland* used for post-treatment of on-site wastewater in cold climate. **Journal of Water Process Engineering**, v. 47, p. 102679, 2022.

HAN, Zhenfeng et al. Nitrogen removal of anaerobically digested swine wastewater by pilot-scale *tidal flow* constructed *wetland* based on in-situ biological regeneration of zeolite. **Chemosphere**, v. 217, p. 364-373, 2019.

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

ILYAS, Huma; MASIH, Ilyas. The effects of different aeration strategies on the performance of constructed *wetlands* for phosphorus removal. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 6, p. 5318-5335, 2018.

ILYAS, Huma; MASIH, Ilyas. The performance of the intensified constructed *wetlands* for organic matter and nitrogen removal: A review. **Journal of environmental management**, v. 198, p. 372-383, 2017.

JIA, Wenlin et al. Nitrous oxide emissions from surface flow and subsurface flow constructed *wetland* microcosms: effect of feeding strategies. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1815-1821, 2011.

KAHL, Stefanie et al. Effect of design and operational conditions on the performance of subsurface flow treatment *wetlands*: Emerging organic contaminants as indicators. **Water research**, v. 125, p. 490-500, 2017.

KAN, Peiyong et al. Satellite taxa regulated the response of constructed wetlands microeukaryotic community to changing hydraulic loading rate. **Science of The Total Environment**, v. 863, p. 160742, 2023.

KIPERSTOK, Asher et al. Caracterização, tratamento e gerenciamento de subprodutos de correntes de esgotos segregadas e não segregadas em empreendimentos habitacionais. 2019.

KIZITO, Simon et al. Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed *wetland* columns: role of media and tidal operation. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 197-205, 2017.

LEMONS, Israel Silva et al. Avaliação do potencial metanogênico em reatores em batelada tratando esgoto sintético em diferentes condições: biomassa de crescimento disperso e aderido. 2019.

LI, Jing et al. Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed *wetland*: intermittent aeration and *tidal flow*. **Chemosphere**, v. 223, p. 366-374, 2019.

LI, Linlin et al. Comparison of nitrogen removal performance and mechanism from low-polluted wastewater by constructed wetlands with two oxygen supply strategies: Tidal flow and intermittent aeration. **Chemosphere**, v. 313, p. 137364, 2023.

LI, Qiming et al. The negative effect of the high pH of waste concrete in constructed *wetlands* on COD and N removal. **Journal of Water Process Engineering**, v. 51, p. 103356, 2023.

LI, Xiuqing; CUI, Jun; PEI, Yuansheng. Granulation of drinking water treatment residuals as applicable media for phosphorus removal. **Journal of environmental management**, v. 213, p. 36-46, 2018.

LIMA, Mateus Xavier de et al. **Performance de diferentes substratos em sistemas de *wetlands* construídos no tratamento de efluente sintético em condições subtropicais**. 2018. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

LIU, Huaqing et al. Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed *wetlands*: a review. **Bioresource Technology**, v. 214, p. 797-805, 2016.

- LIU, Jian et al. Effects of flow mode on the performance and microbial community in *tidal flow* constructed *wetland* treating mariculture wastewater. **Journal of Water Process Engineering**, v. 47, p. 102850, 2022.
- LIU, Minghui et al. How substrate influences nitrogen transformations in *tidal flow* constructed *wetlands* treating high ammonium wastewater?. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 478-486, 2014.
- LIU, Xianjing et al. Intensified pharmaceutical and personal care products removal in an electrolysis-integrated *tidal flow* constructed *wetland*. **Chemical Engineering Journal**, v. 394, p. 124860, 2020.
- LOPES, Paula Tatiany Mendes et al. **Wetlands construídos verticais de fluxo ascendente integrado com célula combustível microbiana aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. 2021. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- MA, Rui et al. Efficient removal of nitrogen from tidal flow constructed wetlands based on the in-situ zeolite regeneration: Measures and mechanisms. **Chemical Engineering Journal**, v. 458, p. 141298, 2023.
- MA, Yuhui et al. Iron scraps enhance simultaneous nitrogen and phosphorus removal in subsurface flow constructed *wetlands*. **Journal of hazardous materials**, v. 395, p. 122612, 2020.
- MARCELINO, Gabriela Ribeiro et al. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138771, 2020.
- MARCELINO, Gabriela Ribeiro et al. Construction waste as substrate in vertical subsuperficial constructed wetlands treating organic matter, ibuprofenhene, acetaminophen and ethinylestradiol from low-strength synthetic wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 728, p. 138771, 2020.
- MAZUCATO, Valéria Sun Hwa et al. Comportamento de *wetland* construído de fluxo vertical com fundo parcialmente saturado na remoção de matéria orgânica nitrogenada e fósforo. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 8, p. 56506-56520, 2020.
- MELLO, Débora de. **Comparativo da eficiência de tratamento de esgoto sanitário bruto e pós-reator UASB, em sistema piloto de *Wetland* construído com *Pontederia Parviflora Alexander***. 2013. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.
- MENDES, Thiago Augusto et al. Avaliação de diferentes técnicas de medição do oxigênio dissolvido para o saneamento básico. *Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science*, v. 10, n. 1, p. 406-426, 2021.
- MESQUITA, Tayane Cristiele Rodrigues. Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios. 2019.
- METCALF, L.; EDDY, H. Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery. 5. ed. United States: McGraw-Hill Education, 2014.

METCALF, Leonard; EDDY, Harrison P.; TCHOBANOGLIOUS, Georg. **Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse**. New York: McGraw-Hill, 1991.

MOCELIN, Chaiane Mara. Potencial emprego de macrófitas na remoção de nitrogênio e fósforo em águas residuárias no Rio Grande do Sul. 2021.

MYANMAR, Nepal; AMERICA, South. *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. **Bulletin OEPP/EPPO Bulletin**, v. 46, n. 1, p. 8-13, 2016.

NHAPI, I. A framework for the decentralised management of wastewater in Zimbabwe. *Physics and Chemistry of the Earth*, v. 29, n. 15–18, p. 1265–1273, 2004.

NUNES, Amanda Silva et al. **Wetlands construídos empregados para remoção de fósforo de esgoto sanitário**. 2020. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

NUNES, Amanda Silva; COSTANZI, Ricardo Nagamine. Meios suportes para remoção de fósforo em *wetlands* construídos. **Vitório ES**, v. 23.

OLIVEIRA JÚNIOR, José Lima. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. **Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa**. Campina Grande: EDUEPB, p. 213-232, 2013.

OLIVEIRA, Danielle Martins Cassiano de et al. **Sistema alagado construído como pós-tratamento do flotor de indústria de laticínios**. 2017. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

PACHECO, Amanda et al. **Avaliação do tempo de inundação/drenagem de um sistema *wetland* tipo tidal-flow no tratamento de esgoto sanitário sintético**. 2022. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

PAL, Amrita et al. Impacts of emerging organic contaminants on freshwater resources: review of recent occurrences, sources, fate and effects. **Science of the total environment**, v. 408, n. 24, p. 6062-6069, 2010.

PANG, Qingqing et al. Functional genera for efficient nitrogen removal under low C/N ratio influent at low temperatures in a two-stage *tidal flow* constructed *wetland*. **Science of The Total Environment**, v. 804, p. 150142, 2022.

PANG, Yunmeng et al. Cold temperature effects on long-term nitrogen transformation pathway in a *tidal flow* constructed *wetland*. **Environmental science & technology**, v. 49, n. 22, p. 13550-13557, 2015.

PELLISSARI, Catiane et al. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed *wetlands*. *Water Research*, v. 141, p. 185-195, 2018.

PIVELI, Roque Passos. Curso: "Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos". <http://www.ebah.com.br/content/ABAAAAPBcAD/fasciculo-10-oxigenio-dissolvido-materia-organica#>>. Acesso em maio 2023, v. 21, n. 05, p. 2015, 2000.

PIVELI, Roque Passos. Tratamento de esgotos sanitários. **Brasil: S/I**, 2004.

POÇAS, Cristiane Dias. **Utilização da tecnologia de *wetlands* para tratamento terciário: controle de nutrientes**. 2015. Tese de Doutorado. Universidade de São Paulo.

RAHMAN, Md Ekhlaur et al. Design, operation and optimization of constructed *wetland* for removal of pollutant. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 17, n. 22, p. 8339, 2020.

ROSENDO, João Carlos Macedo; DA PAZ, Gilvan Moreira; ROSENDO, André. Constructed *wetlands* applied on domestic wastewater for decentralized systems: concepts, processes, modalities, combinations and enhancements; a review. **Reviews in Environmental Science and Bio/Technology**, v. 21, n. 2, p. 371-397, 2022.

ROTH, Jonar Johannes et al. 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.

ROTH, Jonar Johannes et al. **Influência do tempo de cheia em um sistema de *wetland* construído *tidal flow* tratando água de córrego antropizado na remoção de poluentes e na comunidade bacteriana**. 2020. Dissertação de Mestrado. Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

SAEED, Tanveer et al. Organic media-based two-stage traditional and electrode-integrated *tidal flow wetlands* to treat landfill leachate: Influence of aeration strategy and plants. **Journal of Environmental Management**, v. 330, p. 117253, 2023.

SÁNCHEZ, G. C. et al. Rol de macrófitas en la remoción de contaminantes de un lixiviado de relleno sanitario utilizando un *wetland* construído subsuperficial. **Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET)**, 2013.

SANTOS, Bárbara Luiza Brandenburg dos. Desenvolvimento da ecotecnologia dos *wetlands* construídos aplicados para o tratamento descentralizado de efluentes nos últimos 30 anos. 2018.

SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C. *Wetlands* construídos como ecotecnologia para tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras. 2021.

SEZERINO, Pablo Heleno et al. Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed *wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical. 2006.

SEZERINO, Pablo Heleno et al. *Wetlands* construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção. **Fundação Nacional de Saúde FUNASA/Copiart, Florianópolis**, 2018.

SILVA, Selma Cristina da. "*Wetlands* construídos" de fluxo vertical com substrato de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. 2007.

SILVA, Selma Cristina; RAMOS, Maria Lucrecia Gerosa; BERNARDES, Ricardo Silveira. Remoção de sais em *wetlands* construídos no tratamento de esgotos domésticos primário. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, p. 125-138, 2018.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos.**

STEFANAKIS, Alexandros I. (Ed.). Constructed *wetlands* for industrial wastewater treatment. 2018.

TAN, Xu et al. 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, Xu et al. 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.

TORRES, P. Desempenho de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) de bancada no tratamento de substrato sintético simulando esgotos sanitários, 1992. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) – Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos, 1992.

TRAVIS, Micheal J.; WEISBROD, Noam; GROSS, Amit. Decentralized *wetland*-based treatment of oil-rich farm wastewater for reuse in an arid environment. **Ecological Engineering**, v. 39, p. 81-89, 2012.

VASCONSELLOS, Gabriel Rodrigues. Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial. 2015.

VON SPERLING, Marcos; SEZERINO, Pablo H. DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO BRASIL. DOCUMENTO DE CONSENSO ENTRE PESQUISADORES E PRATICANTES. **Boletim Wetlands Brasil**, p. 65, 2018.

VYMAZAL, Jan. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **Science of the total environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

VYMAZAL, Jan. The use constructed *wetlands* with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological engineering**, v. 35, n. 1, p. 1-17, 2009.

WANG, Jiaxi et al. The efficiency of full-scale subsurface constructed wetlands with high hydraulic loading rates in removing pharmaceutical and personal care products from secondary effluent. **Journal of Hazardous Materials**, v. 451, p. 131095, 2023.

WANG, Tong et al. Assessment of a field *tidal flow* constructed *wetland* in treatment of swine wastewater: life cycle approach. **Water**, v. 10, n. 5, p. 573, 2018.

WANG, Zhen et al. Screening of phosphate-removing substrates for use in constructed *wetlands* treating swine wastewater. **Ecological Engineering**, v. 54, p. 57-65, 2013.

WU, Haiming et al. A review on the sustainability of constructed *wetlands* for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource technology**, v. 175, p. 594-601, 2015.

WU, Haiming et al. Intensified organics and nitrogen removal in the intermittent-aerated constructed *wetland* using a novel sludge-ceramsite as substrate. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 101-107, 2016.

WU, Shubiao et al. Development of constructed *wetlands* in performance intensifications for wastewater treatment: a nitrogen and organic matter targeted review. **Water research**, v. 57, p. 40-55, 2014.

WU, Shubiao et al. Evaluation of a lab-scale *tidal flow* constructed *wetland* performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 11, p. 1789-1795, 2011.

XU, Rui et al. Effects of different substrates on nitrogen and phosphorus removal in horizontal subsurface flow constructed *wetlands*. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, p. 16229-16238, 2019.

ZAMORA-CASTRO, Sergio A. et al. Effect of ornamental plants, seasonality, and filter media material in fill-and-drain constructed *wetlands* treating rural community wastewater. **Sustainability**, v. 11, n. 8, p. 2350, 2019.

ZAPATER-PEREYRA, M. et al. Evaluation of the performance and space requirement by three different hybrid constructed *wetlands* in a stack arrangement. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 290-300, 2015.

ZHANG, D.; GERSBERG, R. M.; NG, W. J.; TAN, S. K. Removal of pharmaceuticals and personal care products aquatic plant-based systems: A review. **Ecological Engineering**, v. 184, p. 620-639. Jan. 2014.

ZHANG, Dong Qing et al. Batch versus continuous feeding strategies for pharmaceutical removal by subsurface flow constructed *wetland*. **Environmental Pollution**, v. 167, p. 124-131, 2012.

ZHANG, Nan et al. Impact analysis of hydraulic loading rate on constructed wetland: Insight into the response of bulk substrate and root-associated microbiota. **Water Research**, v. 216, p. 118337, 2022.

ZHANG, Quan et al. Effects of hydraulic loading rate and substrate on ammonium removal in tidal flow constructed wetlands treating black and odorous water bodies. **Bioresource Technology**, v. 321, p. 124468, 2021.

ZHANG, Tingfeng et al. Performance of tidal and non-tidal mangrove constructed *wetlands* in treating maricultural wastewater. **Water Science and Technology**, v. 85, n. 9, p. 2772-2785, 2022.

ZHENG, Hao et al. Performance and mechanism of falling water enhanced tidal flow constructed wetlands (F-TFCW) for rural grey water treatment. **Journal of Cleaner Production**, v. 404, p. 136969, 2023.

ZHI, Wei; JI, Guodong. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a *tidal flow* constructed *wetland* under C/N ratio constraints. **Water Research**, v. 64, p. 32-41, 2014.

ZHOU, Ming et al. 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.

ZHOU, Xu et al. Determination of the optimal aeration for nitrogen removal in biochar-amended aerated vertical flow constructed *wetlands*. **Bioresource technology**, v. 261, p. 461-464, 2018.