

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIA E TECNOLOGIA AMBIENTAL

JONAR JOHANNES ROTH

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

CURITIBA
2020

JONAR JOHANNES ROTH

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

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do grau de Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental, do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de concentração: Tecnologias e Processos Ambientais.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Karina Querne de Carvalho Passig

CURITIBA
2020

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação

Roth, Jonar Johannes

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 [recurso eletrônico] / Jonar Johannes Roth. - 2020.

1 arquivo texto (124 f.): PDF; 4,39 MB.

Modo de acesso: World Wide Web.

Título extraído da tela de título (visualizado em 13 abr. 2020).

Texto em português com resumo em inglês.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Curitiba, 2020.

Bibliografia: p. 110-122

1. Ciência e tecnologia - Dissertações. 2. Resíduos - Construção. 3. Águas residuais - Purificação - Filtração. 4. Tijolos. 5. Drenagem. I. Carvalho, Karina Querne de, orient. II. Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, inst. III. Título.

CDD: Ed. 23 -- 363.7

Biblioteca Ecoville da UTFPR, Câmpus Curitiba
Bibliotecária: Lucia Ferreira Littiere - CRB 9/1271
Aluna de Biblioteconomia: Josiane Manguiera

TERMO DE APROVAÇÃO DE DISSERTAÇÃO Nº 130

A Dissertação de Mestrado 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**, defendida em sessão pública pelo Candidato **Jonar Johannes Roth**, no dia 11 de março de 2020, foi julgada para a obtenção do título de Mestre em Engenharia, área de concentração: Tecnologias E Processos Ambientais, linha de pesquisa: Tratamento De Águas De Abastecimento E Residuárias, e aprovada em sua forma final, pelo Programa de Pós-Graduação em Ciência E Tecnologia Ambiental.

BANCA EXAMINADORA:

Prof^a. Dr^a. Karina Querne de Carvalho - Presidente - UTFPR

Prof. Dr. Fernando Hermes Passig - UTFPR

Prof^a. Dr^a. Catiane Pelissari - UFSC

A via original deste documento encontra-se arquivada na Secretaria do Programa, contendo a assinatura da Coordenação após a entrega da versão corrigida do trabalho.

Curitiba, 11 de março de 2020

ROTH, J. J. **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. 124 p. Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental (PPGCTA) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2020.

RESUMO

Neste estudo foi avaliado o comportamento de um sistema de *wetland* construído *tidal flow* (WCTF) operado sob variação do tempo de cheia na remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada e sua influência na composição da comunidade microbiana ao tratar as águas de um córrego antropizado. O WCTF (117 L) foi preenchido com fragmentos de blocos de cerâmica vermelha (44% de porosidade) e vegetado com a macrófita *Althernanthera philoxeroides* (32 plantas m⁻²). Após 94 dias de estabilização do sistema foram avaliadas quatro etapas operacionais com variação da carga hidráulica volumétrica aplicada de 4,68×10⁻², 5,85×10⁻², 7,8×10⁻² e 1,17×10⁻¹ m³ d⁻¹ nas etapas E1 (48 h cheio/ 12 h vazio), E2 (36 h cheio/ 12 h vazio), E3 (24 h cheio/ 12 h vazio) e E4 (12 h cheio/ 12 h vazio), respectivamente. Não foi identificada diferença significativa ($p > 0,05$) nas eficiências de remoção da DQO bruta (66 a 94%), DQO filtrada (57 a 93%), NTK (60 a 86%), N-Amon (58 a 87%) e NT (53 a 78%) entre as etapas. As concentrações médias do nitrito e nitrato nas amostras do efluente das quatro etapas foram inferiores a 0,016 mg L⁻¹ e 5,76 mg L⁻¹, respectivamente. Elevada remoção de PT foi obtida em 48 h de cheia, com média de 79%. A taxa de carregamento orgânico em termos de PT foi um fator limitante na sua remoção, que reduziu gradativamente com a redução do tempo de cheia e variou de 16 a 84%. A conversão de carbono e nitrogênio possivelmente realizada por bactérias do filo *Proteobacteria* (classes *Alpha*, *Beta* e *Gamma*) em 48 h e 36 h de cheia, pode ter sido desempenhada por bactérias de *Proteobacteria* e *Acidobacteria* em 24 h e 12 h, entre outros táxons identificados em menores percentagens como *Nistrospira*, envolvido na remoção de nitrogênio. A estrutura da comunidade bacteriana foi influenciada pelo tempo de cheia, mas a interação entre os microrganismos nas Etapas E1, E2, E3 e E4 propiciou similar desempenho na remoção da matéria orgânica em termos de DQO e NT. No balanço de massa foi observado que a *A. philoxeroides* foi responsável pela remoção de 2,1% de NT e 2,7% de PT do total removido pelo sistema, e o baixo desempenho da macrófita foi atribuído à alimentação intermitente. A remoção total do NT pelo sistema foi de 65,10%, atribuído principalmente à adsorção no material filtrante e ao metabolismo microbiano durante o repouso do leito, período no qual o ar atmosférico preenchia os poros do sistema.

Palavras-chaves: resíduos da construção civil, tijolo, enchimento e drenagem, sequenciamento de nova geração.

ROTH, J. J. **INFLUENCE OF FLOODED TIME IN A TIDAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND TREATING ANTHROPIZED STREAM WATER IN THE POLLUTANTS REMOVAL AND THE BACTERIAL COMMUNITY**. 2020. 124 p. Graduate Program in Environmental Science and Technology (PPGCTA) - Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2020.

ABSTRACT

In this study, the behavior of a Tidal flow Constructed Wetland (TFCW) under variation of the flood time in the removal of carbonaceous, nitrogenous and phosphorous matter and its influence on microbial community structure when treating anthropized stream water was evaluated. The WCTF (117 L) was filled with fragments of red ceramic blocks (44% porosity) and vegetated with the macrophyte *Althernanthera philoxeroides* (32 plants m⁻²). After 94 days of system stabilization, four operational stages were evaluated with volumetric hydraulic loads of 4,68×10⁻², 5,85×10⁻², 7,8×10⁻² e 1,17×10⁻¹ m³ d⁻¹ in stages E1 (48 h full / 12 h empty), E2 (36 h full / 12 h empty), E3 (24 h full / 12 h empty) and E4 (12 h full / 12 h empty), respectively. No significant difference was observed (p> 0.05) in the removal efficiencies of raw COD (66 to 94%), filtered COD (57 to 93%), TKN (60 to 86%), N-Amon (58 to 87 %) and TN (53 to 78%) between stages. The average concentrations of nitrite and nitrate in the samples of the effluent from the four stages were lower than 0.016 mg L⁻¹ and 5.76 mg L⁻¹, respectively. High PT removal was obtained in 48 h of the flood, with an average of 79%. The organic loading rate in terms of PT was a limiting factor in the removal of PT, which reduced along with the reduction of flood time and varied from 16 to 84%. The conversion of carbon and nitrogen possibly carried out by bacteria of the phylum *Proteobacteria* (classes *Alpha*, *Beta* and *Gamma*) in 48 h and 36 h of the flood, may have been performed by bacteria of *Proteobacteria* and *Acidobacteria* in 24 h and 12 h, among others identified in smaller percentages like *Nistrospira*, involved in nitrogen removal. The bacterial community structure was influenced by the time of flood, but the interaction between microorganisms in Stages E1, E2, E3 and E4 provided a similar performance in the removal of organic matter in terms of COD and NT. In the mass balance was observed that *A. philoxeroides* was responsible for the removal of 2.1% of the TN and 2.7% of the TP from the total removed by the system, and the low performance of macrophyte was attributed to the intermittent feeding. The total removal of TN by was 65.1%, mainly attributed to adsorption in the filtering material and microbial metabolism during bed rest, a period in which atmospheric air filled the pores of the system.

Key-words: civil construction waste, brick, fill and drain, high-throughput sequencing.

*“Aprendi... que só existe um plano que
pode dar errado: Aquele que não
está nos planos de Deus.”*

Edna Andrade

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à Deus, pois sem sua presença nada faria sentido. A realização deste trabalho só foi possível pois recebi incentivo e apoio de pessoas que Deus colocou no meu caminho. Espero ter sido uma bênção na vida delas, como elas foram na minha. Minha gratidão...

Aos meus pais, por todo o amor, suporte e incentivo que me ofereceram durante todas as etapas da minha vida, ao meu irmão e cunhada, que me acolheram e se fizeram presentes durante a realização do mestrado.

À minha orientadora Prof.^a Karina Querne de Carvalho por me aceitar como coorientado e me oferecer a oportunidade de crescimento pessoal e profissional, pelos ensinamentos e direcionamentos durante o desenvolvimento deste trabalho. Obrigado por me incentivar a fazer o meu melhor.

À Prof.^a Catiane Pelissari e ao Prof.^o Fernando Hermes Passig por contribuírem em diferentes etapas da elaboração e melhoria deste trabalho, sempre presentes e dispostos a compartilhar seus conhecimentos.

À UTFPR juntamente com seus professores, técnicos e servidores responsáveis por fornecer recursos, serviços e infraestrutura que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho. Ao Alexandre José Gonçalves pelo auxílio nas análises no MEV e EDS no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) do Departamento Acadêmico de Mecânica da UTFPR – Curitiba. E ao técnico Felipe Peretto por auxiliar na obtenção e preparo de materiais.

A todos que conheci e que estiveram ao meu lado neste período, me incentivando com otimismo, sorrisos e gargalhadas e tornaram os momentos difíceis em momentos de leveza, questionamentos em respostas e dúvidas em certezas.

À 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).

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

“Se o dinheiro for a sua esperança de independência, você jamais a terá. A única segurança verdadeira consiste numa reserva de sabedoria, de experiência e de competência.”

(Henry Ford)

*“Consagre ao Senhor
tudo o que você faz,
e os seus planos serão bem-sucedidos.”*

Provérbios 16:3

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas	21
Figura 2 - Arranjos de sistemas de WC de acordo com o sentido e tipo de escoamento	23
Figura 3 - Desenho esquemático do modelo originalmente proposto de WCTF	25
Figura 4 - Sistema de WC Francês	26
Figura 5 - Efeito de três estratégias de <i>Tidal Flow</i> nas concentrações de N-amon e Nitrito	30
Figura 6 - Representação gráfica de <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.....	35
Figura 7 - Fluxograma metodológico	37
Figura 8 - Representação gráfica do corte de perfil do sistema de WCTF	38
Figura 9 - Desenho esquemático do leito de WCTF.....	39
Figura 10 - Estrutura das colunas de amostragens e poço de monitoramento.	40
Figura 11 - Etapas de implementação do leito do sistema.....	41
Figura 12 - Perfil das camadas de materiais filtrantes.....	42
Figura 13 - <i>A. Philoxeroides</i> coletada e após período de adaptação.	43
Figura 14 - Exemplos de cortes dos propágulos de <i>A. philoxeroides</i> selecionados para plantio	44
Figura 15 - Etapa de plantio dos propágulos de <i>A. philoxeroides</i>	44
Figura 16 - Etapas operacionais avaliadas no sistema de WCTF	45
Figura 17 - Representação gráfica do sistema de WCTF com indicação dos pontos amostrais.....	48
Figura 18 - Fotomicrografias da superfície interna e externa de fragmentos de blocos cerâmicos	55
Figura 19 - Variação da temperatura atmosférica e temperatura do líquido a 15 e 40 cm abaixo da superfície durante os períodos de cheia nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	67
Figura 20 - Variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluente nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	68
Figura 21 - Variação dos valores do POR nas amostras do afluente e após enchimento do leito e término do período de cheia (15 e 40 cm abaixo da superfície) nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	71
Figura 22 - Variação das concentrações de OD nas amostras do afluente e após enchimento do leito e término do período de cheia (15 e 40 cm abaixo da superfície) nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).	71
Figura 23 - Variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluente nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	72
Figura 24 - Variação dos valores de turbidez nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	73
Figura 25 - Variação da matéria orgânica em termos de DQO nas amostras brutas do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)	74
Figura 26 - Variação da matéria orgânica em termos de DQO nas amostras filtradas do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	75

Figura 27 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de DQO e sua eficiência de remoção pelo tempo de operação das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	79
Figura 28 - Variação das concentrações de NTK, N-Amon, nitrito e nitrato nas amostras do afluente e efluente nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	81
Figura 29 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de NT e eficiência de remoção ao longo do tempo de operação das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	87
Figura 30 - Variação da concentração de PT nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	89
Figura 31 - Variação da taxa de carregamento de matéria orgânica em termos de fósforo total e a eficiência de remoção ao longo do tempo de operação das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).....	91
Figura 32 - Variação da abundância relativa das classes de bactérias identificadas nas amostras representativas das etapas E1, E2, E3 e E4	94
Figura 33 - Variação da abundância relativa das famílias de bactérias identificadas nas amostras representativas das etapas E1, E2, E3 e E4.....	99
Figura 34 - Variação da massa de PT dessorvida pela cerâmica vermelha no 164 ^o , 216 ^o , 313 ^o e 359 ^o dia de operação	104
Figura 35 - Desenho esquemático do circuito eletrônico.....	123

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Níveis dos processos de tratamento de esgotos e suas tecnologias	19
Quadro 2 - Taxa de liberação de oxigênio pelas raízes das macrófitas	22
Quadro 3 - Transformação de nitrogênio em WC.....	28
Quadro 4 - Características do sistema de WCTF	45
Quadro 5 – Variação da eficiência de remoção de PT com a variação da TCP e materiais filtrantes em sistemas de WCTF operados com múltiplas <i>tides</i>	92

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Característica típicas de alguns parâmetros do esgoto doméstico bruto .	19
Tabela 2 - Desempenho de remoção de NT em alguns sistemas de WCTF	31
Tabela 3 - Máximos e mínimos dos valores de comprimento (X), altura (Y) e largura (Z) dos fragmentos de blocos cerâmica vermelha	42
Tabela 4 - Composição do esgoto sanitário sintético “fraco”	46
Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos, seus métodos e referências	47
Tabela 6 - Análise elementar qualitativa por espectro de raios-X de energia dispersiva (EDS) de fragmentos de blocos cerâmicos	56
Tabela 7 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação e valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente e eficiência de remoção obtida no monitoramento da etapa de adaptação (48 h/12 h) ...	58
Tabela 8 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente, taxas de carregamento e eficiências de remoção nas Etapas E1 e E2	64
Tabela 9 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente, taxas de carregamento e eficiências de remoção nas Etapas E3 e E4	65
Tabela 10 - Valores de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução do esgoto afluente, após enchimento e após término do período de cheia.	66
Tabela 11 - Índices de diversidade α das amostras	93
Tabela 12 - Nitrogênio total e fósforo total na massa seca de <i>A. philoxeroides</i> no 359º dia de operação.....	102
Tabela 13 - Concentrações e massas de fósforo total dessorvidos das amostras do material filtrante ($n = 10$) no tempo zero (branco) e no 164º, 246º, 313º e 359º dia de operação.	104
Tabela 14 - Balanço de massa de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) no WCTF após 359 dias de operação	106

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	14
2 OBJETIVOS	16
2.1 Objetivo geral	16
2.2 Objetivos específicos	16
3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	17
3.1 Esgotos Sanitários: conceito, classificação e níveis de tratamento	17
3.2 Sistemas de <i>Wetlands</i> Construídos e o <i>Tidal Flow</i> (Fluxo de Marés)	20
3.3 Remoção de poluentes e ciclagem de nutrientes em WCTF	27
3.3.1 Nitrogênio	27
3.3.2 Fósforo	32
3.4 Macrófita <i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb	34
4 MATERIAL E MÉTODOS	37
4.1 Localização do Experimento	38
4.2 Arranjo Experimental	38
4.2.1 Leito do sistema	39
4.2.2 Cobertura vegetal	42
4.2.3 Características do sistema	44
4.3 Operação e Monitoramento	45
4.3.1 Efluente	46
4.3.2 Monitoramento do Sistema	47
4.4 Caracterização do Material Filtrante	48
4.5 Sequenciamento de nova geração	49
4.6 Quantificação de Nutrientes no Tecido Vegetal	50
4.7 Dessorção de fosfato do material filtrante	51
4.8 Estatística	51
4.9 Procedimentos de cálculo	52
4.9.1 Nitrogênio total	52
4.9.2 Eficiência de Remoção	52
4.9.3 Carga hidráulica volumétrica	53
4.9.4 Taxa de carregamento orgânico	53
4.9.5 Balanço de massa	54
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	55
5.1 Caracterização do Material Filtrante	55
5.2 Monitoramento Prévio do Sistema	58
5.3 Avaliação do WCTF	63
5.3.1 Remoção da matéria carbonácea em termos de DQO	74
5.3.2 Remoção da matéria nitrogenada	80
5.3.3 Remoção da matéria fosforada	88
5.4 Influência do tempo de cheia na estrutura da comunidade bacteriana	93
5.5 Nitrogênio e fósforo no tecido vegetal	101
5.6 Dessorção de fósforo do material filtrante	103
5.7 Balanço de massa	106
6 CONCLUSÕES	109
REFERÊNCIAS	110
APÊNDICE A - AUTOMAÇÃO DA MEDIÇÃO DA TEMPERATURA ATMOSFÉRICA E DO LÍQUIDO NO INTERIOR DO SISTEMA DE WCTF	123

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural capaz de solver inúmeras substâncias, sendo utilizada em domicílios para atividades de limpeza, higiene de alimentos e pessoal. Esses usos agregam à ela diversos compostos, caracterizando águas residuárias, que posteriormente são encaminhadas à rede de esgotamento sanitário ou, na falta desta, despejados diretamente em corpos hídricos ou sobre o solo, o que pode acarretar em prejuízos a saúde pública e desequilíbrio ambiental (SPERLING, 2005; BOWMAN, HACKER, CAIN, 2017).

Entre os compostos que atribuem estas características estão presentes elevadas concentrações de matérias carbonáceas, nitrogenadas e fosforadas, que podem promover a proliferação de algas e posterior eutrofização de corpos hídricos, como também podem estar associados a presença de microrganismos patogênicos entéricos (CAMPOS, 1999).

O uso de tecnologias adequadas para tratamento de águas pode tornar o processo inviável em regiões isoladas ou carentes. Logo, pesquisas por tecnologias alternativas que promovam melhorias no tratamento com baixo custo são indispensáveis (LAMEGO, VIDAL, 2007). Uma alternativa são os sistemas de *wetlands* construídos (WC), que visam simular processos que ocorrem naturalmente em áreas alagadas por meio de um ambiente controlado, que é gerado pela interação entre material filtrante (meio suporte), vegetação e microrganismos, sendo capaz de promover o tratamento de águas residuárias (SARAFRAZ et al., 2009).

As inovações em sistemas de WC foram capazes de incrementar a eficiência de tratamento, reduzindo limitações de nitrificação e remoção de nitrogênio total, anteriormente observadas em sistemas que não fazem uso de energia mecânica para aeração ou bombeamento hidráulico. Estas inovações contribuíram para o surgimento de uma nova geração desses sistemas, como o *Wetland Construído Tidal Flow* (WCTF). O funcionamento deste sistema se baseia na operação em *tidal flow*, ou também denominado fluxo de marés, consiste em ciclos de enchimento, período de contato do efluente com o material filtrante, drenagem e repouso do leito drenado. A tecnologia foi inicialmente testada com a aplicação de várias *tides* (marés) em um período igual ou inferior a um dia, sendo este seu diferencial de outros sistemas de WC que também empregam enchimento e drenagem (SUN et al., 1999; AUSTIN et al., 2003).

Estudos mais recentes abordaram aplicações de uma única *tide*, havendo apenas um período de cheia e um de repouso para cada ciclo de tratamento, e duração igual ou superior a um dia (JIA et al., 2010; LI et al., 2015; PANG et al., 2015).

A percepção científica acerca da aplicação do *tidal flow* é de que o principal processo de transformação do nitrogênio amoniacal ($N-NH_4^+$) ocorre por sua adsorção no material filtrante durante o período de contato, e que a regeneração dessa capacidade ocorre após a nitrificação do elemento adsorvido durante o período de repouso. Além disso, a aplicação desta tecnologia promoveu a nitrificação e desnitrificação simultânea durante o período de repouso (TANNER et al., 1999; AUSTIN et al., 2003; AUSTIN, 2006; HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014).

As principais vantagens da utilização do *tidal flow* é a rápida adsorção de NH_4^+-N durante o período de cheia, e como desvantagem se pode citar o decréscimo de remoção de nitrogênio total quando aplicada múltiplas *tides* efluentes com baixa carga orgânica, o que pode levar a oxigenação excessiva do meio líquido, influenciando negativamente na remoção do parâmetro (WU et al., 2011).

O objetivo deste estudo foi avaliar o comportamento de um *wetland* construído operado em *tidal flow* no tratamento de água de córrego com influência antrópica em um único ciclo de cheia e repouso, com variação do tempo de cheia. O sistema foi preenchido com fragmentos de blocos de cerâmica vermelha (tijolos), obtidos a partir de resíduos da construção civil, onde propágulos da macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb foram plantados.

A macrófita *A. philoxeroides* pertence à família Amaranthaceae e é considerada uma erva perene aquática emergente, anfíbia ou terrestre, fato que chamou atenção para o uso da espécie nas condições operacionais propostas neste estudo, uma vez que esta viria a ocasionar estresse à planta por sua submissão a períodos sem água. Embora a literatura cite que a espécie apresenta crescimento terrestre, esta foi observada apenas em entornos lacustres na região de Curitiba, Paraná, podendo ser encontrada naturalmente e considerada nativa e não endêmica dessa região. Regiões de alguns países reportaram problemas no controle de *A. philoxeroides* (LEITNER e MARANHO, 2015; GRISEB, 2016).

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Avaliar a influência do tempo de cheia em um sistema de *wetland* construído operado em *tidal flow* (WCTF) no tratamento de água de córrego com aplicação de uma única *tide* (período de cheia e de repouso) por tratamento.

2.2 Objetivos específicos

Para alcance do objetivo geral, os seguintes objetivos específicos foram propostos:

- Caracterizar o material filtrante quanto a composição e microestrutura;
- Avaliar o comportamento do sistema na remoção da matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada da água de córrego por meio de determinação de parâmetros físico-químicos;
- Identificar a composição e abundância dos microrganismos presentes no leito de WCTF em cada etapa operacional;
- Quantificar a concentração de nitrogênio e fósforo assimilado pelo tecido vegetal das macrófitas após término das etapas operacionais e;
- Quantificar a concentração de fósforo adsorvido no material filtrante após término da avaliação das etapas operacionais.

3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1 Esgotos Sanitários: conceito, classificação e níveis de tratamento

Esgoto sanitário é definido como todo despejo líquido resultante da junção de esgoto doméstico e industrial, água de infiltração e contribuição pluvial parasitária. Esgoto doméstico é constituído por todo o despejo líquido gerado a partir do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas (ABNT, 1986).

Por possuir odor forte, ser vetor de doenças e causar impactos ao ambiente, quando negligenciadas medidas de controle, a presença do esgoto não tratado pode vir a cominar em perda de qualidade de vida da população. O primeiro requisito para que haja o tratamento de esgotos em grande escala, como necessário em centros urbanos, é a existência de rede coletora de esgotos que os direcionem a locais apropriados onde possa ocorrer o processo de tratamento.

Esses requisitos derivam de um grupo de medidas chamado de Saneamento Básico, que se caracteriza por um conjunto de benfeitorias definidas pelo artigo 3º da Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007, onde, para efeitos desta lei, o saneamento básico é um conjunto de serviços, infraestruturas, e instalações operacionais que viabilizam o abastecimento de água potável, desde a captação até as ligações prediais e respectivos aparatos de medição, esgotamento sanitário, incluindo infraestrutura de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, incluindo a coleta, transporte, transbordo, tratamento e destinação final do lixo de origem doméstica e pública, além da drenagem e manejo de águas pluviais, limpeza e fiscalização de caráter preventivo das atividades e redes urbanas de manejo dessas águas (BRASIL, 2007).

O saneamento básico é reconhecido pela Organização das Nações Unidas (ONU) como um direito humano. No entanto, muitos municípios brasileiros não possuem este recurso. O Brasil, por exemplo, possui 5.570 municípios com aproximadamente 169.780.605 milhões de habitantes que vivem em área urbana, onde apenas 43,45% do volume de esgoto produzido é coletado e tratado e 12% da população utiliza fossa séptica como solução individual (ANA, 2017).

Em zonas rurais, devido à dificuldade de implementação do saneamento básico, existem opções de sistemas descentralizados de tratamento de esgotos que

não são efetivamente utilizados pela falta de conhecimento e/ou poder aquisitivo de parcela da população, como os sistemas *wetlands* construídos, fossas sépticas e biodigestores.

O esgoto doméstico tem como característica ser constituído de aproximadamente 99,9% de água, onde a fração restante (0,01%) inclui sólidos orgânicos e inorgânicos em suspensão e/ou dissolvidos, além de microrganismos, patógenos ou não (VON SPERLING, 2005). E, geralmente, em localidades onde não há sistema de esgotamento sanitário para canalização e tratamento de esgotos, são diluídos em corpos hídricos urbanos.

Além dos esgotos conterem elevadas concentrações de matérias carbonáceas, nitrogenadas e fosforadas, com o aperfeiçoamento de tecnologias e métodos analíticos uma variedade de outros compostos passaram a ser identificados, como fármacos, produtos de cuidado pessoal, hormônios esteroides, surfactantes, produtos químicos industriais e agrotóxicos, os quais passaram a ser denominados de micropoluentes emergentes (VETTORELLO, 2017). Como principais fontes, se pode citar os esgotos domésticos, efluentes industriais, hospitalares e de criadouros de animais confinados, como também escoamento superficial de áreas agrícolas. Deste modo, somado a problemática da eutrofização de corpos hídricos quando esgotos são despejados sem tratamento prévio, a presença desses contaminantes em ETE passaram a contribuir para a geração de genes de resistência a antibióticos, atribuindo potenciais riscos ecotoxicológicos aos seres vivos (LUO et al., 2014; XUE et al., 2019).

A variação na composição de esgotos é atribuída aos diversos usos da água. Por isso, é possível classificar sua concentração em baixa, média e alta, em função da determinação de parâmetros físico-químicos. Alguns desses parâmetros utilizados para caracterização de esgotos são o potencial hidrogeniônico, temperatura, oxigênio dissolvido, nitrogênio total e amoniacal, demanda química de oxigênio, demanda bioquímica de oxigênio, nitrito, nitrato, sólidos totais, sólidos totais fixos, sólidos totais voláteis, sólidos sedimentáveis, fósforo total, óleos e graxas residuais, entre outros.

Na Tabela 1 são apresentados alguns valores típicos observado por Metcalf e Eddy (2014) para esgotos brutos de origem doméstica, e sua classificação de acordo com a concentração.

Tabela 1 - Característica típicas de alguns parâmetros do esgoto doméstico bruto

Parâmetro	Concentração		
	Baixa	Média	Alta
Sólidos totais (mgST L ⁻¹)	537	806	1612
Sólidos dissolvidos totais (mgSTF L ⁻¹)	374	560	1121
Fixos	224	336	672
Voláteis	150	225	449
Sólidos suspensos totais (mgSTV L ⁻¹)	251	377	753
Fixos	29	43	86
Voláteis	101	152	304
Sólidos sedimentáveis (mgSS L ⁻¹ h ⁻¹)	8	12	23
Demanda bioquímica de oxigênio (mgDBO ₅ L ⁻¹)	133	200	400
Carbono orgânico Total (mgCOT L ⁻¹)	109	164	328
Demanda química de oxigênio (mgDQO L ⁻¹)	339	508	1016
Nitrogênio (total como N) (mgN-NH ₄ ⁺ L ⁻¹)	14	20	41
Orgânico	10	14	29
Amônia livre	14	20	41
Fósforo (total como P) (mgPT L ⁻¹)	3,7	5,6	11
Óleos e graxas (mgOG L ⁻¹)	51	76	153
Coliformes totais (NMP)	10 ⁶ -10 ⁸	10 ⁷ -10 ⁹	10 ⁷ -10 ¹⁰
Coliformes fecais (NMP)	10 ³ -10 ⁵	10 ⁴ -10 ⁶	10 ⁵ -10 ⁸

Legenda: Número mais provável em 100 mL (NMP)

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2014).

As diversas tecnologias empregadas no tratamento de esgotos possuem processos de ordem física, química e biológica que podem ser divididos em quatro níveis, de acordo com o apresentado no Quadro 1.

Quadro 1 - Níveis dos processos de tratamento de esgotos e suas tecnologias

Nível	Descrição	Tecnologias
Preliminar	Remoção de sólidos grosseiros, como galhos, areia e gorduras	Gradeamento, caixa de gorduras e peneiras rotativas
Primário	Remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, parte da matéria orgânica	Desarenador ou clarificador, e processos mais recentes de flotação por ar dissolvido para remoção de sólidos em suspensão
Secundário	Remoção de matéria orgânica e nutrientes (este último com baixa eficiência de remoção neste nível) como nitrogênio e fósforo e redução de patógenos	Filtro de percolação (gotejamento), lodos ativados, lagoas de tratamento, reatores, sistemas de WC e processo <i>Bardenpho</i>
Terciário	Remoção avançada de poluentes/nutrientes de acordo com o uso pretendido para água, podendo estes serem tóxicos e/ou não biodegradáveis. Envolve a remoção de compostos não removíveis pelo tratamento secundário, como matéria orgânica, turbidez, nitrogênio, fósforo, metais e patógenos	Coagulação, filtração, osmose reversa, desinfecção e processos oxidativos avançados (POA). Também pode incluir sistemas de WC, com capacidade de remoção de nutrientes

Fonte: Adaptado de Von Sperling (2005), Gerba e Pepper (2015) e Dotro et al. (2017).

A seleção de tecnologias e processos adequados a serem utilizados no tratamento de esgotos é realizada com base nas características do corpo receptor, legislação vigente, aspectos econômicos, sociais e operacionais, além da disponibilidade de área e interesse da comunidade, fator este de alta relevância, principalmente quando há emissão de odores (VON SPERLING, 2005; ANA, 2017).

Os sistemas de *wetlands* construídos (WC) são sistemas empregados em tratamento de águas residuárias de origens diversas. Incube a este sistema simular processos que ocorrem em áreas alagadas, como pântanos e mangues, transparecendo ser uma tecnologia sustentável para o tratamento de águas residuárias. Comparando a outras tecnologias de tratamento, sistemas de WC podem apresentar baixa demanda de operação e manutenção (quando devidamente implementados) e são mais robustos, uma vez que seu desempenho é menos sensível a variações de cargas aplicadas. Esses sistemas podem ser utilizados no tratamento de esgotos brutos, demandando apenas de tratamento preliminar, além de efetuarem tratamento a nível primário, secundário e terciário, de acordo com seu projeto. Sua viabilidade econômica e aplicabilidade como sistema descentralizado de tratamento já são comprovadas, sendo uma alternativa individual ou para pequenas comunidades (DOTRO et al., 2017).

3.2 Sistemas de *Wetlands* Construídos e o *Tidal Flow* (Fluxo de Marés)

Sistemas de WC são constituídos a partir de interações entre macrófitas aquáticas, material filtrante e perífiton, que é uma fina camada de microrganismos e/ou seus detritos que se formam em uma interface sólido-líquido (SARAFRAZ et al., 2009).

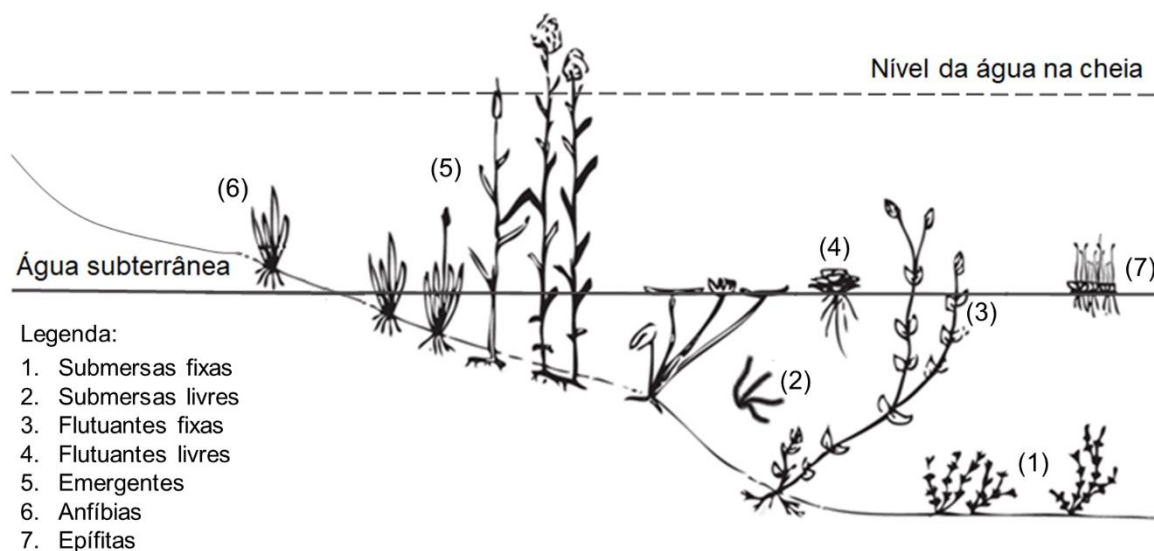
As macrófitas são plantas com morfologia adaptada ao crescimento em solos saturados de água e possuem lacunas internas que podem ocupar 60% do volume do tecido vegetal. Assim como o material filtrante, as macrófitas possuem função estrutural em sistemas de WC, as folhagens promovem sombra que inibe o crescimento de algas sobre a superfície, e seus rizomas, raízes e serapilheira servem de suporte para fixação e desenvolvimento do perífiton. As macrófitas também podem liberar exsudados através de suas raízes, que são substâncias capazes de influenciar na transformação de compostos químicos e na dinâmica de microrganismos por sustentar simbioses benéficas. Exsudados podem ser formados por secreções de

íons, oxigênio em sua forma livre, enzimas, mucilagem (substâncias gelatinosas) e metabólitos primários e secundários, como carbono, variando de acordo com a espécie. Desta forma, a região da rizosfera possui capacidade de degradação de matéria orgânica e de absorção nutrientes necessários para o desenvolvimento das macrófitas (BERTIN; YANG; WESTON, 2003; BRIX, 1994; GOTTSCHALL et al., 2007).

As macrófitas podem ser divididas em grupos ecológicos formados por espécies submersas e flutuantes, podendo estas terem hábitos de se fixarem a substratos submersos ou não, espécies emergentes, quando suas raízes se fixam a substratos submersos e uma porção de sua estrutura apresenta crescimento acima do nível da água, as anfíbias, capazes de se desenvolverem tanto como emergentes quanto em solos úmidos, e as epífitas, que utilizam outras espécies ou para seu crescimento e desenvolvimento (KADLEC; WALLACE, 2008).

Na Figura 1 é apresentada uma representação gráfica da variedade ecológica de macrófitas aquáticas e seus hábitos de crescimento.

Figura 1 - Grupos ecológicos das macrófitas aquáticas



Fonte: Adaptado de Pedralli (1990) e Fragoso, Ferreira e Marques (2009).

A quantificação da taxa de oxigênio exsudado pela rizosfera das macrófitas apresenta vários empecilhos e variações em virtude da utilização de diferentes técnicas de medição, diferentes mecanismos biológicos de transporte de oxigênio e variação de fatores ambientais (REHMAN et al., 2017).

Valores de concentração de oxigênio proveniente da excreção na região da

rizosfera de algumas espécies de macrófitas são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2 - Taxa de liberação de oxigênio pelas raízes das macrófitas

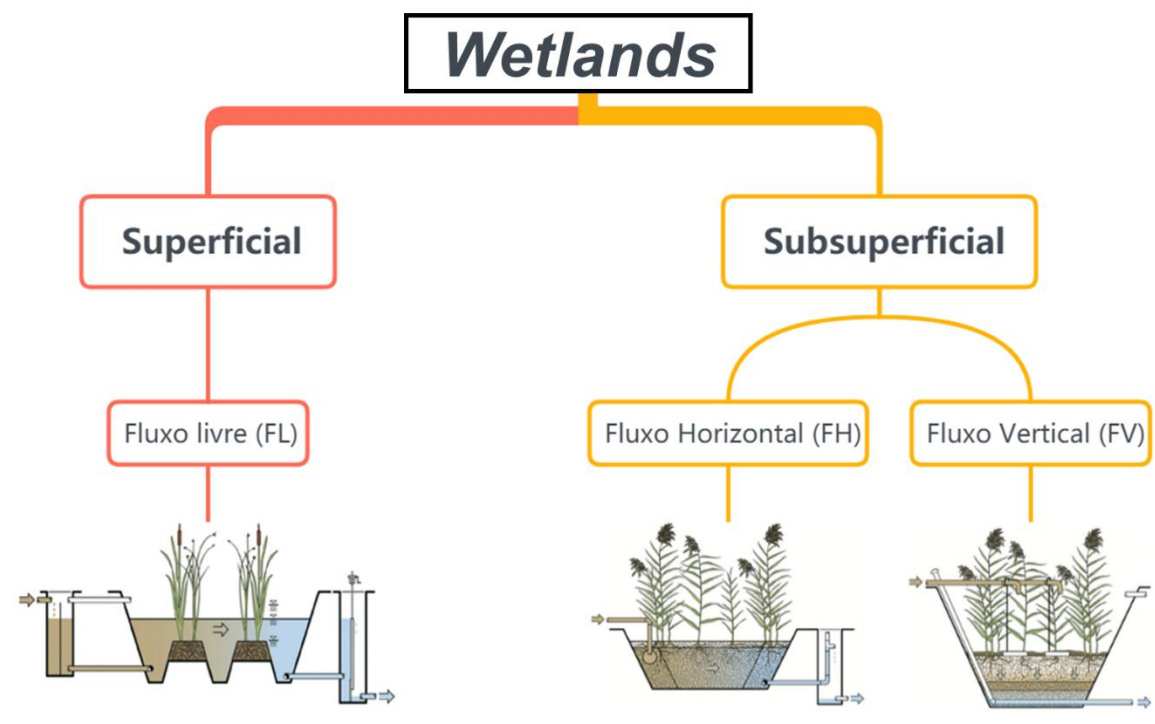
Macrófita e material filtrante	Liberação de oxigênio pelas raízes	Referência
<i>Phragmites australis</i> (solo)	0,02 g m ² d ⁻¹	Brix e Schierup (1990)
<i>Phragmites australis</i> (cascalho)	0,8 g m ² d ⁻¹	Armstrong, Armstrong e Beckett (1990)
<i>Typha latifolia</i> (flutuante)	0,8 g m ² d ⁻¹	Armstrong, Armstrong e Beckett (1990)
<i>Pistia stratiotes</i> (flutuante)	0,25 - 9,6 g m ² d ⁻¹	Armstrong, BrÄndle e Jackson (1994)
<i>Potamogeton perfoliatus</i> (flutuante)	0,5 - 5,02 g m ² d ⁻¹	Kemp e Murray (1986)
<i>Scirpus validus</i> (cascalho)	0,8 g m ² d ⁻¹	Bezbaruah e Zhang (2005)
<i>Juncus effuses</i> (Solução de citrato de titânio)	9.5 × 10 ⁻⁷ mol O ₂ h ⁻¹ por raíz	Sorrell (1999)
<i>Juncus inflexus</i> (Solução de citrato de titânio)	4.5 × 10 ⁻⁷ mol O ₂ h ⁻¹ por raíz	Sorrell (1999)
<i>Juncus ingens</i> (Solução de citrato de titânio)	126 mol O ₂ h ⁻¹ por raíz	Sorrell (1999)
<i>Glyceria máxima</i> (Solo)	2.3 × 10 ⁻⁸ g cm ² min ⁻¹	Brix e Schierup (1990)
<i>Irus pseudocorus</i> (Solo)	2 × 10 ⁻⁸ g cm ² min ⁻¹	Brix e Schierup (1990)

Fonte: Adaptado de Rehman et al. (2017).

Para Brix (1994) as concentrações de oxigênio excretado pelas raízes das macrófitas podem estimular o crescimento de bactérias nitrificantes, atuantes no processo de remoção de nitrogênio. E Austin (2006) ao conduzir um experimento em coluna reporta o efeito neutro da presença de macrófitas nos processos de nitrificação e desnitrificação quando o material filtrante possui cargas negativas.

Sistemas de WC possuem ampla variação de modelos e tamanhos, sendo sistemas adaptáveis para as mais diversas necessidades e condições de implantação de projeto. Esses sistemas podem ser divididos em dois grupos, sendo os sistemas de escoamento superficial, ou fluxo livre (sem presença de material filtrante no leito), e os sistemas de escoamento subsuperficial (abaixo da superfície do material filtrante). Estes sistemas são subdivididos em sistemas de fluxo vertical e horizontal (Figura 2). O sentido do escoamento nos sistemas verticais podem ser de modo ascendente ou descendente, onde a alimentação pode ser contínua ou intermitente (DOTRO et al., 2017).

Figura 2 - Arranjos de sistemas de WC de acordo com o sentido e tipo de escoamento



Fonte: Adaptado de Dotro et al. (2017).

Sistemas de WC de fluxo de fluxo horizontal, vertical e sistema de WC francês, podem ser operados sem grande demanda de energia. O avanço desses sistemas levou a estratégias com foco na remoção de fósforo, nitrogênio e redução dos requisitos de área superficial, coletivamente classificados como *wetlands* de tratamento intensificado (DOTRO et al., 2017).

Em sistemas de WC operados em *tidal flow* (fluxo de marés) se visa o incremento da capacidade de remoção de poluentes em efluentes de origens diversas. Seu objetivo é o aumento da taxa de transferência de oxigênio e promoção de um meio que alterne entre condições anaeróbias, anóxicas e aeróbias, ativando diversos mecanismos microbiológicos, físicos e químicos envolvidos na remoção de poluentes (BEHRENDIS et al., 2001; MACIOLEK; AUSTIN, 2006).

Nessa estratégia operacional são aplicadas *tides* (marés) que são geradas por ciclos de enchimento e drenagem do leito de WC. Inicialmente, os *Wetlands* Construídos do tipo *Tidal Flow* (WCTF) eram alimentados em fluxo ascendente e drenados em fluxo descendente. Ambas as condições eram mantidas durante um período predeterminado, suficiente para que houvesse conversão dos poluentes presentes em cada fase, diferentemente da estratégia operacional de batelada sequenciada, na qual o sistema é imediatamente alimentado após cada drenagem

(KADLEC; WALLACE, 2008; STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

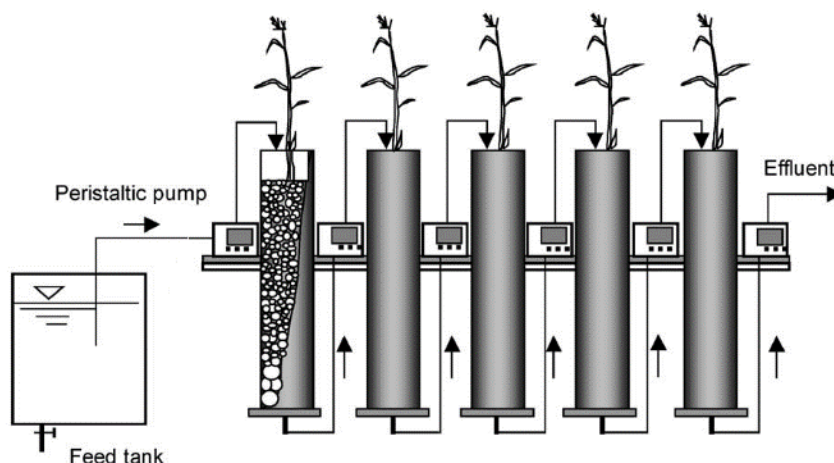
Em um sistema de WCTF o principal processo de transformação de nitrogênio ocorre por sua adsorção no material filtrante durante o período de cheia, e por sua posterior oxidação durante o repouso do leito, pois o efluente é drenado e o ar atmosférico passa a ocupar seus poros. Nesses sistemas, nitrificação e desnitrificação simultânea do composto adsorvido foram observados (AUSTIN, 2006; AUSTIN; LOHAN; VERNON, 2003; HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014; TANNER et al., 1999).

O conceito de taxa de detenção hidráulica (TDH) não é aplicável em sistemas de WCTF quando não há recirculação, pois, a alimentação é intermitente e para cada volume tratado podem ser aplicadas uma ou múltiplas *tides*. Quando utilizada uma única *tide* durante o tratamento de um volume fixo de água (batelada), ocorre um único enchimento do sistema, onde é estabelecido um período de contato da água residuária com o material filtrante e perifíton, seguida de sua drenagem e repouso. Quando utilizada múltiplas *tides*, vários ciclos de enchimento e drenagem ocorrem, elevando a taxa de transferência de oxigênio e maior gasto de energia.

Inicialmente, sistemas de WCTF foram avaliados com aplicações de múltiplas *tides* em ciclos de tratamento com duração igual ou inferior a um dia, onde cada condição de cheia e drenagem durava aproximadamente duas horas, podendo variar conforme a aplicação. Em sua fase inicial de desenvolvimento, os sistemas de WCTF eram compostos por cinco estágios operados em série (Figura 3), onde a água residuária que preenchia o primeiro estágio era drenada e transferida para o segundo, e assim por diante até completar o período de tratamento (AUSTIN; LOHAN; VERNON, 2003; SUN et al., 1999; ZHAO; SUN; ALLEN, 2004).

Juntamente com o surgimento efetivo dessa estratégia operacional por volta do final da década de 90 (SUN et al., 1999), houve o depósito de uma patente desenvolvida por Behrends (1999), na qual é considerada o mesmo princípio de enchimento e drenagem. O sistema intitulado de *Reciprocating subsurface-flow constructed wetlands*, ou ReCip, se diferenciou com a utilização de apenas dois leitos operados de forma sequenciada e intermitente e período de tratamento de até 24 h.

Figura 3 - Desenho esquemático do modelo originalmente proposto de WCTF

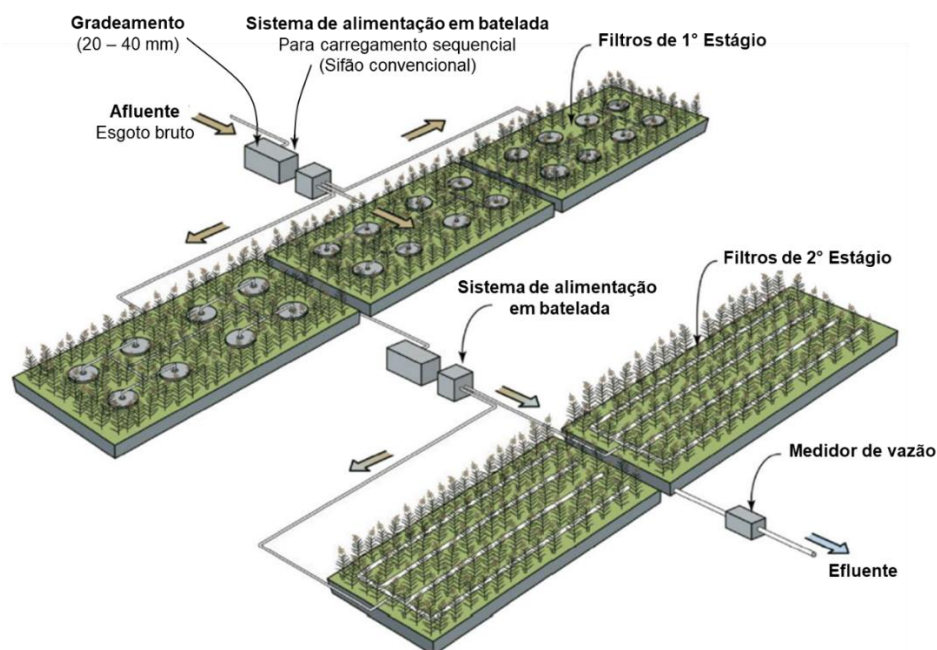


Fonte: Zhao, Sun e Allen (2004).

Posteriormente, estudos começaram a avaliar o comportamento da aplicação do *tidal flow* de apenas um período de enchimento e um de drenagem, com variações na quantidade de estágios. A duração do período de cheia e de repouso avaliados nesses estudos passaram a ser superior aos estabelecidos nos estudos pioneiros sobre sistemas de WCTF, que eram de no máximo 24 h, onde a remoção de matéria orgânica e nitrogênio total alcançaram médias superiores a 80% (JIA et al., 2010; LI et al., 2015; PANG et al., 2015).

Processos similares de remoção de poluentes reportados para sistemas de WCTF também são observados no sistema de WC Francês, que corresponde a variação do sistema de WC de fluxo vertical introduzido e implementado com sucesso na França, onde chegou a representar, no ano de 2015, mais de 20% das estações de tratamentos de águas residuárias atendendo comunidades com população inferior a 1000 hab. Neste sistema a operação é feita em dois estágios de forma alternada, sendo o 1º Estágio composto por três leitos e o 2º Estágio composto por dois leitos (Figura 4). Enquanto um leito do 1º Estágio é alimentado durante 3,5 dias, os outros dois leitos repousam por sete dias. De modo síncrono, no 2º Estágio a alimentação e repouso de ambos os leitos perduram por 3,5 dias, alternadamente, com o efluente proveniente do primeiro estágio (DOTRO et al., 2017).

Figura 4 - Sistema de WC Francês



Fonte: DOTRO et al (2017).

Geralmente, a cobertura vegetal do sistema francês é composta por juncos, e seu objetivo é o tratamento simultâneo de lodo e água residuária para mitigar a colmatação do leito. O mesmo é válido para o ocorrido durante o repouso do WCTF, em que parte da matéria orgânica acumulada nos poros do sistema é degradada, juntamente com a nitrificação do nitrogênio amoniacal adsorvido no material filtrante. Os sistemas de WC Francês apresentam remoção média de nitrogênio amoniacal e matéria orgânica (em termos de DQO e DBO) superior a 90% e a remoção de nitrogênio total inferior a 20% (DOTRO et al., 2017).

A implementação de estratégias de enchimento e repouso passaram a ser utilizadas para incrementar a taxa de transferência de oxigenação e, consecutivamente, o processo de nitrificação e remoção de matéria orgânica em sistemas de WC (DOTRO et al., 2017; LI et al., 2015). No entanto, a eficiência de remoção de nitrogênio total pode não ser ideal devido ao alto teor de oxigênio obtido quando aplicados contínuos ciclos de enchimento e drenagem em um único volume líquido (JU et al., 2014).

Wang et al. (2018) realizaram a avaliação do ciclo de vida (ACV) de um sistema de WCTF composto por quatro estágios criados para intensificar a eficiência de remoção de nitrogênio total de efluente de suinocultura, compostos por camadas de fundo de 10 cm de cascalho (10 mm), uma camada superior de 65 cm de lodo de

alúmen desidratado e como cobertura vegetal *Phragmites australis*. O principal impacto ambiental gerado pelo sistema foi o consumo de eletricidade pelas bombas, uma vez que o sequestro de CO₂ foi inferior ao emitido pela geração de eletricidade. O autor indica que ainda são necessários estudos que comparem o impacto ambiental gerado pelo WCTF com estratégias de aeração forçada, uma vez que ambas visam incrementar a remoção de nitrogênio. Neste sentido, a otimização desses sistemas para que atinjam eficiências de tratamento com menor demanda de energia elétrica, área superficial e manutenção e operação se faz de grande importância no desenvolvimento da aplicabilidade destes sistemas.

3.3 Remoção de poluentes e ciclagem de nutrientes em WCTF

Em sistemas de WC os compostos encontrados em esgotos podem ser removidos por processos químicos, físicos e biológicos. Os principais processos atuantes nesses sistemas são: filtração e sedimentação (físico); adsorção e precipitação (químico); nitrificação, desnitrificação, predação, degradação e consumo bacteriano (biológico) (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014).

A capacidade de troca de cátions (CTC) do material filtrante também exerce papel importante no desempenho do WCTF, pois é um mecanismo chave na retenção de poluentes e transferência de oxigênio (AUSTIN, 2006).

3.3.1 Nitrogênio

O nitrogênio é um elemento encontrado sob várias formas e que está em constante transformação química, de compostos inorgânicos para orgânicos, e orgânicos para inorgânicos. As principais formas inorgânicas e que estão presentes em esgotos são amônio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻) e formas gasosas como dinitrogênio (N₂), óxido nitroso (N₂O), óxido nítrico (NO₂ e N₂O₄) e amônia (NH₃). Alguns desses processos de transformações químicas podem envolver a liberação de energia, utilizada para crescimento e sobrevivência de microrganismos, e outros podem demandar energia geralmente provida por uma fonte de carbono orgânico, como material vegetal e animais em decomposição. A maior parte dessas transformações são controladas por enzimas e catalizadores produzidos por microrganismos, onde é estabelecida uma relação de interdependência, sendo

essencial para o funcionamento de ecossistemas presentes em sistemas de WC (VYMAZAL, 2007).

A demanda de energia em sistemas de tratamento de esgotos que utilizam processos biológicos de remoção de nitrogênio é baseada na demanda teórica de oxigênio dissolvido, que deve ser suficiente para atender a demanda de oxigênio de bactérias atuantes no ciclo do nitrogênio e na remoção de matéria carbonácea. Na maioria dos sistemas que utilizam esse processo, a nitrificação ocorre por bactérias oxidantes de amônia (BOA) (*Nitrosomonas spp.*), e por bactérias oxidantes de nitrito (BON) (*Nitrospira spp.* e *Nitrobacter spp.*), ambas geralmente autotróficas. Em sistemas de WCTF, o oxigênio necessário para a nitrificação é fornecido por meio da difusão do ar atmosférico no perifíton, uma vez que o nitrogênio amoniacal tende a ser rapidamente adsorvido no material filtrante e na matéria orgânica depositada sobre este (AUSTIN, 2006; MACIOLEK; AUSTIN, 2006).

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio total abordados na literatura sobre sistemas de WCTF estão relacionados aos ciclos de enchimento e drenagem, que influenciam principalmente os mecanismos de adsorção de amônia no material filtrante, volatilização, desnitrificação e assimilação por plantas e microrganismos (MACIOLEK; AUSTIN, 2006; PANG et al., 2015; VYMAZAL, 2007). Além disso, outros processos que envolvem a transformação de nitrogênio, como amonificação, nitrificação, fixação de N₂ e enterramento de nitrogênio orgânico são comumente reportados em SWC's (Quadro 3).

Quadro 3 - Transformação de nitrogênio em WC

Processo	Transformação
Volatilização	N-Amoniacal (aq) → N-Amoniacal (g)
Amonificação	N- orgânico → N-Amoniacal
Nitrificação	N-Amoniacal → Nitrito → Nitrato
Amonificação de nitratos	Nitrato → N-Amoniacal
Desnitrificação	Nitrato → Nitrito → Gás N ₂ , N ₂ O
Fixação de N ₂	Gás N ₂ → N-Amoniacal (N-orgânico)
Absorção vegetal / microbiana (Assimilação)	N-amoniacal, nitrito, nitrato → N-orgânico
Adsorção de amônia	-
Enterramento de N-orgânico (sedimento)	-
ANAMMOX (oxidação anaeróbia de amônia)	N-amoniacal → Gás N ₂

Fonte: Vymazal (2007).

A absorção de nutrientes pelas plantas promove armazenamento e liberação de nitrogênio. No entanto, ocorre formação de resíduos estáveis que armazenam nitrogênio como parte de sua estrutura, processo chamado de enterramento de nitrogênio, armazenando o nutriente em pequenas quantidades em sedimentos

(DOTRO et al., 2017; KADLEC; WALLACE, 2008). A quantificação desta porção de nitrogênio é facilmente encontrada em estudos de *wetlands* naturais, no entanto, pouco citada em estudos sobre SWC.

Em sistemas de WCTF a capacidade de troca catiônica (CTC) do material filtrante é um fator importante, pois a troca de cátions se torna uma via de transferência de oxigênio. Os íons NH_4^+ são adsorvidos rapidamente na superfície carregada negativamente do material filtrante durante o período de contato, e essa capacidade de adsorção é regenerada após a nitrificação do elemento adsorvido durante o período de repouso, devido à difusão do oxigênio atmosférico na camada do perifíton (MCBRIDE; TANNER, 2000).

Após a nitrificação do nitrogênio amoniacal presente no perifíton durante o repouso do sistema, as formas oxidadas do elemento (NO_2^- e NO_3^-) podem ser desorvidas na próxima cheia, em um ambiente rico em carbono devido à inserção do afluente fresco, podendo resultar em desnitrificação (MACIOLEK; AUSTIN, 2006).

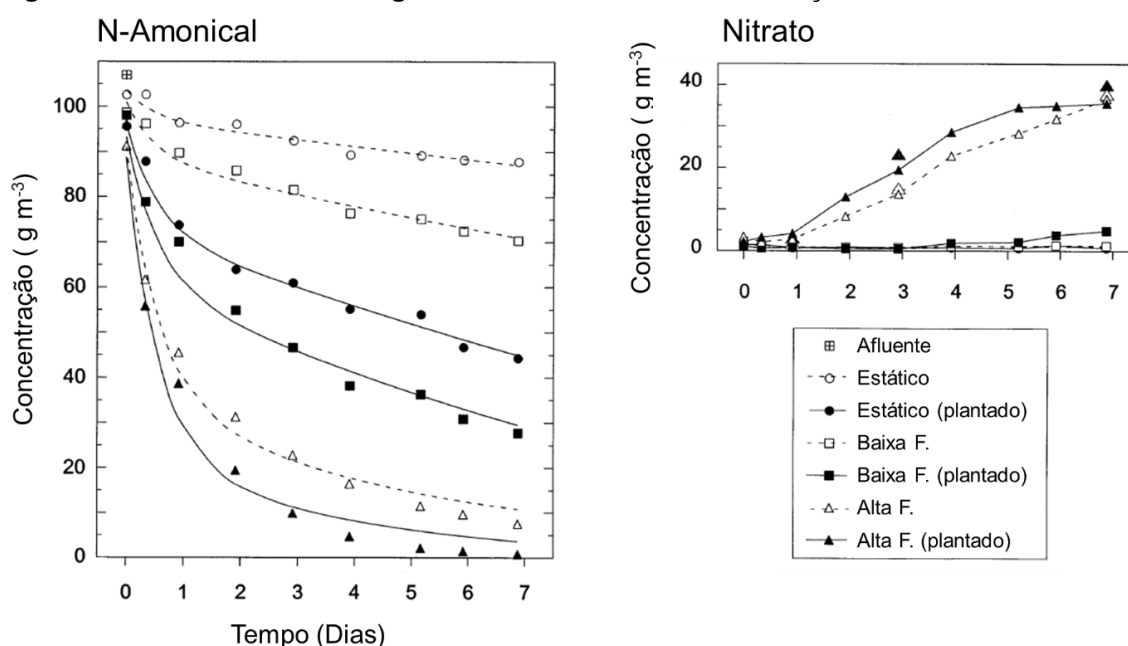
A desnitrificação é o uso catabólico de nitrato por microrganismos que crescem utilizando CO_2 (autotróficos) e matéria orgânica (heterotróficos). A maioria desses microrganismos são facultativos heterotróficos, capazes de utilizar oxigênio e nitrato como aceptores finais de elétrons, competindo pela matéria orgânica, doadora de elétrons. Portanto, a mesma biomassa (perifíton) pode ser utilizada em um processo combinado aeróbio/anóxico para remoção de carbono e nitrato (WIESMANN, 1994), sendo que a limitação de oxigênio favorecerá a desnitrificação (MACIOLEK; AUSTIN, 2006).

O acúmulo de biomassa morta na rizosfera ocasiona aumento da demanda de oxigênio, de modo que as plantas aumentam a transferência de oxigênio para as raízes em resposta ao estresse ocasionado. Assim, há ocorrência de processos aeróbios na região da rizosfera, mesmo que as condições redox no entorno sejam redutoras. Além disso, detritos nessa região se tornam fonte de carbono orgânico que pode ser utilizada por microrganismos desnitrificantes para remover nitrato (DOTRO et al., 2017).

Tanner et al. (1999) avaliaram três sistemas de WC com aplicações de zero, dois e seis *tides* (ciclos de enchimento e drenagem), não plantados e plantados com *Schoenoplectus tabernaemontani*, preenchidos com uma camada de 0,59 m de cascalho (Porosidade: 45 %) e tratando efluente industrial de laticínio pré-tratado em lagoa anaeróbia (605 gDQO m^{-3} , 109 gNTK m^{-3}). Foram realizadas coletas das

amostras do afluente e do efluente durante o período de cheia, no 1º, 3º e 7º dia. As eficiências médias de remoção de NTK ao 7º dia de operação para o sistema com zero, dois e seis *tides*, plantado e não plantado, foram de 50% e 17%, 66% e 33% e de 60% e 55%, respectivamente. Na Figura 5 é apresentado a representação gráfica dos dados obtidos pelos autores, onde se pode observar que a elevada remoção do nitrogênio amoniacal ocorreu nas primeiras 24 h de tratamento para todos os sistemas, com redução até 48 h, seguida de redução menos acentuada.

Figura 5 - Efeito de três estratégias de *Tidal Flow* nas concentrações de N-amon e Nitrato



Fonte: Adaptado de Tanner et al. (1999).

Hu, Zhao e Rymaszewicz (2014) avaliaram um sistema de WCTF em escala de bancada (2L) e abordaram três condições operacionais de múltiplas *tides*, onde houveram variações nos períodos de contato e repouso como também na relação DQO/NT aplicada, no tratamento de esgoto sanitário de origem doméstica de concentração fraca. O sistema foi composto por uma coluna de 1,0 m de comprimento com 9,3 cm de diâmetro, preenchido com uma camada de fundo de 10 cm cascalho (partículas entre 0,5 a 3 cm), seguidos de 60 cm preenchidos com lodo de alumínio desidratado (partículas entre 1 a 3 cm), e a macrófita utilizada foi *Phragmites australis*. Neste estudo, a eficiência média de remoção de NTK variou de 40 a 86% com o aumento do tempo de repouso de 10 min para 1 h, ou seja, curtos períodos de repouso influenciaram na redução da eficiência de remoção do parâmetro quando aplicadas

múltiplas *tides*.

A base metodológica da operação em *tidal flow* no presente estudo foi baseada na adotada por Li et al. (2015), no qual os autores avaliaram um WCTF (8,8 L) de único estágio, preenchido com cascalho (8 a 10 mm) e operado com apenas um ciclo de cheia, variando de 12 a 48 h, e um de repouso, de 12 h, tratando efluente sintético (200 mgDQO L⁻¹, 35 mgN-Amon L⁻¹ e 40 mgNT L⁻¹). Os autores não apontam se foi observada diferença significativa entre as eficiências de remoção da DQO (77% a 94%), N-Amoniacal (55% a 82%) e nitrogênio total (60% a 84%) entre as etapas. Com o aumento do tempo de cheia foi constatado incremento na taxa remoção de nitrato, de 1,70 para 5,69 g m⁻³ d⁻¹, e a taxa de acúmulo de nitrito abaixo de 0,05 g m⁻³ d⁻¹. foi atribuída à elevada desoxidação. Em curtos períodos de cheia o rRNA de *anammox* 16S foi o principal responsável pela taxa de transformação do N-Amoniacal, e (napA + narG) pelo nitrato. A via dominante de remoção de nitrogênio no sistema foi o processo simultâneo de nitrificação, *anammox* e desnitrificação (SNAD), removendo nitrogênio e matéria orgânica.

Logo, para se obter melhores eficiências de remoção de NTK quando aplicado uma única *tide* em um sistema de WCTF com logo período de descanso (por ex. 12 h como nos estudos supracitados) o principal mecanismo a ser ajustado é o tempo de cheia. E quando aplicado múltiplas *tides*, em que geralmente o período de repouso é drasticamente reduzido, se deve estabelecer controle e equilíbrio da duração dos períodos de cheia e de repouso, possibilitando a adsorção do nitrogênio amoniacal na superfície do material filtrante, sua posterior oxidação durante o repouso e desnitrificação das formas oxidadas dessorvidas durante os posteriores períodos de cheia.

Na Tabela 2 são apresentadas eficiências de remoção de NT em sistemas de WC para distintas relações DQO/NT aplicadas.

Tabela 2 - Desempenho de remoção de NT em alguns sistemas de WCTF

Aparato experimental	DQO/NT Afluente	TCN (gN m ⁻² d ⁻¹)	Remoção de NT (%)	Referência
WCTF de único estágio e uma <i>tide</i> (36 h cheio e 12 h vazio)	3,9	–	24 – 42 (4 – 12 °C)	Pang et al. (2015)
WCTF de único estágio (48 h cheio e 24 h vazio)	~7,3	1,67	56%	Jia et al. (2010)
WCTF de único estágio (24 h cheio e 12 h vazio)	2 – 12	8.23	50 - 82%	Zhi e Ji (2014)
WCTF de único estágio (múltiplas <i>tides</i>)	3,3 – 3,7	28	60	Hu, Zhao e Rymaszewicz, (2014)

Continua

Tabela 2 - Desempenho de remoção de NT em alguns sistemas de WCTF

				<i>Continuação</i>
WCTF de único estágio (múltiplas <i>tides</i>)	7,5 - 8,9	28	85-86	Hu, Zhao e Rymaszewicz, (2014)
WCTF de único estágio com recirculação (múltiplas <i>tides</i>)	4,9*	35	43	Wu et al. (2011)
WCTF de quatro estágios (múltiplas <i>tides</i>)	4,5 – 8,8	22 – 43	64 – 76	Zhao et al. (2011)
WCTF de único estágio (múltiplas <i>tides</i>)	~4,56	16,34	47 – 73%	Tan et al. (2019)
WCTF de quatro estágio com (múltiplas <i>tides</i>)	7,5	20	83	Hu et al. (2012)

Legenda: * - DBO/NTK; TCN – Taxa de carregamento de nitrogênio.

Fonte: Adaptado de Hu, Zhao e Rymaszewicz (2014).

Como pode ser observado na Tabela 2, além da capacidade adsortiva e assimilativa do material filtrante e da espécie vegetal, respectivamente, a relação DQO/NT é um fator importante na remoção de NT em sistemas de WCTF.

3.3.2 Fósforo

O fósforo é um dos nutrientes essenciais para o crescimento de algas, cultivos agrícolas e alguns organismos. Sua capacidade de viabilizar o crescimento de algas nocivas em águas superficiais gera interesse por sua remoção durante o tratamento de águas residuárias, que posteriormente são despejadas em corpos hídricos. Além disso, a atividade de mineração de fósforo está sujeita a possível escassez futura, o que tem levado ao interesse de recuperação do fósforo presente em esgotos (METCALF; EDDY, 2014).

Os principais processos de remoção de fósforo em sistemas de WC são a adsorção, precipitação com sais metálicos (de Fe, Al ou Ca) e assimilação vegetal (quando aplicados colheita ou corte). Em sistemas de escoamento passivo (que não fazem uso de energia mecânica para aeração ou bombeamento hidráulico), sua remoção é geralmente baixa (< 20%), a menos que materiais filtrantes reativos com alta capacidade de sorção sejam utilizados em substituição aos convencionais (DOTRO et al., 2017).

Materiais filtrantes reativos utilizados nestes sistemas podem incluir produtos naturais, subprodutos industriais e produtos manufaturados. Fatores importantes a serem avaliados quanto à aplicabilidade desses materiais visando remoção de fósforo é seu tempo de saturação, dependente da concentração de entrada aplicada e sua capacidade de adsorção, alteração de pH proporcionada ao efluente como subproduto

da remoção de fósforo, disponibilidade local, teor de metais nocivos e possibilidade de recuperação do fósforo como fertilizante (VOHLA et al., 2011).

A eficiência de remoção de fósforo por sorção é um processo que depende da natureza do adsorvente e das condições reacionais (AJMAL et al., 2018). Em sistemas de WC que visam o incremento da remoção de fósforo, resíduos da construção civil (RCC) passaram a ser utilizados como alternativas de materiais filtrantes, como cerâmica vermelha, argila expandida, porcelanato, resíduos a base de concreto, entre outros resíduos como lodo de alumina desidratada (produto da coagulação em tratamento de água por sais de alumínio) e biochar (produto da pirólise de resíduos agrícola, com palhas e madeiras) (CASTELLAR et al., 2019; GAO et al., 2018; HU; ZHAO; RYMSZEWICZ, 2014; LIMA et al., 2018).

Yang et al. (2012) avaliaram um sistema de WCTF de quatro estágios, preenchidos com resíduos da construção civil e plantados com *Typha angustifolia*, tratando esgoto doméstico pré-tratado e operado sob três ciclos diários. O 1° e 2° foram preenchidos com resíduos de concreto (12 – 20 mm a 3 – 12 mm) e o 3° e 4° estágio preenchido com blocos leves de resíduos de carvão (12 – 20 mm a 0,9 – 6 mm). A taxa de carga hidráulica foi de $0,76 \text{ m}^3 \text{ m}^{-1} \text{ d}^{-1}$ para o 1° e 3° estágio e de $0,04 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o 2° e 4°. Para uma concentração de nitrogênio amoniacal afluente entre 23,7 e 81,9 mg L^{-1} , o 1° e 2° estágio apresentaram melhores remoções, com médias nas amostras do efluente de 31,7 e 13,9 mg L^{-1} , respectivamente. A concentração de nitrato se manteve entre 19,9 e 34,1 mg L^{-1} , e de nitrito entre 2,3 e 0,3 mg L^{-1} nos estágios, sendo atribuída à nitrificação, uma vez que a concentração de nitrato aumentou conforme seu fluxo pelos estágios. A concentração de fósforo ($1,4 \text{ mg L}^{-1}$ – $6,8 \text{ mg L}^{-1}$) foi reduzida gradativamente, com remoção significativa obtida no 2° estágio, de 74%, e atribuída aos processos de adsorção e/ou precipitação.

Tanner et al. (1999) ao avaliarem sistemas de WC operados com um, dois e três ciclos de enchimento e drenagem, período de repouso de 10 min e utilizando cascalho como material filtrante. Os autores constataram que após o primeiro ano de operação foi verificada a redução da capacidade de sorção de PT pelo material filtrante e perífíton, provavelmente devido à saturação.

3.4 Macrófita *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb

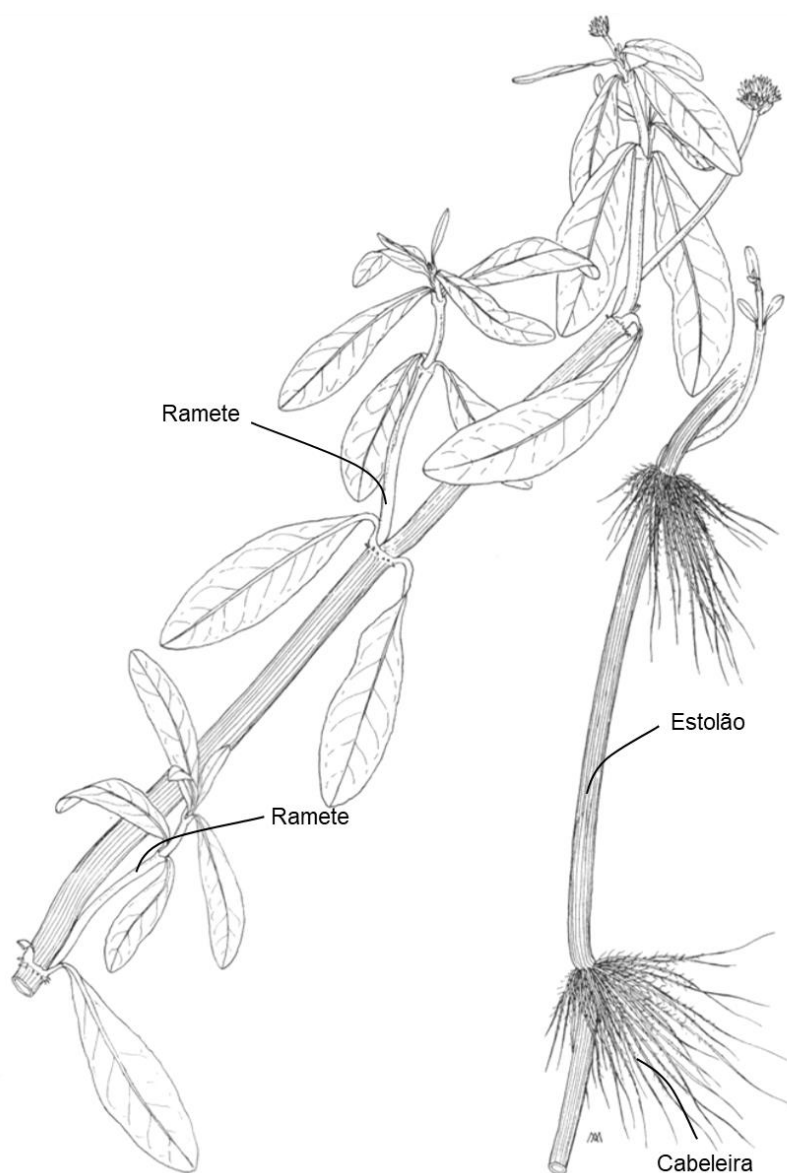
A macrófita aquática utilizada no presente estudo foi a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb (Amaranthaceae) por ser encontrada naturalmente na região de Curitiba, Paraná (LEITNER e MARANHO, 2015). Ela é nativa e não endêmica do Brasil, sendo uma planta com potencial de despoluição de águas (SENNA, 2018; SIQUEIRA, 2002) por tolerar faixas de pH entre 4,8 e 7,7, apresentar tolerância e crescimento em águas contaminadas com cobre, alterar ciclos de nutrientes em corpos hídricos e tolerar altos níveis de salinidade quando comparada a plantas de água doce (VAN OOSTERHOUT, 2007; BASSETT et al., 2010, 2012; GUO; HU, 2012; RIBEIRO et al., 2014; GRISEB, 2016). Essa espécie é considerada uma erva perene aquática emergente, anfíbia ou terrestre (GRISEB, 2016). Embora a literatura cite o hábito de crescimento terrestre, esta foi observada apenas em entornos lacustres na região de estudo.

A espécie *A. philoxeroides*, também conhecida como Erva de Jacaré apresenta ampla distribuição pelo planeta em ambientes tropicais e subtropicais (MARCHIORETTO, 2008). Ela é uma erva que possui caules ramosos e semiprostrados, suas folhas são curto-pecioladas, podendo ser em forma de lâmina elíptica, oval ou oboval e sua inflorescência é alvo-amarelada. A espécie possui ampla distribuição geográfica na América do Sul, preferencialmente em ambientes úmidos, áreas de banhados ou terrenos lodosos (SENNA, 2018; SIQUEIRA, 2002). Na Austrália, Nova Zelândia, EUA, Portugal, China e Ilhas do Pacífico, esta espécie é considerada invasora (BIONDI; PEDROSA-MACEDO, 2008).

Na Figura 6 é apresentada uma representação gráfica de *A. philoxeroides*, onde é possível observar suas estruturas.

O crescimento emergente de *A. philoxeroides* é ideal na faixa constante de temperatura de 30 °C, não havendo danos severos nessa capacidade na faixa entre 20 e 30 °C. Seu crescimento passa a ser suprimido a temperaturas inferiores a 5 °C, fator que pode ser utilizado no controle de sua propagação, ao dispor seus rizomas sobre o solo em períodos de baixas temperaturas (SHEN et al., 2005).

Figura 6 - Representação gráfica de *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb.



Fonte: Garbari e Pedullà (2001).

Messias et al. (2015) realizaram um levantamento etnobotânico para identificação de plantas medicinais na região urbana do município de Ouro Preto, Minas Gerais, Brasil, que possui grande riqueza em conhecimentos tradicionais proporcionada pela diversidade cultural de seus habitantes de origens europeia, africana e indígenas. Na coleta de dados realizada entre os anos de 1998 e 2000, foram entrevistadas 6.713 pessoas em 4.200 residências, onde 342 espécies foram identificadas e reunidas em 94 famílias. Neste levantamento, propriedades antipiréticas (febrifugal ou antifebril) e analgésicas foram constatadas para a espécie *A. philoxeroides*, e seu princípio ativo como sendo obtido a partir das folhas através

de infusão.

Fang et al. (2009) identificaram metabólitos e compostos fenólicos eficazes contra microorganismos patogênicos amplamente distribuídos em sua biomassa.

Tonetti e Biondi (2015) constataram por meio de observações a forragearia de *A. philoxeroides* por capivaras (*Hydrochaeris hydrochaeris*) no Parque Municipal Tingui no município de Curitiba, Paraná, Brasil.

Leitner e Maranhão (2015) avaliaram o desempenho de *A. philoxeroides* no tratamento de lixiviado do Aterro Sanitário da Caximba, localizado no município de Curitiba (Brasil), entre Janeiro de 2013 e Agosto de 2014. O sistema de pós-tratamento de lixiviados do aterro desativado foi composto por três sistemas de WC (lagoas). O 2º sistema (47,870 m³; TDH: ~84 d) apresentou predominância *A. philoxeroides* no período de estudo. Durante o período de estiagem, em 2013, o lixiviado apresentou concentração de matéria orgânica, em termos de DQO, de 1298 (235) mg L⁻¹, 334 (32) mgNTK L⁻¹, 267 (25) mgN-Amon L⁻¹, 167 (45) mgN-NO₂⁻ L⁻¹, 69 (40) mgN-NO₃⁻ L⁻¹ e 11 (1,1) mgPT L⁻¹ e, a eficiência de remoção obtida para estes parâmetros foram de 22%, 68%, 77%, 89%, 42% e 31%, respectivamente (PREUSSLER; MAHLER; MARANHÃO, 2015).

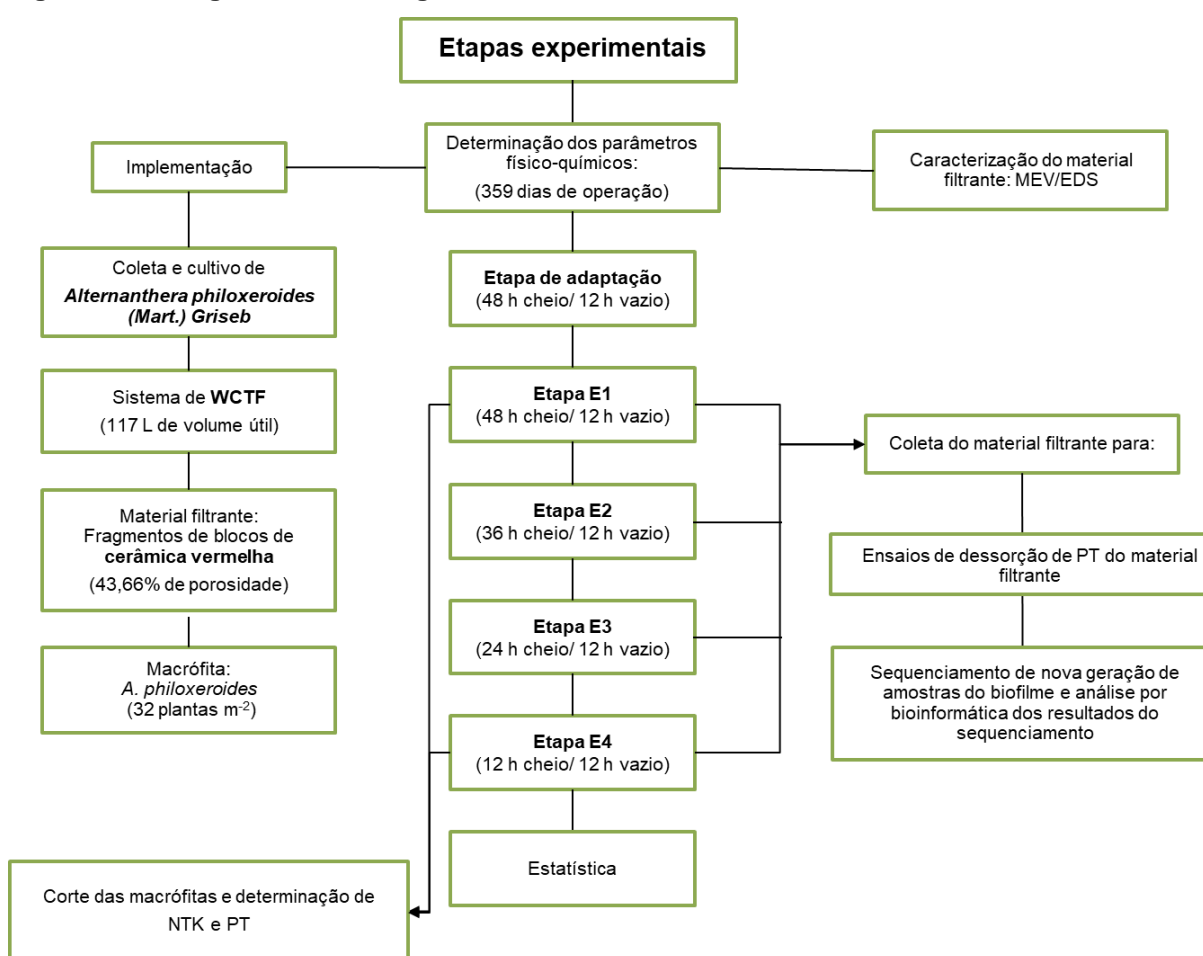
A utilização da *A. philoxeroides* em larga escala deve ser avaliada com cautela, pois sua propagação excessiva em ambientes naturais pode implicar em elevados gastos para seu manejo e controle. Logo, deve-se analisar se sua utilização atribuirá melhor desempenho na remoção de poluentes/nutrientes de interesse e se medidas de colheita e/ou controle serão efetivamente realizadas (BOYD, 1970; VAN OOSTERHOUT, 2007).

4 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo são apresentadas as características de implementação do sistema de WCTF, descrição das etapas operacionais, procedimentos de amostragens e métodos de análises.

Na Figura 7 é apresentado o fluxograma das etapas experimentais abordadas no presente estudo.

Figura 7 - Fluxograma metodológico



Fonte: Autoria própria (2020).

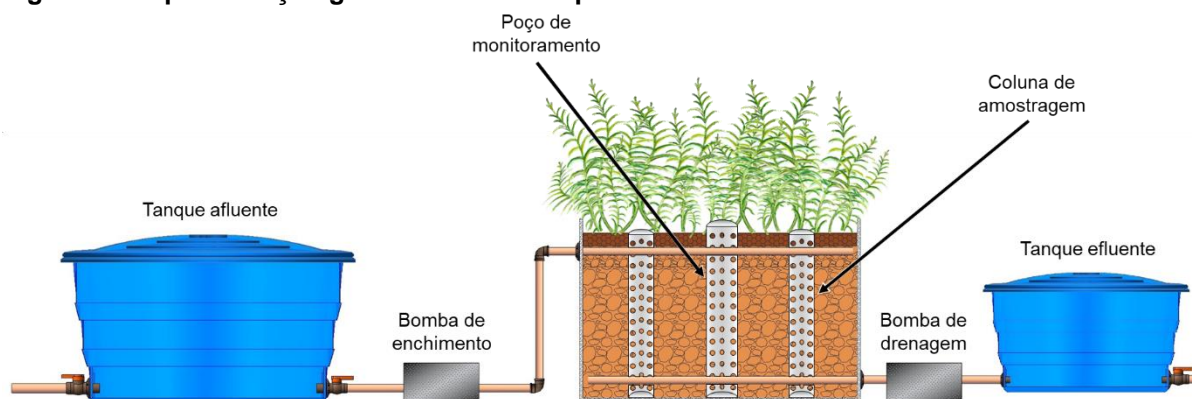
4.1 Localização do Experimento

O experimento foi conduzido na Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), câmpus Curitiba, sede Ecoville (25°26'39"S, 49°21'16"O, 934,36 m de altitude). O clima predominante na região é o Cfb, definido pelo clima úmido e temperado, com temperaturas médias entre 10 e 22 °C, com ocorrência de precipitação de forma irregular durante todo o ano e estação seca não definida (IAPAR, 2008). Durante o período de estudo (359 dias), a variação média mensal de precipitação foi entre 12 e 301 mm, e do período de insolação entre 122 e 213 h (INMET, 2020). A temperatura e umidade atmosférica e temperatura do efluente foram aferidas e discutidas no item 5.3.

4.2 Arranjo Experimental

O sistema, em escala piloto, foi composto por um reservatório do afluente (310 L), um leito de WC (117 L), incluindo um poço de monitoramento e quatro colunas de amostragens, um reservatório do efluente (120 L) e duas eletrobombas (Consul, W10849469) controladas por temporizadores digitais pré-programados (YDT-MB). O leito foi preenchido com fragmentos de blocos de cerâmica vermelha onde foram plantados propágulos de *Althernanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb (32 plantas m⁻²). A alimentação ocorreu de modo subsuperficial descendente e a drenagem próximo à base do leito (Figura 8).

Figura 8 - Representação gráfica do corte de perfil do sistema de WCTF



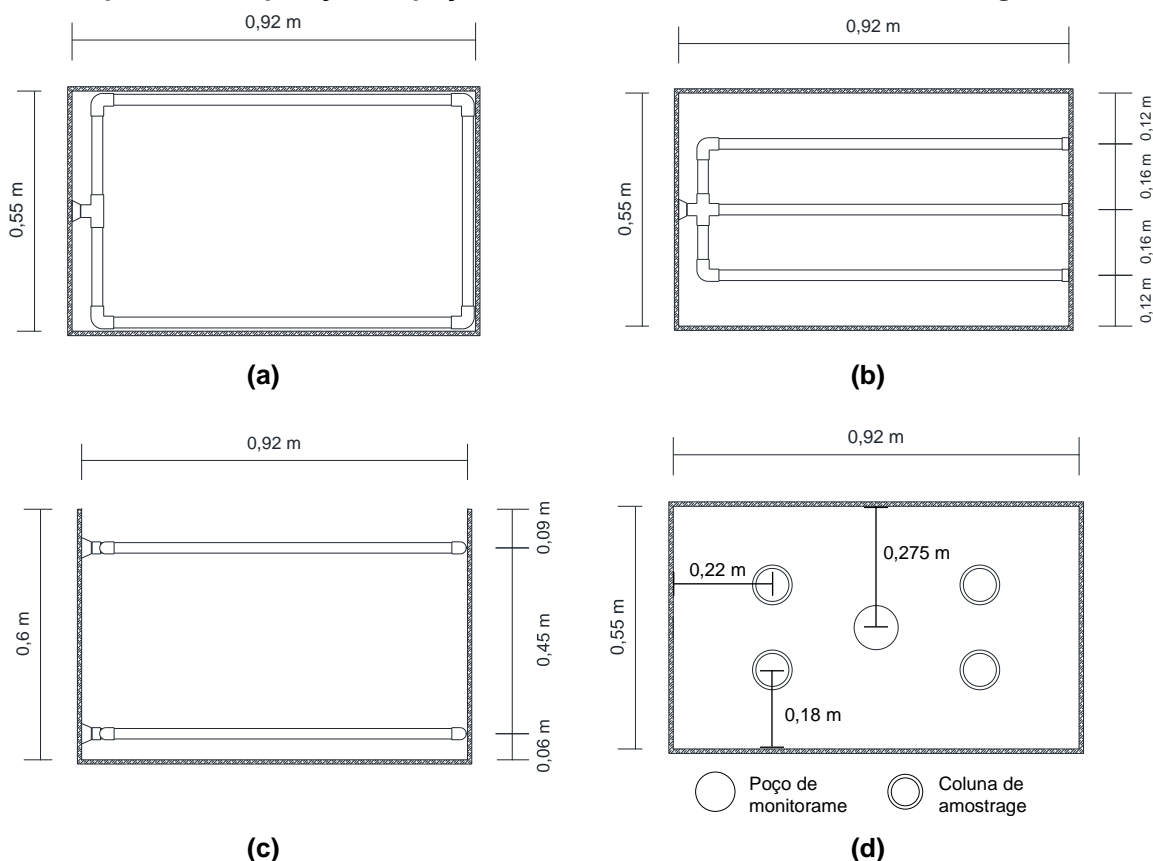
Fonte: Autoria própria (2020).

4.2.1 Leito do sistema

O leito do sistema de WC foi confeccionado em um tanque de polietileno com comprimento de 0,92 m, largura de 0,56 m e altura de 0,60 m. A tubulação de alimentação foi disposta ao longo do perímetro do leito em uma linha horizontal e posicionada a 0,52 m da base (Figura 9-A). A tubulação de drenagem foi feita por tubos distribuídos em três linhas paralelas e equidistantes em 0,16 m (Figura 9-B). As tubulações de alimentação e drenagem foram confeccionadas em tubos de PVC de 25 mm e perfuradas em suas superfícies com broca de 8" e espaçamentos de 10 cm e 5 cm, respectivamente (Figura 9-C).

Figura 9 - Desenho esquemático do leito de WCTF

(a) Vista superior da tubulação de enchimento; (b) Vista superior da tubulação de drenagem; (c) Corte de perfil apresentando a disposição das tubulações de enchimento e de drenagem; (d) Vista superior da disposição do poço de monitoramento e colunas de amostragens.



Fonte: Autoria própria (2020).

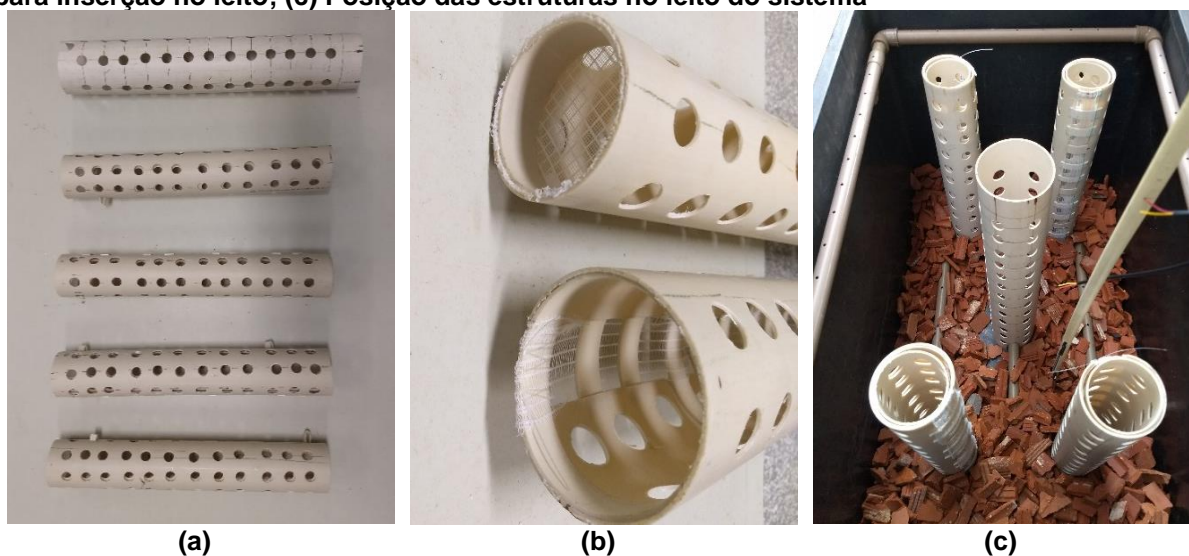
Para viabilizar amostragens representativas do material filtrante, biofilme e macrófitas aquáticas e aferição de alguns parâmetros físico-químicos *in situ* sem ocasionar perturbações ao sistema, quatro colunas de amostragens e um poço de

monitoramento foram implementados. As colunas foram posicionadas no centro de cada quadrante e o poço de monitoramento foi posicionado no centro do leito (Figura 9-D e Figura 10).

As colunas de amostragens foram confeccionadas utilizando quatro tubos de PVC de 75 mm com 0,55 m de comprimento, revestidas em suas bases com telas de polietileno com função de suporte para o material filtrante a ser inserido em seu interior (Figura 10-A). Tubos de maior diâmetro foram inseridos no leito de WC, de modo a abrigar as colunas de amostragens, permitindo suas retiradas e inserções sem perturbações ao sistema, compondo estruturas semelhantes à de gavetas. As colunas e seus respectivos suportes de leito foram perfurados de modo perpendicular transversal com broca serra copo de 25 mm e espaçamentos de aproximadamente 0,03 m. O poço de monitoramento foi confeccionado utilizando um tubo com diâmetro de 100 mm, comprimento de 0,6 m e com perfurações circulares de 25 mm a cada 0,05 m (Figura 10).

Figura 10 - Estrutura das colunas de amostragens e poço de monitoramento.

(a) Estruturas confeccionadas para coleta e monitoramento *in situ* do sistema de WC; (b) Coluna de amostragem com suporte de base em tela de polietileno ao lado de sua estrutura de suporte para inserção no leito; (c) Posição das estruturas no leito do sistema



Fonte: Autoria própria (2020).

Para reforçar o tanque de polietileno e minimizar os efeitos da incidência da luz solar em suas laterais, o que poderia levar ao aumento excessivo da temperatura em seu interior, dois quadros de madeira foram instalados (Figura 11-A) como suporte para placas de madeira compensada (espessura: 10 mm) que foram revestidas internamente com placas de isopor (espessura: 20 mm) (Figura 11-B e C). A base e

as tubulações dispostas no leito do sistema foram niveladas (Figura 11- D e E). Uma cobertura de filme plástico translúcido (espessura: 0,4 mm; dimensões: 1,20 m x 3,0 m) foi utilizada para proteger o sistema de despejos de água proveniente da marquise do bloco IJ em períodos de chuva (Figura 11-F).

Figura 11 - Etapas de implementação do leito do sistema.

(a) Instalação do suporte em madeira; (b) Instalação do revestimento térmico (isopor); (c) Instalação das placas de madeira compensada; (d) Instalação do suporte da cobertura e base do leito; (e) Instalação do suporte da cobertura e base; (f) Vista geral do leito de WC.



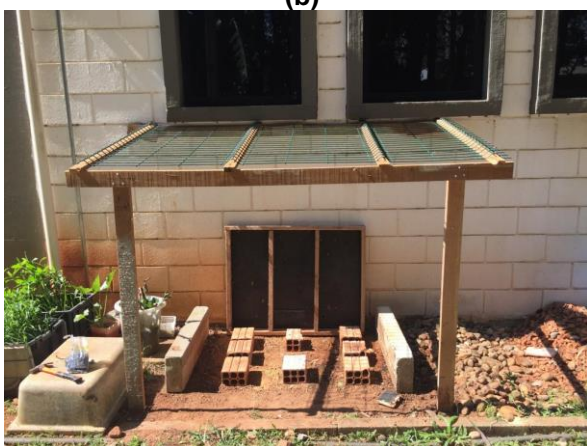
(a)



(b)



(c)



(d)



(e)

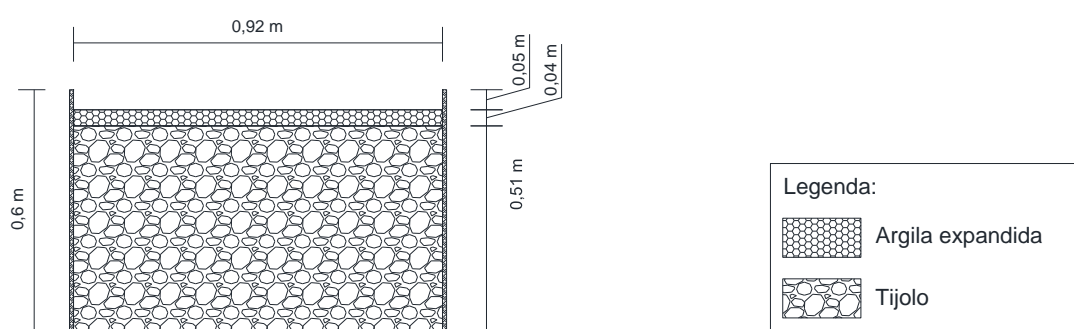


(f)

Fonte: Autoria própria (2020).

Foram utilizados como material filtrante, e suporte para crescimento das macrófitas, blocos de cerâmica vermelha (tijolos) de resíduos da construção civil (RCC). Os blocos foram fragmentados manualmente com auxílio de martelo, lavados para retirada de poeira e igualmente inseridos no leito de WC e colunas de amostragens, de modo a compor uma camada de 0,51 m. Sobre esta, uma camada de 0,04 m de argila expandida (acima do nível da água), proveniente de RCC, foi inserida para fim paisagístico (Figura 12).

Figura 12 - Perfil das camadas de materiais filtrantes.



Fonte: Autoria própria (2020).

Devido à impossibilidade de medição granulométrica do material filtrante, parâmetro amplamente mensurado e discutido em pesquisas relacionadas a sistemas de WC devido à sua forma e tamanho, foram adotadas medições de três dimensões (X, Y e Z) realizadas em 100 fragmentos, conforme apresentado na Tabela 3.

Tabela 3 - Máximos e mínimos dos valores de comprimento (X), altura (Y) e largura (Z) dos fragmentos de blocos cerâmica vermelha (n = 100)

	X (cm)	Y (cm)	X (cm)
Máximo	8,3	4,76	5,7
Mínimo	2,4	1,4	0,6

Fonte: Autoria própria (2020).

4.2.2 Cobertura vegetal

A espécie de macrófita aquática utilizada na cobertura vegetal do sistema foi a *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb coletada no Parque Barigui, localizado no município de Curitiba, Paraná (Brasil), no dia 08 de junho de 2018. O ponto de coleta foi situado entre as coordenadas 25° 25' 25" S e 49° 18' 27" W.

Devido às características de crescimento da espécie, onde não há homogeneidade no tamanho e comprimento de sua porção submersa além da formação de um emaranhado (Figura 13-C), a coleta foi realizada com auxílio de uma tesoura de poda e sacolas plásticas para seu armazenamento. Após a coleta, as plantas foram imediatamente levadas ao Laboratório de Saneamento (LabSan) da UTFPR, lavadas com água de torneira e condicionadas em caixa plástica onde permaneceram (Figura 13-A) sendo alimentadas de uma a duas vezes por semana com o efluente de interesse a ser tratado. No dia 27 de setembro de 2018 foram selecionadas para o plantio no sistema (Figura 13-B).

Figura 13 - A. *Philoxeroides* coletada e após período de adaptação.

(a) *A. Philoxeroides* após coleta; (b) após período de adaptação ao efluente (111 dias); (c) vista do emaranhado formado na porção submersa das macrófitas.



(a)



(b)



(c)

Fonte: Autoria própria (2020).

Por não apresentar crescimento em unidades definidas, foram realizados cortes dos espécimes cultivados de *A. philoxeroides* a fim de gerar propágulos para plantio no sistema. Na Figura 14 são apresentadas algumas fotografias a fim de caracterizar tais propágulos.

Figura 14 - Exemplos de cortes dos propágulos de *A. philoxeroides* selecionados para plantio



Fonte: Autoria própria (2020).

Após definição dos propágulos de *A. philoxeroides*, estes foram plantados no sistema juntamente com o preenchimento do leito com o material filtrante (fragmentos de blocos de cerâmica vermelha). As raízes e os estolões foram dispostos a partir de 20 cm abaixo da linha estabelecida como superfície (Figura 15).

Figura 15 - Etapa de plantio dos propágulos de *A. philoxeroides*



Fonte: Autoria própria (2020).

4.2.3 Características gerais do sistema

No Quadro 4 são apresentadas informações pertinentes ao sistema de WCTF quanto as suas dimensões, vazão das bombas, altura de fixação dos sensores de temperatura e da camada de material filtrante a partir da base, índice de espaços vazios e densidade de plantio de *A. philoxeroides*.

Quadro 4 - Características do sistema de WCTF

Descrição	Valor	Unidade
Leito		
Altura do leito	0,60	m
Largura do leito	0,56	m
Comprimento do leito	0,92	m
Área superficial	0,5152	m ²
Volume total do leito	0,309	m ³
Volume útil total	0,117	m ³
Material filtrante		
Altura do material filtrante no leito	0,51	m
Massa total de blocos cerâmicos	169,54	kg
Índice de espaços vazios	43,66	%
Cobertura vegetal		
Densidade de <i>A. philoxeroides</i>	31,62	plantas m ⁻²
Monitoramento online		
Sensor de Temp. 1 (A partir da superfície)	0,15	m
Sensor de Temp. 2 (A partir da superfície)	0,45	m
Vazões		
Vazão da bomba de alimentação	5,85	L min ⁻¹
Vazão da bomba de drenagem	3,9	L min ⁻¹

Fonte: Autoria própria (2020).

4.3 Operação e Monitoramento

A alimentação do sistema de WCTF foi feita de forma descendente e subsuperficial, e a estratégia operacional consistiu na variação do tempo de cheia e tempo de repouso fixo de 12 h, no qual o sistema foi mantido drenado, de acordo com a metodologia adaptado de Li et al. (2015). Neste estudo foram avaliados períodos de cheia de 48, 48, 24, 36 e 12 h nas etapas de adaptação, E1, E2, E3 e E4, respectivamente (Figura 16).

Figura 16 - Etapas operacionais avaliadas no sistema de WCTF

CHV – Carga hidráulica volumétrica; TCO – Taxa de carregamento orgânico em termos de DQO; TCN – Taxa de carregamento orgânico em termos de nitrogênio total; TCP – Taxa de carregamento orgânico em termos de fósforo total.

Etapa	CHV (m ³ d ⁻¹)	TCO (gDQO m ⁻² d ⁻¹)	TCN (gNT m ⁻² d ⁻¹)	TCP (gPT m ⁻² d ⁻¹)	Tempo de operação	
Adaptação	0,0468	10,9 (5,8)	3,4 (1,6)	0,7 (0,3)	48 h	12 h
E1	0,0468	19,6 (2,8)	3,7 (0,4)	0,9 (0,1)	48 h	12 h
E2	0,0585	23,8 (4,2)	4,1 (0,7)	1,1 (0,1)	36 h	12 h
E3	0,078	32,5 (6,2)	6,0 (0,1)	1,6 (0,1)	24 h	12 h
E4	0,117	43,8 (9,1)	6,9 (0,7)	2,0 (0,1)	12 h	12 h

Legenda:

Cheio

Drenado

Fonte: Autoria própria (2020).

O tempo de enchimento e de drenagem foram incluídos no período de cheia e de repouso, respectivamente. O enchimento do sistema ocorreu em 20 min, com vazão de 5,85 L min⁻¹, e a drenagem ocorreu em 30 min, com vazão de 3,9 L min⁻¹.

A duração total do experimento foi de 359 dias, divididos em Etapa de adaptação (1° a 94° d), Etapa E1 (95° a 148° d), Etapa E2 (149° a 194° d), Etapa E3 (195° a 301° d) e Etapa E4 (302° a 359° d).

4.3.1 Efluente

Durante a etapa de adaptação (1 - 94 d) o sistema foi alimentado somente com as águas de um córrego que passa na sede Ecoville da UTFPR, câmpus Curitiba. Foi possível observar elevada variação da carga de matéria orgânica, em termos de DQO, ao longo desse período (55 - 250 mgDQO_{bruta} L⁻¹). Desta forma, nas seguintes etapas operacionais, as águas provenientes do córrego armazenadas no reservatório do afluente passaram a ser suplementadas para atingirem concentrações de até 250 mgDQO L⁻¹, de acordo com a metodologia adaptada de Torres (1992) (Tabela 4).

Tabela 4 - Composição do esgoto sanitário sintético “fraco”

Descrição	Quantidade para 1 L (g)
Extrato de Carne (g)	0,06
Amido Solúvel P.A. (C ₆ H ₁₀ O ₅) _n (g)	0,01
Farinha de Trigo (g)	0,2
Sacarose (C ₁₂ H ₂₂ O ₁₁) (g)	0,0175
Cloreto de Amônio P.A. – ACS (NH ₄ Cl) (g)	0,038
Cloreto de Sódio P.A. (NaCl) (g)	0,25
Cloreto de Magnésio P.A. (MgCl ₂ ·6H ₂ O) (g)	0,007
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)	0,15

Fonte: Adaptado de Torres (1992).

As águas do córrego eram bombeadas a partir de um represamento por uma bomba submersa da marca Ferrari, modelo XKS-401 PW, para o tanque de armazenamento do afluente (310 L), onde era suplementado com o esgoto sintético.

Tanto para a alimentação quanto para a drenagem do sistema foram utilizadas eletrobombas de 127 V (Consul, modelo W10849469), controladas por temporizadores digitais bivolt (YDT-MB), previamente programados para cada regime operacional avaliado.

4.3.2 Monitoramento do Sistema

Na Tabela 5 são apresentados os parâmetros físico-químicos determinados nas amostras do afluente e efluente do sistema de WCTF.

Tabela 5 - Parâmetros físico-químicos, seus métodos e referências

Parâmetros	Método	Nº do Método	Referência
Temperatura do líquido (°C)*	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Rice et al. (2012)
pH	Potenciométrico	4500-H ⁺ B	Rice et al. (2012)
Turbidez (UNT)	Nefelométrico	2130_B	Rice et al. (2012)
Condutividade elétrica ($\mu\text{s cm}^{-1}$)	Condutimétrico	2510_B	Rice et al. (2012)
Potencial de oxirredução (mV)*	Potenciométrico	2580 ORP	Rice et al. (2012)
Oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$)*	Polarográfico	4500_O ₃ B	Rice et al. (2012)
DQO (mg L^{-1})	Espectrofotométrico	5220_D	Rice et al. (2012)
N-NTK (mgNTK L^{-1})	Titulométrico	4500_N _{org}	Rice et al. (2012)
N-amoniacal ($\text{mgN-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$)	Titulométrico	4500_N C	Rice et al. (2012)
Nitrito ($\text{mgN-NO}_2^- \text{ L}^{-1}$)	Espectrofotométrico	4500_NO ₂ ⁻ B	Rice et al. (2012)
Nitrato ($\text{mgN-NO}_3^- \text{ L}^{-1}$)	Espectrofotométrico	4500_NO ₃ ⁻	Rice et al. (2012)
Fósforo Total ($\text{mgPO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$)	Espectrofotométrico	4500_P	Rice et al. (2012)

***Medição *in situ* antes da alimentação do sistema no tanque afluente e após alimentação do sistema e no término do período de cheia no poço de monitoramento do WCTF.**

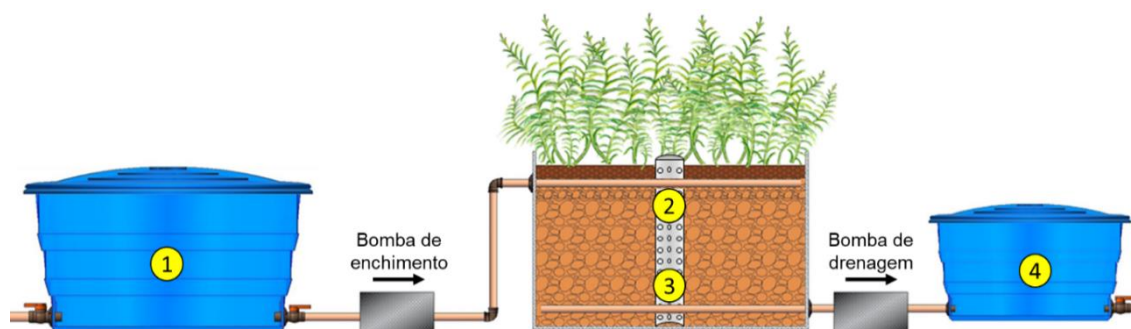
Fonte: A autoria própria (2020).

Para cada etapa operacional avaliada, todos os parâmetros físico-químicos mencionados na Tabela 5 foram determinados em oito amostras do afluente e oito do efluente em unicata, com exceção da DQO que foi analisada em duplicata, com frequência de análise de uma a três vezes por semana.

As medições *in situ* de temperatura atmosférica e do líquido no interior do sistema (48 medições diárias) foram automatizadas por meio de plataforma eletrônica de código aberto e módulos eletrônicos de detecção, cujas especificações são apresentadas no Apêndice A.

As amostras do afluente eram coletadas no reservatório do afluente (Figura 17 - 1), juntamente com as medições *in situ* de temperatura, potencial de oxidação-redução (sensor YSI Pro 10 *Professional Series*) e oxigênio dissolvido (sensor YSI 550A), seguindo com o enchimento do sistema. Logo após seu enchimento, as medições eram realizadas no poço de monitoramento nas profundidades de 15 cm (Figura 17 - 2) e 40 cm (Figura 17 - 3) abaixo da superfície. Então o sistema permanecia cheio durante o tempo específico de cada etapa operacional. Ao término do período de cheia, as medições eram novamente realizadas no poço de monitoramento, então todo o conteúdo do sistema era drenado para o reservatório do efluente para posterior coleta (Figura 17 - 4).

Figura 17 - Representação gráfica do sistema de WCTF com indicação dos pontos amostrais.



Fonte: Autoria própria (2020).

Independente da etapa operacional, os tratamentos avaliados eram sempre os que tinham a alimentação programada para às 08:00 h, pois nas etapas de adaptação e etapas 1 e 3, sempre ocorria uma alimentação às 08:00 h e a seguinte às 20:00 h. As análises eram realizadas imediatamente após a coleta e foram conduzidas no Laboratório de Saneamento (LabSan) do Departamento Acadêmico de Construção Civil (DACOC).

4.4 Caracterização do Material Filtrante

A caracterização dos fragmentos de blocos de cerâmica vermelha foi realizada por meio de microscopia eletrônica de varredura com espectroscopia por dispersão de energia de raios X (MEV/EDS) utilizando um microscópio eletrônico de varredura Zeiss, modelo EVO/MAI 15. Fotomicrografias da estrutura física dos fragmentos de blocos cerâmicos foram obtidas nas amplitudes de 200, 500, 1.000, 2.000 e 5.000 vezes. Paralelamente ao MEV, foi realizado o EDS para identificação elementar qualitativa do material. Para isso, as amostras foram previamente secas em estufa de recirculação forçada Medclave a 40 °C até atingirem massa constante. O EDS foi realizado em seis pontos amostrais de três amostras do material, resultando em seis espectros de leitura, dos quais se puderam obter médias da composição elementar qualitativa para as amostras.

As amostras foram preparadas no LabSan e as análises, MEV-EDS e DRX, foram realizadas no Centro Multiusuário de Caracterização de Materiais (CMCM) da sede Centro da UTFPR, câmpus Curitiba.

4.5 Sequenciamento de nova geração

Amostras de microrganismos para a análise de sequenciamento de nova geração foram provenientes das colunas de amostragens, coletadas ao término de cada etapa operacional, com exceção da etapa de adaptação. Para o preparo das amostras, todo o conteúdo de cada coluna de amostragem, ou seja, o material filtrante e o volume equivalente de efluente coletado do sistema, foram inseridos em uma coluna de PVC, em seguida lacrada e agitada por inversão de modo manual durante 2 minutos. O líquido resultante da agitação foi armazenado em tubos *falcon* (50 mL), congelado a -80 °C e então enviado ao laboratório da empresa GeGenetic (Curitiba, Brasil).

Para a determinação da comunidade microbiana foi realizada extração de DNA e amplificação por reação em cadeia da polimerase (PCR), seguida pelo sequenciamento Illumina MiSeq, de acordo com as seguintes etapas:

1. Purificação do DNA das amostras com o *Quick-DNA Fecal / Soil Microbe Miniprep (Zymo)*, de acordo com as instruções do fabricante;
2. Verificação da qualidade e quantidade do DNA extraído por meio de espectrofotometria (Nanodrop 2000, Thermo);
3. Utilização de 20 ng de DNA como alíquota para 18 ciclos de amplificação da região V3-V4 do gene 16SrRNA, utilizando os iniciadores 515F e 806R (CAPORASO et al., 2012) e *GoTaq Master Mix (Promega)*;
4. Os produtos de PCR foram quantificados utilizando o *kit Qubit dsDNA HS (Invitrogen)* e sequenciados com o Kit de Sequenciamento 300V2 (Illumina) em um Illumina MiSeq (Illumina);
5. As sequências foram analisadas usando o QIIME 1.8 (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*; CAPORASO et al., 2010a), e as leituras compiladas em um arquivo FASTq;
6. A classificação das unidades taxonômicas operacionais (OTUs) foi realizada pelo método UCLUST (EDGAR, 2010). As sequências representativas de cada OTU foram alinhadas usando-se o PyNast (CAPORASO et al., 2010b) e ChimeraSlayer (*Chimeric Sequence Detection Utility*) (HAAS et al., 2011);
7. Para a classificação taxonômica das OTUs representativas, utilizou-se o RDP Classifier (*Ribossomal Database Project*, <http://rdp.cme.msu.edu/>) e BLASTn Green Genes 5.6 (DESANTIS et al., 2006).

4.6 Quantificação de Nutrientes no Tecido Vegetal

Amostras de *A. philoxeroides* foram coletadas para determinação dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e fósforo ao término do período de adaptação e ao término do período experimental. As amostras foram compostas de parte do corte realizado na porção aérea das macrófitas, sem realização de desplante.

As amostras frescas foram mantidas em estufa a 60 °C até atingirem massa constante (aproximadamente 72 h). A massa das macrófitas foram determinadas enquanto frescas e após secagem. Em seguida, o material foi triturado em um triturador tipo Willey.

A determinação de NTK do tecido vegetal foi realizada conforme a metodologia proposta pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1999), na qual ~0,3 g da amostra seca e triturada, juntamente com 0,3 g de ácido salicílico, foram adicionados em 50 mL de água destilada. Em seguida, a solução foi analisada conforme a metodologia para determinação de NTK de Rice et al. (2012).

Para determinação de PT foi adotada a metodologia proposta por Pompêo e Moschini-Carlos (2003). Foram quantificadas as massas de cadinhos previamente calcinados a 550 °C durante uma hora. Em seguida, foi adicionado entre 0,1 a 0,3 g da amostra seca e triturada nos cadinhos, as massas foram determinadas novamente. Para se obter a massa seca livre de cinzas, os cadinhos contendo as amostras foram novamente pesados após calcinação a 550 °C durante uma hora. As cinzas obtidas da calcinação foram retiradas por sucessivas lavagens com 25 mL da solução de ácido clorídrico 1 N e transferidas para frascos Erlenmeyer de 125 mL.

Em seguida, os frascos Erlenmeyers foram aquecidos durante 15 minutos em chapa aquecedora a 100 °C, cuidando para que seu conteúdo não evaporasse por completo. O conteúdo restante foi inicialmente diluído em balões volumétricos de 100 mL com água destilada, e as diluições seguintes foram realizadas em tubos de ensaio de 10 mL. As diluições necessárias para enquadramento das absorbâncias na curva analítica foram de 0,5 e 0,4 mL em 10 mL. A determinação do fósforo foi realizada com a metodologia utilizando ácido ascórbico, conforme Rice et al. (2012). As leituras foram feitas imediatamente após 15 min de reação, em espectrofotômetro HACH UV-vis (DR 5000), em comprimento de onda de 882 nm.

4.7 Dessorção de fosfato do material filtrante

Ensaio de dessorção, em duplicata, foram realizados para estimar o fosfato (PO_4^{3-}) removido por meio do material filtrante no sistema de WCTF durante o experimento. Duas amostras de fragmentos do material filtrante proveniente de cada etapa operacional e utilizados na amostragem de microrganismos (ver item 4.5) foram selecionados aleatoriamente para os ensaios de dessorção. Aproximadamente 22 g do material seco e triturado (0,7 – 1,4 cm) foi inserido em frascos de Erlenmeyer (125 mL) com 100 mL de solução de NaOH (1 N), de acordo com uma metodologia adaptada de Ajmal et al. (2018), Kong et al. (2018) e Lalley et al. (2016). Os frascos foram mantidos em uma *shaker* orbital (Solab, SL222) a 150 rpm, sob 25 °C durante 24 h. Em seguida, as soluções foram filtradas e a concentração residual quantificada através do método utilizando ácido ascórbico de Rice et al. (2012). A leitura foi realizada após 15 min de reação, em um espectrofotômetro UV (HACH UV-vis, DR 500) no comprimento de onda de 882 nm.

4.8 Estatística

As análises estatísticas foram realizadas com auxílio do *software* livre BioEstat 5.0 (Tefé, Amapá, Brasil). Para determinar a normalidade de distribuição dos dados, obtidos a partir de determinações de parâmetros físico-químicos das amostras do afluente e efluente do sistema de WCTF, foi utilizado o teste de *Shapiro-Wilk*, para número de dados entre 2 e 51, e K variáveis, considerando o seguinte par de hipóteses para avaliação dos parâmetros:

H_0 : Os escores obtidos para o tratamento da variável apresentam distribuição normal: $p > 0,05$;

H_1 : Os escores obtidos para o tratamento da variável não apresentam distribuição normal: $p < 0,05$.

Posteriormente, foi verificado se houve diferença estatística dos valores afluentes dos parâmetros físico-químicos determinados e nas eficiências de redução, em resposta a variação do tempo de cheia do sistema de WCTF. Para tanto, quando

constatada distribuição normal dos dados, foi aplicado o teste paramétrico ANOVA (um critério). E quando não constatada normalidade, foi aplicado o Teste de *Kruskal-Wallis*, não paramétrico. Para ambos os testes, as seguintes hipóteses foram adotadas:

H₀: O tempo de cheia do sistema de WCTF não interfere na eficiência de tratamento: $p > 0,05$;

H₁: O tempo de cheia do sistema de WCTF interfere na eficiência de tratamento: $p < 0,05$.

4.9 Procedimentos de cálculo

Neste item são apresentados os procedimentos de cálculo de nitrogênio total (NT), eficiência de remoção, carga hidráulica volumétrica (CHV), taxa de carregamento orgânico (TCO) e balanço de massa em termos de NT e PT adotados no presente estudo.

4.9.1 Nitrogênio total

A concentração de NT foi calculada com base nos valores de NTK, nitrito e nitrato para as amostras do afluente e do efluente de acordo com a Equação 1.

$$NT = NTK_{Afl.} + Nitrito_{Afl.} + Nitrato_{Afl.} \quad Eq. 1$$

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

$NTK_{Afl.}$ – Concentração de NTK nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$);

$Nitrito_{Afl.}$ – Concentração de nitrito nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$);

$Nitrato_{Afl.}$ – Concentração de nitrato nas amostras do afluente ($mg L^{-1}$).

4.9.2 Eficiência de Remoção

A eficiência de remoção da turbidez, DQO, NTK, N-Amon, nitrito, nitrato, NT e PT foram calculados de acordo com a Equação 2.

$$\% \text{ Remoção} = \frac{\text{Valor}_{\text{Afl.}} - \text{Valor}_{\text{Efl.}}}{\text{Valor}_{\text{Afl.}}} \times 100 \quad \text{Eq. 2}$$

% Remoção – Eficiência de remoção (%);

Valor_{Afl.} – Concentração do parâmetro nas amostras do afluente (mg L⁻¹);

Valor_{Efl.} – Concentração do parâmetro nas amostras do efluente (mg L⁻¹).

4.9.3 Carga hidráulica volumétrica

A carga hidráulica volumétrica foi adotada como a relação entre o volume de efluente a ser tratado no sistema pelo tempo total de tratamento, e foi calculada de acordo com a Equação 3.

$$\text{CHV} = \frac{V}{T} \quad \text{Eq. 3}$$

CHV – Carga hidráulica volumétrica (m³ d⁻¹);

V – Volume útil do sistema (m³);

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

4.9.4 Taxa de carregamento orgânico

As taxas de carregamento orgânico em termos de DQO, NT e PT aplicadas no sistema foram calculadas de acordo com a Equação 4.

$$\text{TCO} = \frac{\text{CHV} \times C}{A} \quad \text{Eq. 4}$$

TCO – Taxa de carregamento orgânico (g m² d⁻¹);

CHV - Carga hidráulica volumétrica (m³ d⁻¹);

C – Concentração do parâmetro (g m⁻³);

A – Área superficial do sistema (m²).

4.9.5 Balanço de massa

O balanço de massa em termos de NT e PT foi determinado para o período compreendido entre o 111º ao 359º dia de operação do sistema, equivalente às etapas E1, E2, E3 e E4. Foram quantificadas as taxas de carregamento orgânico em termos de NT e PT no afluente e efluente e as eficiências médias de remoção de cada parâmetro (Equação 2). A contribuição do material filtrante, metabolismo microbiano e demais mecanismos de remoção do NT e PT são considerados como “outros”, assim como Wu et al. (2013).

As massas totais e as taxas de carregamento orgânico de NT e PT aplicadas no sistema durante o período analisado foram calculadas conforme apresentado nas Equações 5 e 6.

$$NT\ total = \sum_{i=E1}^{E4} C_i \times n_i \times v \quad Eq.5$$

NT total – Massa de nitrogênio total aplicada no sistema do 111º ao 359º dia de operação do sistema (mg);

i – Número de ordem da operação;

E1, E2, E3 e E4 – Etapas operacionais;

C – Concentração média de NT em cada etapa operacional (mg L⁻¹);

n – Número de acionamentos da bomba de alimentação do sistema realizados em cada etapa operacional;

v – Volume total do sistema (L).

$$TCO\ total = \frac{NT\ total}{t \times a} \quad Eq.6$$

TCO total – Taxa de carregamento orgânico, em termos de NT, quantificado do 111º ao 359º dia de operação do sistema (mg);

t – tempo de operação do sistema (d);

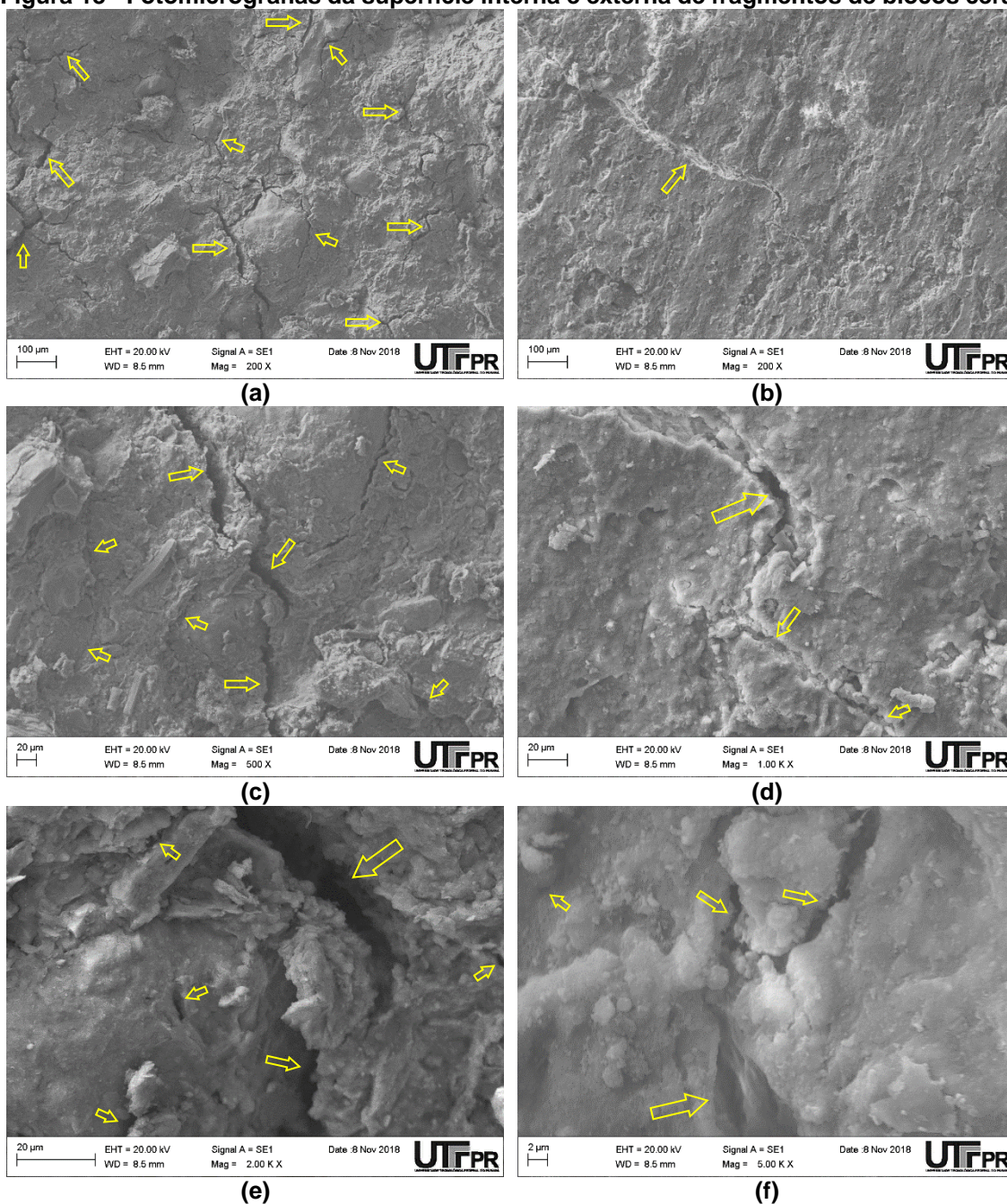
a – área superficial do sistema (m²).

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Caracterização do Material Filtrante

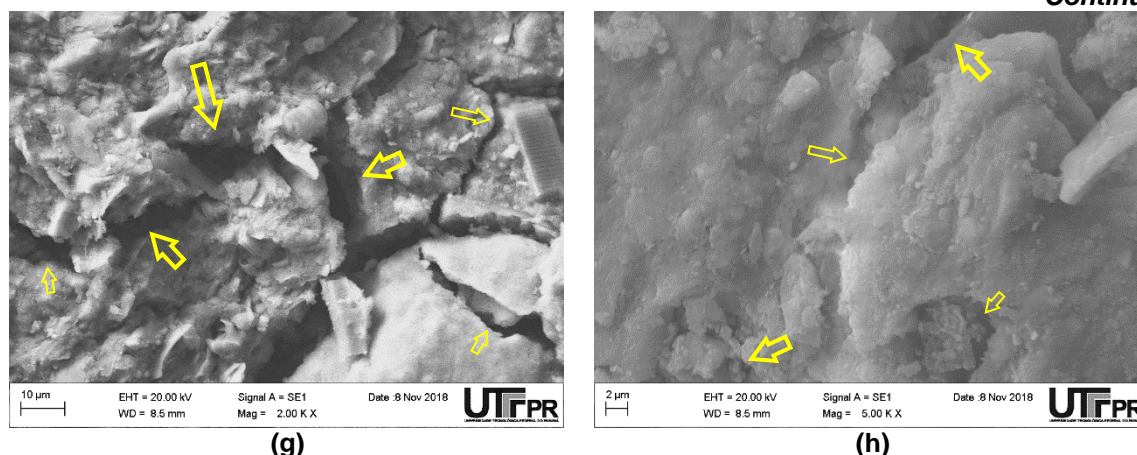
Por meio de fotomicrografias obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) foi possível visualizar a superfície externa e interna de amostras de blocos cerâmicos (Figura 18).

Figura 18 - Fotomicrografias da superfície interna e externa de fragmentos de blocos cerâmicos



Continua

Figura 18 - Fotomicrografias da superfície interna e externa de fragmentos de blocos cerâmicos
Continuação



Setas amarelas indicam fissuras no material.

Legenda: Superfície interna – a (200x), c (500x), e (2.000x), g (2.000x); Superfície externa – b (200x), d (1000x), f (5.000x), h (5.000x);

Fonte: Autoria própria (2020).

Em ambas as superfícies do material foram observadas irregularidades, como rugosidade, presença de microfissuras e porosidade aparente. Estas características foram observadas em maior quantidade na superfície interna fraturada (Figura 18 - a, c, e, g) quando comparada à superfície externa não fraturada (Figura 18 - b, d, f, h).

A composição elementar qualitativa dos fragmentos foi obtida por meio de espectroscopia por dispersão de energia de raios X (EDS), em triplicata, conforme apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 - Análise elementar qualitativa por espectro de raios-X de energia dispersiva (EDS) de fragmentos de blocos cerâmicos

Amostras	C (%)	O (%)	Al (%)	Si (%)	Ti (%)	Fe (%)	Outros (%)	Total (%)
1	9	47	13	27	1	3	1	100
2	35	35	11	13	1	3	2	100
3	8	55	13	20	1	3	0	100

Fonte: Autoria própria (2020).

Os elementos predominantes verificados nos fragmentos do bloco cerâmico foram carbono (C), oxigênio (O), alumínio (Al), silício (Si) e ferro (Fe), dentre outros em quantidades inferiores a 1%, como sódio (Na), magnésio (Mg), cloro (Cl), potássio (K) e cálcio (Ca). Segundo Lisboa (2014) a presença predominante destes elementos é atribuída à utilização de argilas comuns como matéria prima para produção de tijolos de cerâmica vermelha, que geralmente possuem altos teores de dióxido de silício (SiO₂), óxido de ferro (III) (Fe₂O₃), óxido de cálcio (CaO), óxido de sódio (Na₂O) e

óxido de potássio (K_2O) em sua composição.

Outros autores também verificaram presença destes compostos em maiores porcentagens. Coroadó et al. (2010) constataram frações de SiO_2 (68%), Al_2O_3 (15%), Fe_2O_3 (5%) e K_2O (4%) em argila com potencial para produção de tijolos cerâmicos.

Munir et al. (2018) obtiveram frações de SiO_2 (55%), Al_2O_3 (10%), CaO (9%), Fe_2O_3 (5%), MgO (3%), e K_2O+Na_2O (4%), peso unitário de $11,32 \text{ kg m}^{-3}$ e densidade específica de 2,56.

Vafaei e Allahverdi (2019) observaram frações de SiO_2 (51%), Al_2O_3 (16%), CaO (10%), Fe_2O_3 (4,9%), MgO (6%), e K_2O+Na_2O (8%) em pó de tijolos de argila com granulometria inferior a $70 \mu\text{m}$.

Diferentemente de Munir et al. (2018) e Vafaei e Allahverdi (2019) que notaram porcentagens de CaO próximas a 10%, Cabral (2019) verificou porcentagem máxima de CaO de aproximadamente 2% após pré-ativação química da cerâmica vermelha com cal dolomítica na concentração de 15 g L^{-1} durante 24 h.

Segundo Machado et al. (2017) o cascalho é o material filtrante mais utilizado na construção de sistemas de WC no Brasil, seguido da areia e da mistura de cascalho com areia, cascalho de ervilha e escoria de aciaria. Segundo os autores, estes materiais empregados em sistemas de WC apresentam bons resultados na remoção de DQO e DBO.

Em sistemas de WCTF a capacidade de troca catiônica (CTC) do material filtrante é um fator importante que pode contribuir no processo de atração eletrostática e adsorção de elementos, como amônia e fósforo (AUSTIN, 2006). Materiais à base de argila possuem alto potencial adsorvente, pois a argila possui elevada CTC. Na argila ocorrem substituições isomórficas (Fe^{3+} por Al^{3+} , Si^{4+} por Al^{3+} ou Al^{3+} por Mg^{2+}) que promovem adsorção de cátions, que por sua vez atraem diferentes espécies aniônicas. Os cátions presentes nas cerâmicas, mesmo após a cura como observado nas caracterizações supracitadas, podem atuar na adsorção de ânions inorgânicos e orgânicos (NEUMANN, et al. 2000; KÄMPF e CURI, 2000).

Cabral (2019) observou aumento de 53% para 76% de remoção de fosfato monobásico de potássio (KH_2PO_4) em solução de 250 mg L^{-1} ao utilizar resíduos de blocos de cerâmica vermelha *in natura* (1,18 – 4,75 mm) e pré-ativado com cal dolomítica, respectivamente. Embora o material pré-ativado tenha apresentado melhor desempenho de adsorção, visando a recuperação do elemento, o material *in natura* seria a melhor opção, pois apresentou melhor desempenho nos ensaios de

dessorção.

A partir da caracterização do material é possível observar seu potencial de aplicação em sistema de WC, principalmente devido à sua elevada CTC, beneficiando processos adsorptivos, a possibilidade de recuperação do fosfato por ensaios de dessorção e seu baixo custo de obtenção, por se tratar de um resíduo da construção civil.

5.2 Monitoramento Prévio do Sistema

Na etapa de adaptação o sistema de WCTF foi alimentado, somente com as águas do córrego, entre o 1º e o 94º dia de operação com períodos de cheia de 48 h e repouso de 12 h.

Na Tabela 7 são apresentados os valores da média aritmética, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV), mínimo (Mín.), máximo (Máx.) e eficiência de remoção (E%) referentes aos parâmetros físico-químicos analisados nesta etapa.

Tabela 7 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação e valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente e eficiência de remoção obtida no monitoramento da etapa de adaptação (48 h/12 h)

		*T	pH	*POR	*OD	CE	DQO _b	DQO _f	N-NTK	N-amon	Nitrito	Nitrato	PT
Afluente	Média	21,9	7,44	27,88	0,19	457	120	108	30	24	0,068	7,6	7,44
	DP	1,8	0,2	113,29	0,33	143,8	64,3	59,3	12,77	11,89	0,06	5,12	3,68
	CV	8	3	>100	>100	31	53	55	43	50	88	67	49
	Mín.	19	7,19	-124	0,04	239,4	55	43,5	14,24	9,1	0,006	0,39	1,87
	Máx.	23,9	7,81	183	1,01	655	250	221	48,44	42,5	0,204	16,99	11,92
Efluente	Média	21,51	7,16	120,44	0,17	405	39	34	19	13	0,14	9,53	2,09
	DP	2,7	0,16	55,07	0,07	109,99	20,6	18,88	9,66	8,93	0,197	3,56	1
	CV	13	2	46	43	27	53	55	52	69	>100	37	48
	Mín.	15,7	6,97	29	0,09	271,4	14,5	13	6,32	3,48	0,043	2,86	1,03
	Máx.	23,7	7,43	181	0,31	548,7	68	63	31,52	26,96	0,624	12,65	3,6
	E%	-	-	-	-	-	63	63	48	52	-	-	69

Legenda: DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); T – Temperatura (°C); pH – potencial Hidrogeniônico; POR – potencial redox (mV); OD – oxigênio dissolvido (mgO₂ L⁻¹); CE – condutividade elétrica (µs cm⁻¹); Turbidez (UNT); DQO_b – demanda química de oxigênio em amostra bruta (mgDQO_b L⁻¹); DQO_f – demanda química de oxigênio em amostra filtrada (mgDQO_f L⁻¹); N-NTK – nitrogênio total Kjeldahl (mgNTK L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂⁻ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃⁻ L⁻¹); PT – fósforo total (mgPO₄³⁻ L⁻¹).

*Medições *in situ*

Fonte: Pesquisa de campo (2020).

Nesta etapa de adaptação a temperatura atmosférica média foi de 19,8 (4,5) °C, com mínima de 10 °C e máxima de 37 °C, e as temperaturas dos líquidos foram de 21,8 (2,6) °C e 22,6 (2,8) °C a 15 e 40 cm a partir da superfície, respectivamente. No geral, a temperatura do líquido no interior do sistema variou entre

15 °C e 27 °C na etapa de adaptação, apresentando coeficiente de variação de 12%, inferior ao coeficiente de variação da temperatura atmosférica, de 23%.

Segundo Metcalf e Eddy (2014), o sistema foi operado sob condição de temperatura abaixo da ideal para tratamentos biológicos, que é na faixa entre 25 °C e 35 °C. No entanto, Han et al. (2019) não constataram elevada redução da remoção de DQO (85% - 74%) em um sistema de WCTF, com a alteração da temperatura de 26 °C para 16 °C. E Zamora-Castro et al. (2019) obtiveram eficiências de remoção superiores a 70% para DQO, N-Amon e fósforo ao avaliarem sistemas de WCTF sob temperaturas variando entre 18 e 19,7 °C, inferior à observada na etapa de adaptação do presente estudo.

Logo, faixas de temperatura mais abrangentes foram reportadas sem prejuízos significativos no desempenho do sistema.

Os valores de pH nas amostras do afluente variaram de 7,2 a 7,8, enquanto os valores de pH em amostras do efluente variaram de 7,0 a 7,4. É provável que ocorra processo de amonificação, pois segundo Cooper et al. (1996) a faixa recomendada é entre 6,5 e 8,5. Segundo IWA (2000), a faixa de pH recomendada para nitrificação é de 7,5 a 8,6 e Kadlec e Wallace (2008) indicam que o processo de desnitrificação é favorecido na faixa entre 6,5 a 7,5.

Desta forma, os valores de pH se mantiveram próximos da faixa mínima recomendada para nitrificação e dentro da faixa ótima relatada para desnitrificação, indicando que é provável que esses processos tenham ocorrido.

Os valores do potencial de oxidação-redução (POR) nas amostras do afluente variaram entre -124 e 183 mV, com concentração média de oxigênio dissolvido (OD) de 0,07 mgOD L⁻¹. Nas amostras do efluente o POR variou entre -87 e 72 mV, com concentração de OD variando entre 0,09 e 1,3 mgOD L⁻¹.

Segundo classificação de Matos et al. (2010), valores de POR inferiores a -100 mV indicam ambientes anaeróbios, valores entre -100 mV e +100 mV indicam ambientes anóxicos e valores superiores a +100 mV ambientes aeróbios. Já para Dotro et al. (2017), valores superiores a +400 mV indicam ambientes fortemente aeróbios.

Logo, se pode considerar que durante a etapa de adaptação o POR indicou condições que variaram entre anaeróbia, anóxica e relativamente aeróbia.

Li, Wu e Dong (2015) avaliaram um sistema de WCTF (200 L) preenchido com cascalho e areia grossa com cobertura vegetal de *Juncus effusus*, operado em sob

tempos de cheia de 4 h, repouso de 4 h, e recirculação do efluente na proporção de 3:1. Os autores observaram valores médios do POR de -249 (2,8) mV com concentração média de matéria carbonácea de 102 mg L⁻¹ em termos de carbono orgânico total (COT) e de -87 (2,8) mV com concentração de matéria carbonácea de 303 mgCOT L⁻¹. Em ambas concentrações de matéria carbonácea, a concentração média de OD foi de 0,7 mgOD L⁻¹. Os autores concluíram que a variação dos valores de POR estiveram vinculados às variações na concentração de matéria orgânica aplicada, assim como observado na etapa de adaptação do presente estudo.

O valor médio da condutividade elétrica (CE) nas amostras do afluente foi de 457 (144) $\mu\text{s cm}^{-1}$, variando de 239 a 655 $\mu\text{s cm}^{-1}$, e o valor médio nas amostras do efluente foi de 405 (110) $\mu\text{s cm}^{-1}$, variando de 271 a 549 $\mu\text{s cm}^{-1}$. Não foi constatada diferença significativa ($p > 0,05$) entre as amostras do afluente e do efluente nesta etapa, indicando que tratamento não interferiu na CE.

Zamora-Castro et al. (2019) observaram variação entre 1013 e 1245 $\mu\text{s cm}^{-1}$ em sistemas de WCTF operados com diferentes materiais filtrantes e plantas ornamentais, incluindo sistemas não plantados, em períodos de cheia de 70 h e repouso e 2 h. Os autores não identificaram diferença significativa do parâmetro CE antes e após os tratamentos, similar ao observado no presente estudo.

A concentração média de matéria carbonácea em termos de DQO no afluente em amostras brutas foi de 120 mgDQO_b L⁻¹, e em amostras filtradas foi de 108 mgDQO_f L⁻¹, com variações de eficiência de remoção de 31 a 78% e de 13 a 76%, respectivamente.

Segundo classificação de Metcalf e Eddy (2014), a concentração de matéria orgânica afluente, em termos de DQO, obtida na etapa de adaptação pode ser considerada como esgoto de concentração fraca, pois foi enquadrada abaixo da concentração mínima considerada baixa, de 339 mgDQO L⁻¹.

A eficiência de remoção de DQO nesta etapa variou entre 48% e 78% nas amostras brutas, e entre 51% e 76% nas amostras filtradas, com variação dos valores afluentes entre 55 e 250 mgDQO_b L⁻¹ e de 43 a 221 mgDQO_f L⁻¹, respectivamente.

Tan et al. (2019) avaliaram dois sistemas de WCTF, um preenchido com alumina ativada (volume útil: 9,42 L; porosidade: 37%) e outro com cerâmica de xisto (volume útil: 9,60 L; porosidade: 38%). A duração dos ciclos de enchimento e drenagem foi 6 h, com período de cheia de 4 h e repouso de 2 h. No decorrer do monitoramento da etapa de adaptação, os autores obtiveram DQO média de

246 mg L⁻¹, e aumento das eficiências de remoção de DQO de 37% para 69% no sistema com alumina ativada e de 21% para 50% no sistema com cerâmica de xisto, apresentando faixas de remoção inferiores às obtidas na etapa de adaptação do presente estudo.

No presente estudo, é possível que a variação da eficiência de remoção da matéria orgânica em termos de DQO esteja associada à fase de adaptação. Além disso, ao comparar o coeficiente de variação desta etapa (64%) com a etapa E1 (20%), sob mesmo tempo de cheia e repouso, é provável que a eficiência média de remoção da DQO esteja relacionada à carga aplicada no sistema de WCTF.

As concentrações médias do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e do nitrogênio amoniacal (N-Amon) nas amostras do afluente foram de 30 (13) mgNTK L⁻¹ e 24 (12) mgN-Amon⁻¹, respectivamente. Segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2014), quando a concentração de nitrogênio total se encontra na faixa entre 14 e 20 mg L⁻¹ é considerado como de baixa concentração, e para a amônia livre na faixa entre 20 e 41 mg L⁻¹, é considerado de concentração média.

A eficiência média de remoção do NTK foi de 48%, variando entre 33% e 69%, para relação média de DQO/NT de 2,9. A eficiência média de remoção do N-Amon foi de 52%, variando entre 33% e 80%.

Os valores obtidos durante a etapa de adaptação foram superiores aos obtidos por Tan et al. (2019), durante o monitoramento da etapa de adaptação de um sistema de WCTF operado sob múltiplas *tides*, com eficiência média de remoção de NTK e N-Amon foram de 47% e 33%, respectivamente. A relação DQO/NT obtida pelos autores foi de 4,2, com concentrações médias do afluente de 59 mgNTK L⁻¹ e 49 mgN-Amon L⁻¹. Embora a relação do presente estudo tenha sido inferior, de 2,9, isso indica que o sistema possivelmente tenha entrado em equilíbrio, ou que a atuação do material filtrante na adsorção de nitrogênio tenha ocorrido (ver item 5.1).

A influência da relação DQN/NT pode ser observada em estudos de WCTF operados com múltiplas *tides* e apenas uma *tide*.

Hu, Zhao e Rymaszewicz (2014) estudaram um sistema de WCTF de único estágio, tendo como principal material filtrante lodo de alumina desidratado (10 – 30 mm), plantado com *Phragmites australis* e operado com múltiplas *tides*. Os autores observaram eficiência média de remoção de 60% para NTK e de 94% para N-Amon com relação DQO/NT entre 3,3 e 3,7 e concentrações médias no afluente de 62 mgNTK L⁻¹ e 55 mgN-Amon L⁻¹.

Li et al. (2015) avaliaram um sistema de WCTF de único estágio, operado sob condições de cheia de 48 h e de repouso de 12 h, semelhantes ao adotado na etapa de adaptação do presente estudo, tendo como principal material filtrante fragmentos de rochas vulcânicas (8 - 10 mm). Os autores notaram eficiência média de remoção de 94% para NTK e de 82% para N-Amon para a relação média de DQO/NT de 5,6 e concentrações médias no afluente de 40 mgNTK L⁻¹ e 35 mgN-Amon L⁻¹.

As concentrações de nitrito nas amostras do afluente e efluente variaram entre 0,006 e 0,204 mg L⁻¹ e entre 0,043 e 0,624 mg L⁻¹, respectivamente. As concentrações de nitrato nas amostras do afluente e efluente variaram entre 0,39 e 17 mg L⁻¹ e entre 2,86 e 12,7 mg L⁻¹, respectivamente. A redução do nitrato só foi observada em três tratamentos, do total de oito, com valores de DQO bruta superiores a 130 mg L⁻¹ nas amostras do afluente.

A concentração média de PT nas amostras do afluente foi de 7,44 (3,68) mgPO₄³⁻ L⁻¹, o que segundo Metcalf e Eddy (2014) pode ser classificado como esgotos de concentração média para concentração entre 5,6 e 11 mgPO₄³⁻ L⁻¹.

Foi verificada elevada variação na eficiência de remoção de PT durante a etapa de adaptação, de 45% a 81%, quando comparada à eficiência obtida na etapa E1 de 78% a 84% para os mesmos tempos de cheia e repouso.

A principal distinção entre a etapa de adaptação e a etapa E1 foi o coeficiente de variação e concentração da matéria carbonácea em termos de DQO nas amostras do afluente, de 64% e 20% respectivamente. Esses resultados corroboram com o reportado por Li, Wu e Dong (2015), em que a eficiência de remoção de PT foi influenciada pela variação da concentração de matéria carbonácea nas amostras do afluente.

No geral, a etapa de adaptação do sistema de WCTF apresentou bom desempenho na remoção de DQO (63%), NTK (48%), N-Amon (52%) e PT (69%). As eficiências de remoção foram superiores às reportadas por Tan et al. (2019) durante a etapa de adaptação, e aproximadas de sistemas WCTF já estabilizados operados com múltiplas *tides*, no entanto, com menor gasto de energia devida menor frequência de ativação das bombas no presente estudo. A remoção de nitrito e nitrato foi observada apenas nos tratamentos com de DQO superiores a 130 mg L⁻¹, indicando que a deficiência de matéria carbonácea nesta etapa foi um fator limitante na remoção do nitrogênio.

No item 5.3 são apresentados os resultados obtidos durante operação do

sistema após o 94º dia de operação da etapa de adaptação.

5.3 Avaliação do WCTF

Após a etapa de adaptação, as águas do córrego armazenadas no reservatório do afluente passaram a ser diluídas e/ou suplementadas conforme metodologia adaptada de Torres (1992), para valores de até 250 mgDQO L⁻¹, 40 mgNTK L⁻¹, 27 mgN-Amon L⁻¹ e 11 mgPT L⁻¹, com objetivo de evitar o elevado coeficiente e variações dos parâmetros nas amostras do afluente observados durante a etapa de adaptação.

Nas Tabelas 8 e 9 são apresentados os valores da média aritmética, desvio padrão (DV), coeficiente de variação (CV), mínimo (Mín.), máximo (Máx.), taxa de carregamento orgânico (TCO), taxa de carregamento nitrogenado (TCN), taxa de carregamento fosforado (TCF) e eficiência de remoção (E%) referentes aos parâmetros físico-químicos analisados nas etapas E1 (48 h cheio; 12 h vazio) e E2 (36 h cheio; 12 h vazio), E3 (24 h cheio; 12 h vazio) e E4 (12 h cheio; 12 h vazio).

Tabela 8 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente, taxas de carregamento e eficiências de remoção nas Etapas E1 e E2

		*T °C	pH	*POR	*OD	CE	Turbidez	DQO _b	DQO _f	NT	N-NTK	N-amon	Nitrito	Nitrato	PT	TCO	TCN	TCF	
Etapa 1 (48 h cheio e 12 h vazio)	Afluente	Média	20,2	6,89	2	0,13	929	25	216	135	40	35	21	0,023	5,9	10,23	19,59	3,68	0,93
		DP	1,6	0,1	36	0,06	64	12	30	22	5	4,4	4,6	0,003	0,8	0,8	2,76	0,42	0,07
		CV	8	1	> 100	44	7	50	14	16	11	13	22	14	14	8	14	11	8
		Mín.	18,3	6,79	-44	0,06	821	13	175	100	35	29	15	0,017	4,6	8,59	15,85	3,20	0,78
		Máx	22,3	7,01	52	0,21	1007	53	247	166	48	41	28	0,027	7,0	11,44	22,39	4,40	1,04
	Efluente	Média	19,7	6,75	-52	0,23	844	8	51	41	13	9	5	0,01	3,7	2,13	4,23	1,18	0,19
		DP	1,3	0,06	20	0,1	29	3	14	14	2	1,6	1	0,003	0,6	0,3	1,06	0,14	0,02
		CV	7	1	38	42	3	38	27	35	12	17	23	25	16	12	25	12	12
		Mín	17,2	6,7	-81	0,11	814	3	22	18	11	7	3	0,008	2,5	1,63	2,00	1,00	0,15
		Máx	21,1	6,87	-18	0,38	883	13	71	53	15	12	7	0,015	4,5	2,45	4,95	1,39	0,22
	E%	-	-	-	-	-	65	79	73	68	73	76	58	41	79	79	68	79	
Etapa 2 (36 h cheio e 12 h vazio)	Afluente	Média	17,5	6,87	-2	0,09	898	21	210	121	36	31	19	0,021	4,7	9,88	23,80	4,09	1,12
		DP	2,4	0,11	44	0,03	50	10	37	14	6	5	5	0,005	1,2	0,47	4,19	0,69	0,05
		CV	14	2	> 100	35	6	46	18	12	17	17	28	25	25	5	18	17	5
		Mín.	13,3	6,70	-95	0,05	842	7	143	99	25	22	13	0,015	2,5	9,08	16,19	2,84	1,03
		Máx	21	7,00	52	0,15	979	40	246	140	43	37	26	0,03	5,7	10,44	27,94	4,89	1,19
	Efluente	Média	17,8	6,58	5	0,17	843	8	42	34	12	8	5	0,01	3,9	2,75	4,74	1,37	0,31
		DP	2,3	0,09	31	0,1	50	2	6	9	2	1,5	1	0,003	1,0	0,29	0,66	0,27	0,03
		CV	13	1	> 100	61	6	30	14	27	20	18	17	35	25	11	14	20	11
		Mín	14,6	6,44	-34	0,07	784	6	34	21	9	6	4	0,004	2,6	2,39	3,87	0,97	0,27
		Máx	21,6	6,71	58	0,39	937	12	48	47	15	10	7	0,016	5,5	3,14	5,46	1,72	0,36
	E%	-	-	-	-	-	52	80	72	67	74	72	51	17	72	80	67	72	

Legenda: DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); T – Temperatura (°C); pH – potencial Hidrogeniônico; POR – potencial redox (mV); OD – oxigênio dissolvido (mgO₂ L⁻¹); CE – condutividade elétrica (µs cm⁻¹); Turbidez (UNT); DQO_b – demanda química de oxigênio em amostra bruta (mgDQO_b L⁻¹); DQO_f – demanda química de oxigênio em amostra filtrada (mgDQO_f L⁻¹); N-NTK – nitrogênio total *Kjeldahl* (mgNTK L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂⁻ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃⁻ L⁻¹); PT – fósforo total (mgPO₄³⁻ L⁻¹); TCO – taxa de carregamento orgânico (gDQO m⁻² d⁻¹); TCN – taxa de carregamento de nitrogênio (gNT m⁻² d⁻¹); TCF – taxa de carregamento de fósforo (gPT m⁻² d⁻¹).

*Valores médios de medições *in situ* no WCTF nas profundidades de 15 cm e 40 cm.

Fonte: Pesquisa de campo (2020).

Tabela 9 - Resultados de média, desvio padrão, coeficiente de variação, valores mínimos e máximos das amostras do afluente e efluente, taxas de carregamento e eficiências de remoção nas Etapas E3 e E4

		*T °C	pH	*POR	*OD	CE	Turbidez	DQO _b	DQO _f	NT	N-NTK	N-amon	Nitrito	Nitrato	PT	TCO	TCN	TCF	
Etapa 3 (24 h cheio e 12 h vazio)	Afluente	Média	16,7	6,87	104	0,08	944	15	215	136	40	34	22	0,023	5,7	10,5	32,55	6,05	1,59
		DP	2,7	0,14	44	0,03	41	3	41	13	6	5	3	0,005	1,5	0,6	6,25	0,90	0,09
		CV	16	2	43	36	4	18	19	10	15	15	12	23	26	6	19	15	6
		Mín.	11,1	6,65	42	0,05	877	11	142	112	28	23	19	0,015	3,6	9,6	21,47	4,17	1,45
		Máx	20,0	7,04	173	0,14	988	20	274	153	46	40	27	0,031	7,9	11,2	41,50	6,93	1,69
	Efluente	Média	16,4	6,56	46	0,12	844	9	39	33	14	9	6	0,010	4,6	5,0	5,85	2,12	0,76
		DP	2,7	0,15	48	0,05	22	2	14	16	3	2	2	0,002	0,8	1,0	2,19	0,39	0,15
		CV	16	2	104	38	3	25	37	48	18	23	28	19	17	20	37	18	20
		Mín	11,6	6,35	2	0,07	814	6	13	10	10	6	3	0,007	3,3	3,7	1,93	1,55	0,56
		Máx	20,9	6,77	152	0,21	878	12	55	54	19	14	8	0,013	5,8	6,4	8,31	2,82	0,98
E%	-	-	-	-	-	42	81	76	65	73	73	56	18	53	81	65	53		
Etapa 4 (12 h cheio e 12 h vazio)	Afluente	Média	18,7	6,81	117	0,07	882	9	193	111	31	27	16	0,016	3,5	8,8	43,80	6,94	2,01
		DP	1,7	0,12	28	0,02	38	1	40	14	3	3	1	0,002	1,0	0,5	9,09	0,65	0,11
		CV	9	2	24	23	4	9	21	12	9	10	8	15	30	6	21	9	6
		Mín.	15,9	6,66	57	0,05	804	8	141	93	26	22	15	0,013	2,1	7,7	32,10	5,92	1,76
		Máx	21,7	6,95	147	0,09	923	10	258	134	34	30	18	0,019	5,5	9,5	58,60	7,78	2,15
	Efluente	Média	18,7	6,58	99	0,07	837	4	45	38	11	8	4	0,011	3,3	6,4	10,20	2,59	1,44
		DP	2,0	0,09	23	0,03	41	1	12	14	2	2	1	0,001	0,9	0,9	2,75	0,51	0,21
		CV	11	1	23	34	5	19	27	36	20	23	18	13	27	15	27	20	15
		Mín	16,0	6,43	71	0,05	796	3	27	16	7	4	4	0,009	2,5	4,5	6,10	1,52	1,01
		Máx	22,3	6,70	145	0,12	915	5	66	58	14	10	6	0,013	5,0	7,4	14,91	3,14	1,69
E%	-	-	-	-	-	49	78	65	62	70	73	33	10	28	78	62	28		

Legenda: DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação (%); Mín. – valor mínimo; Máx. – valor máximo; E% - eficiência de remoção (%); T – Temperatura (°C); pH – potencial Hidrogeniônico; POR – potencial redox (mV); OD – oxigênio dissolvido (mgO₂ L⁻¹); CE – condutividade elétrica (µs cm⁻¹); Turbidez (UNT); DQO_b – demanda química de oxigênio em amostra bruta (mgDQO_b L⁻¹); DQO_f – demanda química de oxigênio em amostra filtrada (mgDQO_f L⁻¹); N-NTK – nitrogênio total *Kjeldahl* (mgNTK L⁻¹); N-Amon – nitrogênio amoniacal (mgN-NH₄⁺ L⁻¹); Nitrito (mgN-NO₂⁻ L⁻¹); Nitrato (mgN-NO₃⁻ L⁻¹); PT – fósforo total (mgPO₄³⁻ L⁻¹); TCO – taxa de carregamento orgânico (gDQO m⁻² d⁻¹); TCN – taxa de carregamento de nitrogênio (gNT m⁻² d⁻¹); TCF – taxa de carregamento de fósforo (gPT m⁻² d⁻¹).

*Valores médios de medições *in situ* no WCTF nas profundidades de 15 cm e 40 cm.

Fonte: Pesquisa de campo (2020).

Na Tabela 10 são apresentados os resultados de oxigênio dissolvido (OD) e de potencial de oxirredução (POR) determinados no reservatório do afluente, após alimentação (tempo 0 h) e após término do período de cheia.

Tabela 10 - Valores de oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução do esgoto afluente, após enchimento e após término do período de cheia.

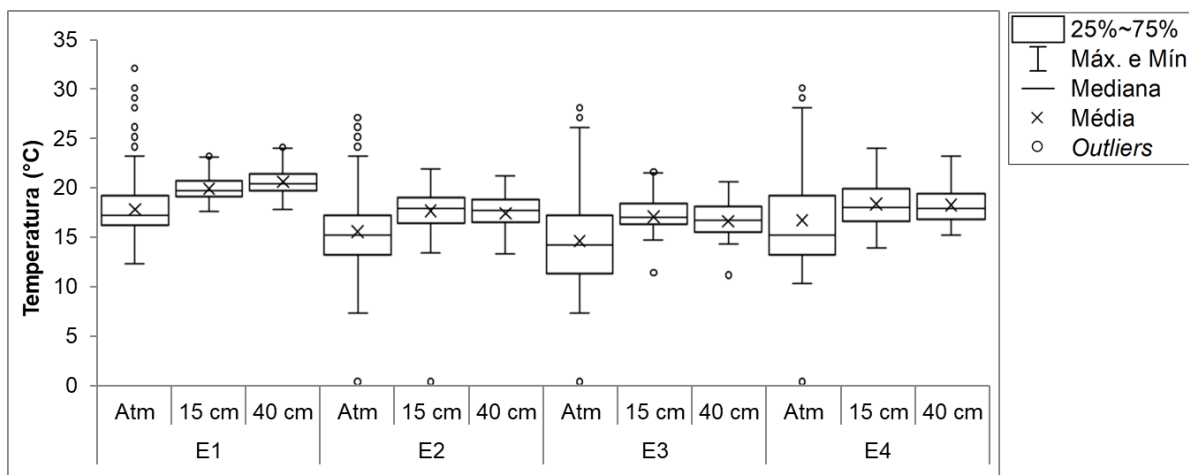
		Afluente		Após enchimento (tempo 0 h)				Após término do período de cheia			
				15 cm		40 cm		15 cm		40 cm	
		OD	POR	OD	POR	OD	POR	OD	POR	OD	POR
Etapa 1 (48 h/12 h)	Média	0,13	2	0,48	7	0,33	11	0,25	-49	0,21	-61
	DP	0,06	36	0,34	31	0,27	31	0,10	18	0,11	17
	CV	44	> 100	72	> 100	81	> 100	41	37	51	27
	Mín.	0,06	-44	0,09	-31	0,06	-27	0,13	-77	0,09	-85
	Máx.	0,21	52	1,01	53	0,79	56	0,43	-22	0,41	-31
Etapa 2 (36 h/12 h)	Média	0,09	4	0,71	18	0,34	19	0,18	27	0,10	-27
	DP	0,03	26	0,21	22	0,11	20	0,10	31	0,04	32
	CV	35	> 100	30	> 100	34	> 100	53	> 100	39	> 100
	Mín.	0,05	-40	0,49	-8	0,12	-4	0,07	-16	0,05	-79
	Máx.	0,15	42	1,10	48	0,44	48	0,34	61	0,14	16
Etapa 3 (24 h/12 h)	Média	0,08	1	0,70	17	0,43	8	0,15	2	0,10	-68
	DP	0,03	36	0,20	33	0,26	31	0,07	38	0,05	22
	CV	36	3627	28	197	60	410	49	1801	48	> 100
	Mín.	0,05	-48	0,40	-23	0,16	-28	0,08	-43	0,04	-97
	Máx.	0,14	43	0,97	56	0,76	53	0,31	54	0,18	-30
Etapa 4 (12 h/12 h)	Média	0,07	10	0,41	30	0,23	2	0,09	30	0,06	-26
	DP	0,02	23	0,17	16	0,19	11	0,03	15	0,02	26
	CV	23	232	41	53	82	516	> 100	50	35	-100
	Mín.	0,05	-33	0,13	6	0,04	-14	0,06	10	0,03	-60
	Máx.	0,09	37	0,70	52	0,62	17	0,15	53	0,09	0

Legenda: DP – desvio padrão; CV – Coeficiente de variação; Mín – valor mínimo; Máx – valor máximo; OD – oxigênio dissolvido ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$); POR – potencial de oxirredução (mV).

Fonte: Pesquisa de campo (2020).

Conforme descrito previamente na metodologia, foram realizadas 40 medições diárias de temperatura atmosférica e do líquido a 15 e 40 cm abaixo da superfície do sistema de forma automatizada para as etapas operacionais E1 ($n = 2120$), E2 ($n = 2080$), E3 ($n = 3880$) e E4 ($n = 1840$) (Figura 19).

Figura 19 - Variação da temperatura atmosférica e temperatura do líquido a 15 e 40 cm abaixo da superfície durante os períodos de cheia nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Legenda: Atm – Temperatura atmosférica

Fonte: Pesquisa de campo (2020).

Os valores de temperatura atmosférica média nas Etapas E1, E2, E3 e E4 foram de 17,6 (2,8) °C, 15,5 (3,4) °C, 14,5 (4,5) °C e de 16,6 (4,4) °C, respectivamente (Tabelas 8 e 9). Os valores da temperatura das amostras se mantiveram superiores em relação à temperatura atmosférica com média de 2,5 °C na E1, 1,9 °C na E2, 2,1 °C na E3 e 1,5 °C na E4.

A temperatura média do líquido a 15 e 40 cm, abaixo da superfície, na E1 foi de 19,7 (1,3) °C e 20,4 (1,5) °C, na etapa E2 de 17,5 (2,2) °C e 17,2 (2,2) °C, na etapa E3 de 16,8 (2,7) °C e 16,4 (2,5) °C e na etapa E4 foi de 18,1 (2,3) °C e 18,1 (1,9) °C, respectivamente (Tabelas 8 e 9). Foi observada diferença de até 4,9 °C entre os valores de temperatura a 15 e 40 cm abaixo da superfície durante o período de operação do experimento.

Analisando os resultados obtidos no 1º e 3º quartis, ou seja, os intervalos em que 25% a 75% dos dados estão distribuídos, o sistema foi operado, majoritariamente, com valores de temperatura do líquido entre 18,9 e 21,2 °C na E1, 16,3 °C e 18,8 °C na E2, 15,3 e 18,2 °C na E3 e entre 16,4 e 19,7 °C na E4. Segundo Metcalf e Eddy (2014), o sistema foi operado em temperatura abaixo da condição ótima indicada para

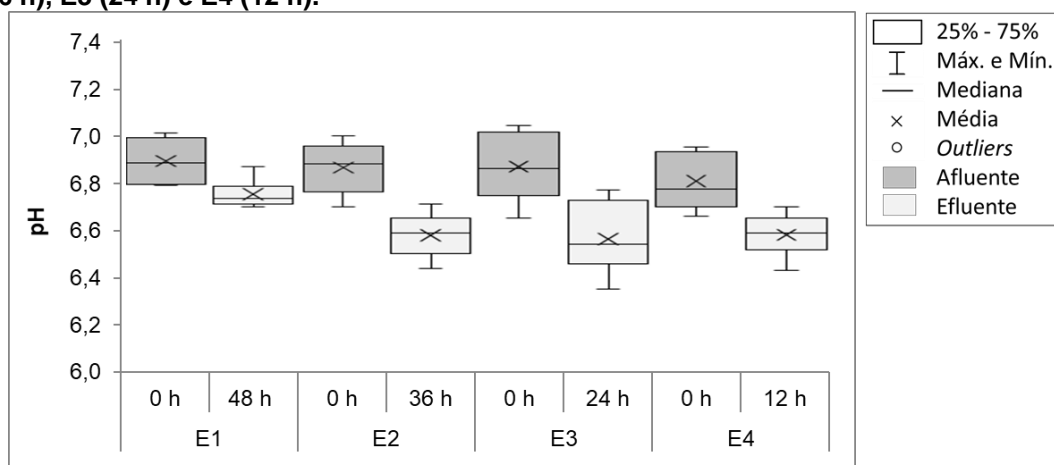
melhor desempenho de microorganismos na faixa de 25 °C a 35 °C. No entanto, segundo Han et al. (2019) e Zamora-Castro et al. (2019) faixas inferiores de temperatura (16 – 26 °C) foram observadas em estudos de sistemas de WCTF com elevados valores de remoções da DQO (70% - 85%), NTK (45% - 69%), N-Amon (49% - 67%) e NT (67% – 70%) e variação das concentrações nas amostras do afluente.

Allen et al. (2002) apontam que a redução da temperatura em sistemas de WC não necessariamente afeta seu desempenho, pois depende de outros fatores como a presença de cobertura vegetal e configuração operacional, e indicam que sistemas de fluxo vertical plantados apresentam melhor desempenho sob baixas temperaturas (4 °C). Além disso, estudo de sistema de WCTF, operados sob condições de temperaturas semelhantes às do presente estudo, indicam que as principais diferenciações de eficiência podem implicar na variação da capacidade de adsorção do material filtrante, concentrações de poluentes aplicadas e configuração do regime de *Tidal Flow* (GUO et al., 2016; KIZITO et al., 2017).

Logo, a faixa de temperatura verificada no presente estudo (16,4 – 20,4 °C) possivelmente não atribuiu perda significativa no desempenho do sistema durante o experimento.

Na Figura 20 é apresentada a variação dos valores de pH nas amostras do afluente e do efluente obtidos na avaliação das etapas operacionais E1 ($n = 16$), E2 ($n = 16$), E3 ($n = 16$) e E4 ($n = 16$).

Figura 20 - Variação dos valores de pH nas amostras do afluente e efluente nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2020).

Os valores de pH na E1 variaram de 6,8 a 7,1 nas amostras do afluente e de

6,7 a 6,9 nas amostras do efluente, e não apresentaram diferença significativa ($p > 0,88386$). Porém, com a redução do período de cheia de 48 h para 12 h, foi observada diferença significativa ($p < 0,05$) nos valores de pH nas amostras do afluente em relação às amostras do efluente, que variaram de 6,7 a 7,0 e de 6,44 a 6,71 na etapa E2, de 6,65 a 7,04 e de 6,35 a 6,77 na etapa E3, e de 6,66 a 6,95 e de 6,43 a 6,70 na etapa E4, respectivamente (Tabelas 8 e 9). Assim, foi verificada leve acidificação do meio com a redução do período de cheia nas Etapas E2, E3 e E4.

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). Desta forma, os valores de pH se mantiveram na faixa ótima relatada pelos autores para amonificação e desnitrificação, e abaixo do valor mínimo de pH recomendado para nitrificação.

O metabolismo microbiano em sistemas de WC proporciona uma dinâmica nos valores de pH, pois pode ocorrer produção de íons de hidrogênio no processo de nitrificação, diminuindo o pH, ou consumo destes íons no processo de desnitrificação, elevando o pH (KADLEC; WALLACE, 2008; METCALF; EDDY, 2014). Guo et al. (2016) atribuíram o amortecimento da variação dos valores de pH de 6,9 a 7,9 aos processos de nitrificação e desnitrificação em sistema de WCTF tratando chorume pré-tratado em digestor anaeróbio.

Neste estudo, a acidificação observada nas Etapas E2, E3 e E4 com a redução do período de cheia não influenciou na eficiência de remoção do nitrogênio total, conforme discutido no item 5.3.2, e aspecto microbiológico dessa remoção são apresentados no item 5.4.

Além destes fatores, Zamora-Castro et al. (2019) constataram diminuição dos valores de pH para próximo da neutralidade (6,2 a 7,2) nas amostras do efluente em relação as amostras do afluente (7,4 a 7,6) em sistemas de WCTF vegetados com *Canna indica*, *Pontederia sagittata* e *Spathiphyllum wallisii*. Nos sistemas não vegetados, os autores verificaram que os valores do pH permaneceram similares nas amostras do afluente e do efluente, evidenciando que a presença das macrófitas possa ter intensificado as reações microbiológicas no sistema.

Neste estudo, foi observado o desenvolvimento de *A. philoxeroides* no sistema, nas porções aéreas e submersas, o que pode ter levado a intensificação dos processos microbianos na região da rizosfera, e conseqüentemente ter influenciado

os valores do pH.

Nas Figuras 21 e 22 são apresentadas as variações dos valores obtidos nas medições do potencial de oxirredução (POR; $n = 96$) e do oxigênio dissolvido (OD; $n = 96$) no reservatório do afluente, logo após enchimento do sistema e após término do período de cheia a 15 e 40 cm baixo da superfície, respectivamente.

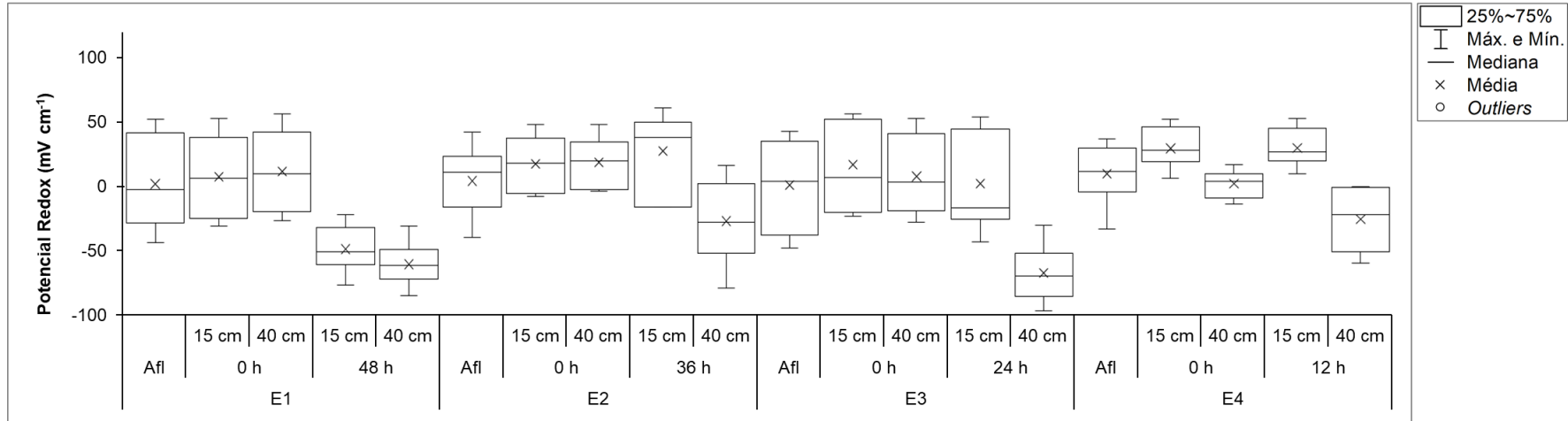
Os valores do POR nas amostras do afluente e efluente variaram entre -85 e 56 mV na etapa E1, -95 e +100 mV na etapa E2, -97 e +56 mV na etapa E3 e entre -60 e +56 mV na etapa E4 (Tabelas 8 e 9).

Segundo Matos et al. (2010), valores de POR inferiores a -100 mV indicam ambientes anaeróbios, valores entre -100 mV e +100 mV ambientes anóxicos e valores acima de +100 mV ambientes aeróbios. Para Dotro et al. (2017), valores abaixo de -100 mV expressam condições fortemente anaeróbias, enquanto valores acima de +400 mV expressam condições fortemente aeróbias. Logo, é possível considerar que o meio se manteve sob condição anóxica durante o experimento, e a variação do tempo de cheia não influenciou na variação desta condição.

As concentrações médias de OD nas amostras do afluente foram de 0,13 (0,06) mg L⁻¹, 0,09 (0,03) mg L⁻¹, 0,08 (0,03) mg L⁻¹ e de 0,07 (0,02) mg L⁻¹ nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente (Tabela 10). Em relação à concentração nas amostras do afluente, foram observadas diferenças significativas ($p < 0,05$) nas medições feitas no poço de monitoramento logo após o enchimento do sistema em todas as etapas, evidenciando o incremento de OD proporcionado ao meio líquido pela alimentação subsuperficial vertical descendente, como pode ser observado na Figura 22. No entanto, as concentrações de OD não ultrapassaram 1,1 mg L⁻¹.

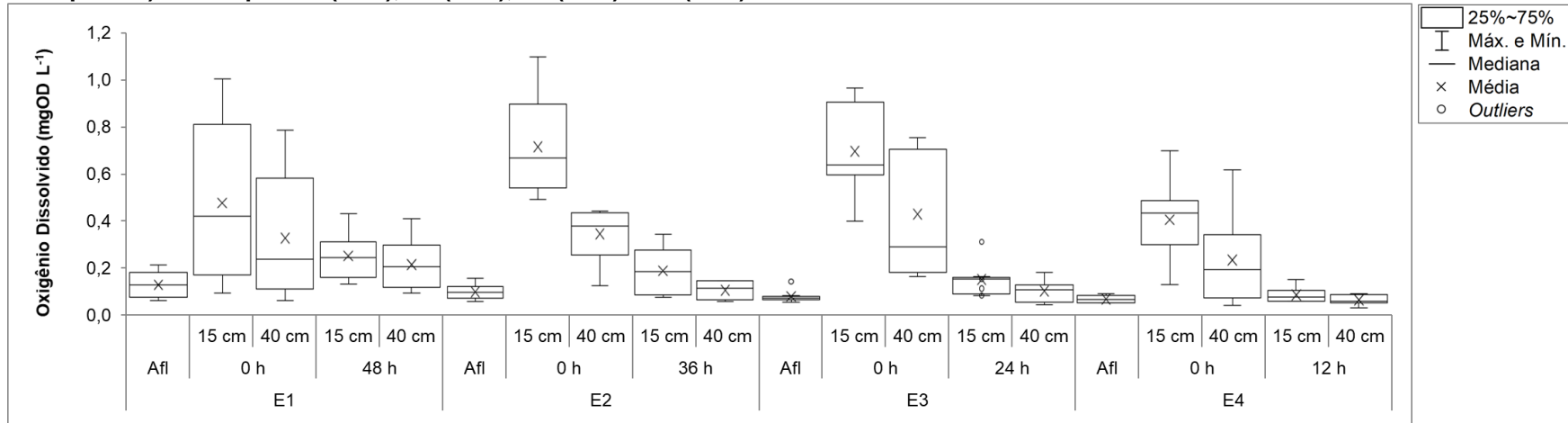
Em sistemas de WCTF, o oxigênio necessário para a nitrificação é fornecido por meio da difusão do ar atmosférico no perifíton, uma vez que o nitrogênio amoniacal tende a ser rapidamente adsorvido no material filtrante e na matéria orgânica depositada sobre este (AUSTIN, 2006; MACIOLEK; AUSTIN, 2006). Logo, a concentração de OD no meio líquido possivelmente apresenta baixa relevância neste processo.

Figura 21 - Variação dos valores do POR nas amostras do afluente e após enchimento do leito e término do período de cheia (15 e 40 cm abaixo da superfície) nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2020).

Figura 22 - Variação das concentrações de OD nas amostras do afluente e após enchimento do leito e término do período de cheia (15 e 40 cm abaixo da superfície) nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2020).

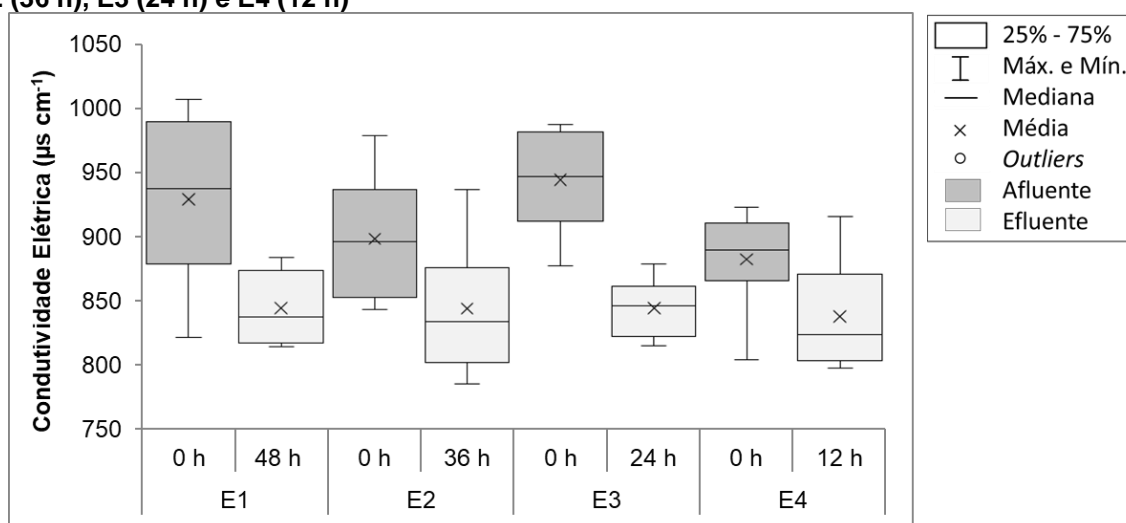
Ao término dos respectivos períodos de cheia de cada etapa não foi observada diferença significativa das concentrações finais de OD na profundidade de 15 cm entre as etapas E1, E2 e E4 ($p=0,1164$) e E3 e E4 ($p = 0,0615$). Na profundidade de 40 cm, a concentração média de OD na etapa E1 foi de $0,21 (0,11) \text{ mg L}^{-1}$, superior às demais etapas, com diferença significativa ($p < 0,05$). Foi verificada variação de $0,03$ a $0,43 \text{ mg L}^{-1}$ nas concentrações de OD, em ambas as profundidades, nas etapas avaliadas.

Hu, Zhao e Rymaszewicz (2014) não identificaram diferença significativa no incremento de oxigênio proporcionado pela alimentação em fluxo ascendente e descendente ao avaliarem um sistema de WCTF (2 L). Os autores constaram que a fase anóxica foi facilmente estabelecida após alimentação em ambos os sentidos de escoamento.

Neste estudo, o sistema se manteve sob condições anóxicas durante todo o período experimental, como pode ser evidenciado pelos baixos valores de OD e de POR. No item 5.3.2. será apresentado que o ambiente anóxico e a baixa concentração de OD não influenciaram na remoção do NT.

Na Figura 23 é apresentada a variação dos valores de condutividade elétrica (CE) nas amostras do afluente e do efluente obtidos na avaliação das etapas operacionais E1 ($n = 16$), E2 ($n = 16$), E3 ($n = 16$) e E4 ($n = 16$).

Figura 23 - Variação dos valores de CE nas amostras do afluente e efluente nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

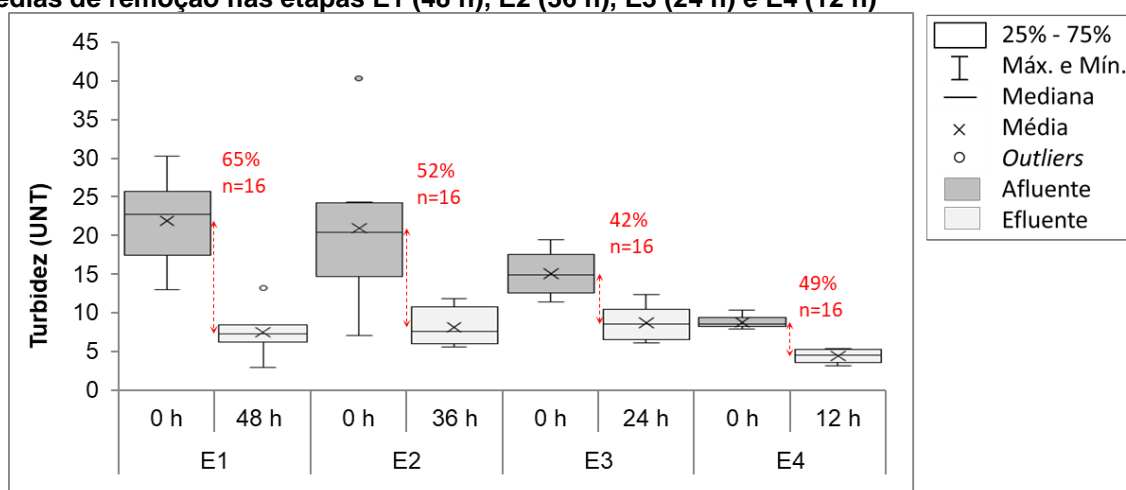
Como apresentado nas Tabelas 8 e 9, os valores médios da CE nas amostras do afluente e do efluente foram de $929 (64)$ e $844 (29) \text{ µs cm}^{-1}$ na etapa E1, de

898 (50) e 843 (50) $\mu\text{s cm}^{-1}$ na etapa E2, de 944 (41) e 844 (22) $\mu\text{s cm}^{-1}$ na etapa E3 e de 882 (38) e 837 (41) $\mu\text{s cm}^{-1}$ na etapa E4, respectivamente. Apesar da amplitude de variação dos valores de CE nas amostras do afluente, não foi identificada diferença significativa dos valores nas amostras do efluente ($p = 0,9787$), indicando que ocorreu amortecimento nos valores do parâmetro nas etapas avaliadas.

O mesmo comportamento foi verificado por Zamora-Castro et al. (2019) que observaram variação entre 1013 e 1245 $\mu\text{s cm}^{-1}$ em sistemas de WCTF operados com diferentes materiais filtrantes e plantas ornamentais, incluindo sistemas não plantados, e não identificaram diferença significativa do parâmetro antes e após os tratamentos, que consistiam em períodos de cheia de 70 h e repouso e 2 h.

Na Figura 24 é apresentada a variação dos valores de turbidez nas amostras do afluente e do efluente nas etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 24 - Variação dos valores de turbidez nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

Os valores de turbidez nas amostras do afluente diminuíram ao longo do período de operação do WCTF. Neste período, foram observadas variações na qualidade das águas do córrego usadas na alimentação do sistema. No entanto, foi verificada diferença significativa ($p < 0,05$) apenas nos dados da etapa E4 em relação as demais etapas. Os valores médios da turbidez nas amostras do afluente foram de 22 (6,0) UNT na E1, 21 (10) UNT na E2, 15 (3,0) UNT na E3 e de 9 (1,0) UNT na E4 (Tabelas 8 e 9).

Também não foi observada diferença significativa ($p > 0,6407$) nos valores da turbidez nas amostras do efluente nas etapas E1, E2 e E3, e estes variaram entre 3 e

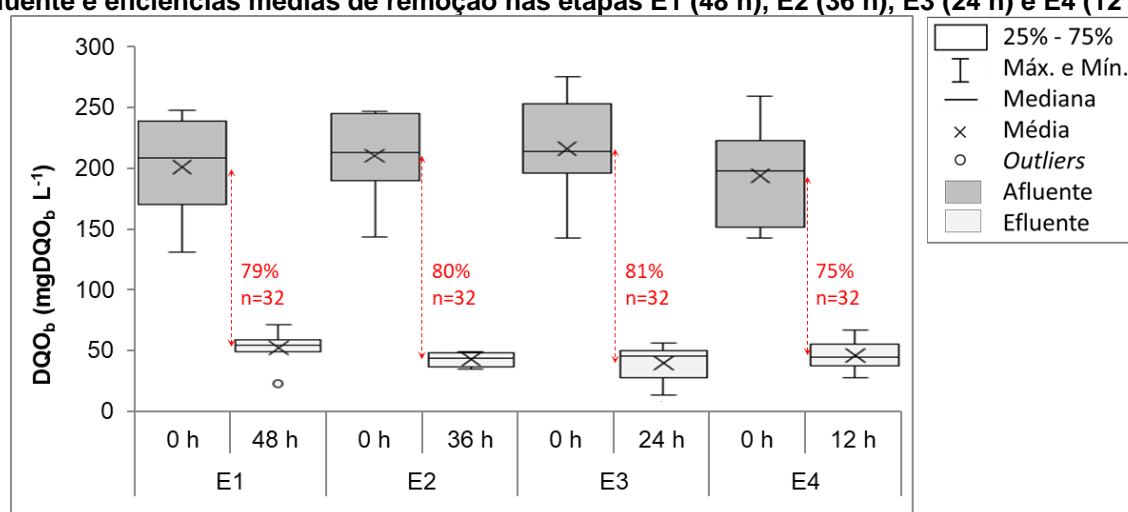
13 UNT com média de aproximadamente 8 UNT. Na etapa E4, tanto os valores nas amostras do afluente quando nas amostras do efluente foram inferiores em relação às demais etapas, variando entre 8 e 10 UNT e entre 3 e 5 UNT, respectivamente.

Deste modo, ao se comparar as etapas E1, E2 e E3, pode-se constatar que a variação do tempo de cheia não influenciou negativamente na redução da turbidez. A comparação com os resultados obtidos na etapa E4 não é justificada, devido à diferença estatística com as demais etapas, mesmo tendo sido observada redução deste parâmetro.

5.3.1 Remoção da matéria carbonácea em termos de DQO

Na Figura 25 é apresentada a variação dos valores de concentração da matéria carbonácea, expressa em termos de DQO em amostras brutas do afluente e do efluente nas etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 25 - Variação da matéria orgânica em termos de DQO nas amostras brutas do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

As concentrações médias da matéria carbonácea, em termos de DQO, nas amostras brutas do afluente foram de aproximadamente 200 mgDQO L⁻¹ (Tabelas 8 e 9) o que segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2014) pode ser considerado como esgoto de baixa concentração (fraco). Não foi observada diferença significativa ($p > 0,6931$) entre as amostras do afluente das etapas de operação.

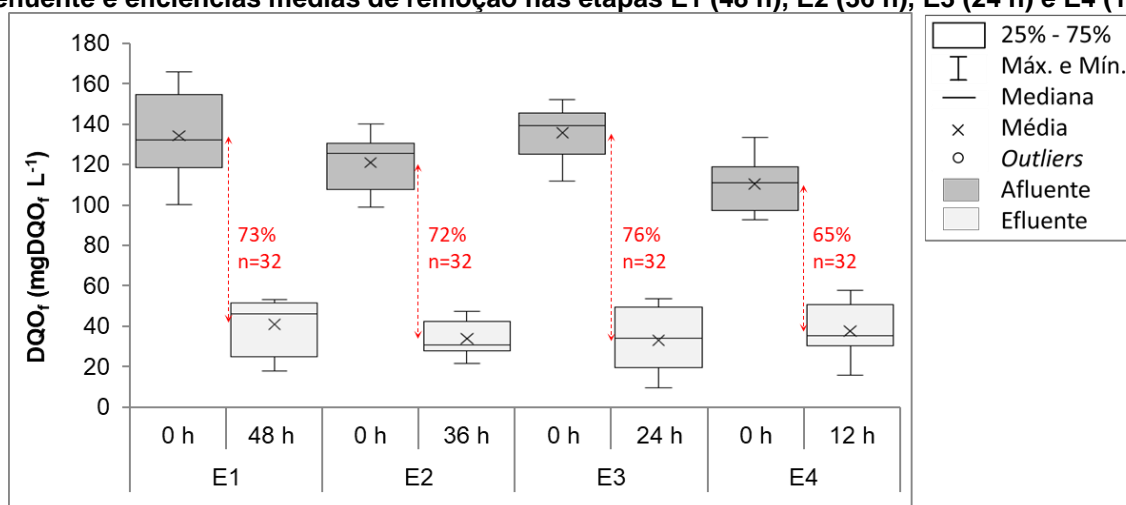
As eficiências médias de remoção da DQO nas etapas E1, E2, E3 e E4 foram de 79%, 80%, 81% e 78%, respectivamente. Não foi constatada diferença significativa

($p = 0,7020$) na remoção da DQO, evidenciando que a redução do período de cheia de 48 h para 12 h não influenciou na eficiência de remoção deste parâmetro.

Li et al. (2015) obtiveram eficiências de remoção da DQO entre 77% e 94% ao avaliaram um sistema de WCTF (8,8 L) de único estágio, operado sob condições de cheia variando entre 12 e 48 h e repouso de 12 h, semelhante ao adotado no presente estudo. O sistema foi preenchido com brita (8 a 10 mm) e alimentado com efluente sintético (200 mg L^{-1}). Os autores não reportam se houve ou não diferença significativa entre a eficiência de remoção entre as etapas de operação. No entanto, a variação foi semelhante à obtida no presente estudo, de 66 a 94%.

Na Figura 26 é apresentada a variação dos valores da concentração da matéria carbonácea, em termos de DQO em amostras filtradas do afluente e do efluente nas etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 26 - Variação da matéria orgânica em termos de DQO nas amostras filtradas do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

Os valores da DQO nas amostras filtradas do afluente apresentaram baixa variação, sendo de $135 (22) \text{ mg L}^{-1}$ na E1, $121 (14) \text{ mg L}^{-1}$ na E2, $136 (13) \text{ mg L}^{-1}$ na E3 e $111 (14) \text{ mg L}^{-1}$ na etapa E4 (Tabelas 8 e 9).

As eficiências médias de remoção da DQO filtrada foram de 73%, 72%, 76% e 65% nas etapas E1 a E4, respectivamente. Não foi constatada diferença significativa ($p > 0,2806$) entre as eficiências de remoção da DQO filtrada entre as etapas. Portanto, assim como verificado para a DQO bruta, a variação do tempo de cheia não afetou o desempenho da remoção do WCTF em termos de DQO em amostras filtradas.

Para Metcalf e Eddy (2014), a relação entre a DQO bruta e filtrada permite a distinguir a concentração da matéria carbonácea nas formas de sólidos dissolvidos e sólidos coloidais de sólidos suspensos. Considerando a relação proposta pelos autores, os valores de DQO obtidos nas amostras do afluente na E1 foi composto por aproximadamente 33% de sólidos dissolvidos e coloidais e 67% de sólidos suspensos, na E2 foi de 42% de sólidos dissolvidos e coloidais e 58% suspensos, na E3 de 34% de sólidos dissolvidos e coloidais e 66% suspensos e na E4 foi de 40% de sólidos dissolvidos e coloidais e 60% suspensos. Logo, a maior fração de matéria carbonácea, em termos de DQO, nas amostras do afluente foi observada na forma de sólidos suspensos e a eficiência de remoção da DQO filtrada foi levemente inferior nas etapas E2 e E4, as quais apresentaram menores percentagens de sólidos dissolvidos.

Estudos de sistemas de WC operados em batelada e preenchidos com fragmentos de cerâmica vermelha apresentaram eficiências de remoção de DQO próximas às obtidas no presente estudo. Não foram reportados estudos com eficiência de remoção de DQO em sistemas de WC de fluxo vertical e operação intermitente vegetados com *A. philoxeroides*, macrófita utilizada no presente estudo.

Lima et al. (2018) notaram remoção média da DQO de 73% em um sistema de WC (12 L) vegetado com *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²), preenchido com cerâmica vermelha (12 a 14 mm; 40% de porosidade), alimentado com efluente sintético (~203 mgDQO L⁻¹) e operado em bateladas de 48 h. Os autores não identificaram diferença significativa na remoção de DQO no sistema vegetado e no controle, não vegetado, como também observado por Mello et al. (2019) em sistemas de WC verticais preenchidos com cerâmica vermelha não vegetado e vegetado com *E. crassipes*.

Marcelino (2019) observou eficiência de 58% na remoção da DQO ao avaliar um sistema WC (12 L) preenchido com fragmentos de cerâmica vermelha (12 a 14 mm; 63% de porosidade), vegetado com *Pistia stratiotes* L. (25 plantas m⁻²), alimentado com efluente sintético (64 a 125 mgDQO L⁻¹) e operado em bateladas de 12 h. A autora indica que a remoção da DQO independe do tipo de material filtrante utilizado, mas a fatores como o metabolismo microbiano, temperatura e concentrações nas amostras do afluente.

Logo, é provável que apenas o tipo de material filtrante utilizado em sistemas de WC não tenha apresentado correlação direta com a eficiência de remoção da DQO. A remoção obtida no presente estudo também foi semelhante às reportadas em

estudos de sistemas de WCTF de único leito e operados com uma única *tide*.

Han et al. (2019) notaram remoção de DQO de 74% a 85% em um sistema de WCTF (660 L) de único leito. O sistema foi composto, partir do fundo, por uma camada de 70 cm de escória de tijolos (5 a 40 mm; 40% de porosidade), seguida de 40 cm de zeólita (3 a 5 mm; 35% de porosidade), vegetado com Couves do pântano, *Brassica* (24 plantas m⁻²) e alimentado com efluente de suinocultura pré-tratado (565 e 616 mgDQO L⁻¹). A duração do enchimento foi de 1 h d⁻¹, e apenas a camada de escória de tijolos foi mantida saturada por 23 h. Os autores atribuíram a remoção da DQO principalmente à camada de zeólita, que serviu como uma espécie de filtro de adsorção durante a alimentação do sistema, e que a DQO provavelmente tenha sido utilizada pelo metabolismo microbiano na remoção de NT nesta camada durante o período de repouso

Jia et al. (2010) avaliaram sistemas de WC (24 L) preenchidos com duas camadas de cascalho a partir da base, a primeira com 5 cm (4 a 5 cm) e segunda com 40 cm (1 a 3 cm), seguida de 15 cm de areia lavada (acima do nível da água). O sistema foi vegetado com *Phragmites australis* e alimentado com efluente sintético (363 mgDQO L⁻¹). As condições operacionais do Regime 1 (24 h cheio e 48 h vazio), Regime 2 (48 h cheio e 24 h vazio) e Regime 3 (72 h cheio) foram testadas em sistemas distintos e apresentaram remoção de DQO superior a 90%. Os sistemas do Regime 1 e 2 submetidos à períodos de repouso, apresentaram concentrações médias de 14 (4) e 11 (6) mgDQO L⁻¹ nas amostras do efluente, respectivamente, e os sistemas do Regime 3 apresentaram 28 (7) mgDQO L⁻¹. Os autores apontam que a remoção ocorreu principalmente nas primeiras 24 h de cheia, evidenciado pelos valores nas amostras do afluente obtidos nos Regimes 1 e 2 e pela rápida redução do OD, e as concentrações finais do Regime 3 foram superiores devido à ausência do período de repouso.

Zamora-Castro et al. (2019) reportam eficiências médias de remoção de DQO de 49% a 83% em sistemas de WCTF (~9 L), doze preenchidos com rochas porosas de rio (1,2 cm, 50% de porosidade), doze com resíduos tepezil (mineral natural; 1,2 cm; 40% de porosidade), e em cada material filtrante três sistemas foram mantidos sem vegetação e os restantes foram vegetados com *Canna indica*, *Pontederia sagittata* e *Spathiphyllum wallisii* em triplicatas. O sistema foi alimentado com efluente contendo 375 mgDQO L⁻¹ e operado com 70 h de cheia e 2 h de repouso (~3 L d⁻¹). Os autores não identificaram diferença na remoção de DQO com a variação dos

materiais filtrantes e das plantas, e que a vegetação apresentou papel fundamental, pois os sistemas controles apresentaram baixa remoção de DQO (~45%).

Zhi e Ji (2014) reportaram eficiências de remoção de DQO de 83% a 95% em um sistema de WCTF de único estágio (40 L), preenchido a partir da base por uma camada de cascalho (10 a 20 mm), seguida de uma camada de brita (8 a 10 mm), plantado com *Iris pseudacorus* (22 plantas m⁻²) e alimentado com efluente sintético (60 a 360 mgDQO L⁻¹). O sistema foi operado com 24 h de cheia e 12 h de repouso e os autores atribuíram as remoções obtidas à aprimorada transferência de oxigênio proporcionada pelo *tidal flow*.

Logo, a remoção da DQO observada nos estudos supracitados foram atribuídas ao regime operacional, concentrações afluentes, processo de adsorção da matéria carbonácea ao material filtrante, que pode ocorrer rapidamente após o enchimento do sistema, e posterior degradação biológica otimizada quando aplicado períodos de repouso do leito.

Além de apresentar similaridade na remoção de DQO com sistemas de WCTF operados com uma única *tide*, as eficiências obtidas no presente estudo também foram equivalentes às obtidas em sistemas de WCTF com aplicações de múltiplas *tides*, pressupondo maior gasto de energia com bombeamento.

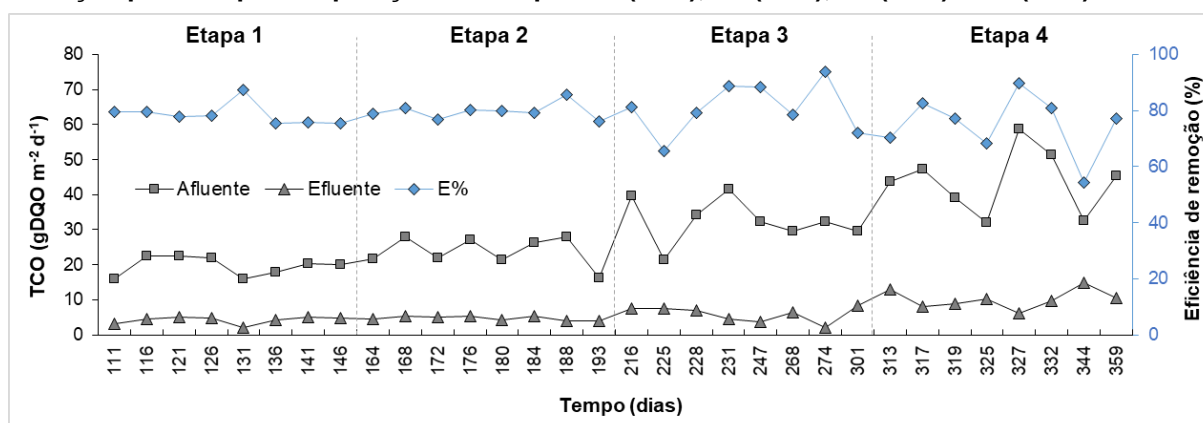
Em um sistema de WCTF (2 L) operado com diferentes configurações de múltiplas *tides*, Hu, Zhao e Rymszewicz (2014) notaram variação na remoção da DQO de 49% a 83%. O sistema foi preenchido a partir da base com uma camada de 10 cm cascalho (0,5 a 3 cm) seguidos por 60 cm de lodo de alumina desidratado (1 a 3 cm), vegetado com *Phragmites australis* e alimentado com esgoto doméstico (64 a 252 mgDQO L⁻¹). De modo semelhante ao desempenho da nitrificação observada pelos autores, baixas percentagens de remoção da DQO foram atribuídas à curtos períodos de repouso (10 min) e às baixas concentrações de matéria carbonácea afluente, em termos de DQO.

Tan et al. (2019) avaliaram dois sistemas de WCTF (~9,5 L), o primeiro preenchido com alumina ativada (WC-A; 5 a 8 mm; 37% de porosidade) e o segundo com cerâmica de xisto (WC-X; 10 15 mm; 38% de porosidade, operado com quatro ciclos diários de 6 h (4 h cheia e 2 h vazio) e alimentado com efluente sintético (246 mgDQO L⁻¹). O sistema WC-A obteve melhor desempenho na remoção da DQO (86%) do que o sistema WC-X (78%). Os autores atribuíram a remoção à adsorção pelo material filtrante e à assimilação por microrganismos.

Hu et al. (2012) avaliaram um sistema de WCTF com quatro leitos (2 L cada; 42% de porosidade) preenchidos a partir da base por 10 cm de cascalho, seguido por 60 cm de lodo de alumina desidratada (1 a 3 cm). O sistema foi vegetado com *Phragmites australis* e alimentado com efluente de suinocultura diluído (484 mgDQO L⁻¹). Foram testados quatro esquemas de alimentação, variando os pontos de entrada, taxas de aplicação, padrão de fluxo e duração dos ciclos. Os autores apontam que as eficiências médias de remoção da DQO foram de 74% a 90%, e não atribuem a diferença estatística às configurações operacionais, pois não houve diferença significativa na remoção da DBO₅ entre elas.

Na Figura 27 é apresentada a variação da taxa de carregamento orgânico (TCO), em termos de DQO, e sua eficiência de remoção pelo tempo de operação das etapas E1, E2, E3 e E4.

Figura 27 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de DQO e sua eficiência de remoção pelo tempo de operação das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

As taxas de carregamento orgânico aplicadas ao sistema foram de 19,59 (2,76) g m⁻² d⁻¹, 23,80 (4,19) g m⁻² d⁻¹, 32,55 (6,25) g m⁻² d⁻¹ e 43,80 (9,09) g m⁻² d⁻¹ nas etapas E1 a E4, respectivamente. As eficiências médias de remoção foram de aproximadamente 80%, sem diferença significativa entre as etapas ($p = 0,7020$).

Alguns estudos de WCTF supracitados nesta discussão a respeito da concentração de matéria carbonácea em termos de DQO foram selecionados, e as TCO foram calculadas para via de comparação com os resultados do presente estudo (ver item 4.9.4).

No estudo de Zhi e Ji (2014) foi avaliado um sistema de WCTF operado com

24 h de cheia e 12 h de repouso com variação da TCO de 20 a 120 g m⁻² d⁻¹, e notaram remoção média de 83% a 95%, respectivamente.

Jia et al. (2010) avaliaram sistemas de WCTF com TCO médio afluente de 12,1 g m⁻² d⁻¹, e notaram eficiências médias superiores a 90% nos sistemas operados com 48 h de cheia e 12 h vazio e com 72 h de cheia. Os autores não constataram diferença significativa de remoção, no entanto, o sistema operado com período de repouso apresentou TCO afluente médio de 0,38 g m⁻² d⁻¹, inferior ao do sistema sem repouso (0,93 g m⁻² d⁻¹).

Zamora-Castro et al. (2019) verificaram remoção de DQO de 67% a 83% em sistema de WCTF vegetados com *Canna indica*, *Pontederia sagittata* e *Spathiphyllum wallisii*, com TCO médio afluente de 15,92 g m⁻² d⁻¹ e operados com 70 h de cheia e 2 h de repouso.

Han et al. (2019) avaliaram um sistema de WCTF preenchido com duas camadas, em que a camada de base permanecia saturada durante 23 h e o enchimento ocorria em 1 h d⁻¹. Durante duas fases avaliadas, com 79,1 g m⁻² d⁻¹ (85%) e 102,67 g m⁻² d⁻¹ de TC, os autores obtiveram eficiências médias de 85% e 74%, respectivamente, e não reportam se houve ou não diferença estatística.

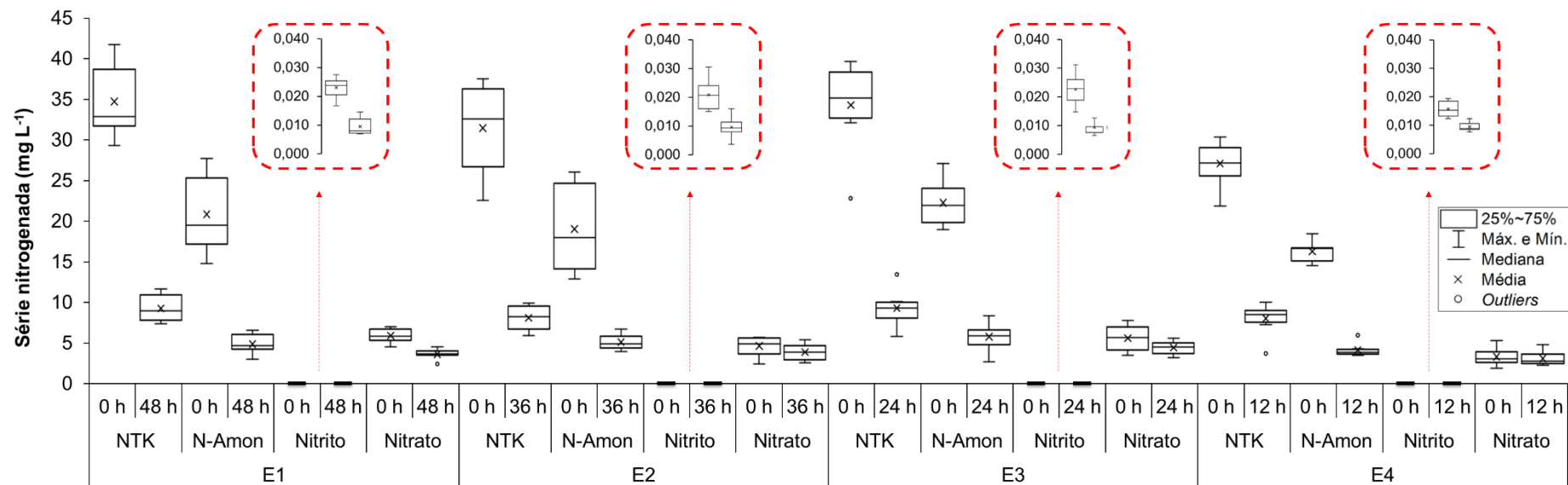
Tan et al. (2019) avaliaram sistemas de WCTF operados com quatro ciclos diários de 6 h (4 h cheia e 2 h vazio). Com TCO de 73,76 e 75,1 g m⁻² d⁻¹, os sistemas preenchidos com lodo de alumina desidratada e com cerâmica de xisto apresentaram remoções de 86% e 78%, respectivamente. Diferença significativa foi constatada.

Logo, é possível observar que a variação da TCO afluente não foi um fator conclusivo na eficiência de remoção da matéria carbonácea, em termos de DQO. No item 5.3.2 será abordada a relação DQO/NT no desempenho do sistema de WCTF na remoção da série nitrogenada.

5.3.2 Remoção da matéria nitrogenada

Na Figura 28 é apresentado um resumo da variação das concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), N-Amon (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻) nas amostras do afluente e do efluente das etapas E1 ($n = 16$), E2 ($n = 16$), E3 ($n = 16$) e E4 ($n = 16$).

Figura 28 - Variação das concentrações de NTK, N-Amon, nitrito e nitrato nas amostras do afluente e efluente nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h).



Fonte: Autoria própria (2020).

Na Figura 28 é possível observar a similaridade entre os grupos de dados para a maioria dos parâmetros nas diferentes etapas avaliadas, tanto nas amostras do afluente (tempo 0 h) quanto ao término dos períodos de cheia (tempos de 48, 36, 24 e 12 h). A exceção pode ser observada para os valores de nitrito e nitrato que, apesar de apresentarem variação da eficiência de remoção, seus valores nas amostras do efluente não apresentaram diferença significativa.

As concentrações médias do NTK nas amostras do afluente foram de 35 (4) mg L⁻¹ na E1, de 31 (5) mg L⁻¹ na E2, de 34 (5) mg L⁻¹ na E3 e de 27 (3) mg L⁻¹ na E4 (Tabelas 8 e 9), não sendo constatada diferença significativa ($p = 0,3846$) entre os valores nas etapas E1, E2 e E3 e entre os valores nas etapas E2 e E4 ($p = 0,0640$).

As eficiências médias de remoção do NTK foram de 73% (60% - 81%) na E1, 74% (71% - 78%) na E2, 73 (66% - 75) na E3 e 70% (60% - 86%) na E4. Não foi constatada diferença significativa ($p = 0,1232$) entre as eficiências de remoção do deste parâmetro entre as etapas avaliadas. Logo, a redução do período de cheia de 48 h para 24, 36 e 12 h não prejudicou a eficiência do sistema na remoção de NTK.

As concentrações médias do N-Amon nas amostras do afluente foram de 21 (5) mg L⁻¹ na E1, 19 (5) mg L⁻¹ na E2, 22 (3) mg L⁻¹ na E3 e 16 (1) mg L⁻¹ (Tabelas 8 e 9). Não foi constatada diferença significativa ($p = 0,3254$) entre os valores do N-Amon nas etapas E1, E2 e E3 e entre os valores nas etapas E1, E2 e E4 ($p = 0,1826$). Entre estes grupos de dados, foram obtidos os menores coeficientes de variação nas etapas E2 e E3, o que pode ter acarretado na diferença estatística.

Segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2014), os esgotos podem ser classificados como de concentração média quando a concentração de amônia livre é na faixa entre 20 e 41 mg L⁻¹.

A eficiência média de remoção do N-amon foi de 76% (71% - 82%) na E1, 72% (64% - 78%) na E2, 73% (64% - 87%) na E3 e 73% (58% - 80%) na E4. Assim, como para a remoção de NTK, não foi constatada diferença significativa ($p = 0,3966$) entre as eficiências de remoção de N-Amon nas etapas avaliadas, indicando que para estes parâmetros, a utilização do menor período de cheia pode ser aplicado sem perda de eficiência do sistema para este parâmetro.

As eficiências de remoção do NTK (60% - 86%) e de N-Amon (58% - 87%) verificadas neste estudo foi igual ou superior às obtidas por Lima et al. (2019) e Marcelino (2019), que operaram sistemas de WC de fluxo vertical em batelada

sequencial, preenchidos com o mesmo material filtrante utilizado no presente estudo (cerâmica vermelha).

Lima et al. (2018) obtiveram remoção média de NTK de 47% e de N-Amon de 13% ao avaliarem um sistema de WC (12 L; 40% de porosidade da cerâmica vermelha) operado com tempo de batelada de 48 h - 48 h - 72 h, plantado com *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²) para concentrações médias nas amostras do afluente de 69 (6) mgNTK L⁻¹ e 40 (6) mgN-Amon L⁻¹, respectivamente.

Marcelino (2019) verificou remoção média de 73% e 70% em um sistema de WC (12 L; 63% de porosidade da cerâmica vermelha) alimentado em batelada de 24 h, plantado com *Pistia stratiotes* L. (25 plantas m⁻²) para concentrações médias nas amostras do afluente de 49 (29) mgNTK L⁻¹ e 29 (12) mgN-Amon L⁻¹, respectivamente.

Além destes autores, estudos que avaliaram o comportamento de sistemas WC operados em *tidal flow* (WCTF) reportaram eficiências de remoção de NTK e N-Amon semelhantes ou superiores às verificadas no presente estudo.

Han et al. (2019) também utilizaram fragmentos de cerâmica vermelha em uma das camadas de material filtrante de um sistema de WCTF. Os autores constataram baixa adsorção de N-Amon na cerâmica coletada no fundo saturado, indicado que a falta de aeração nesta camada reduziu a capacidade de adsorção do material.

Li et al. (2015) obtiveram eficiência de remoção do N-Amon entre 55% e 82% em um sistema de WCTF (8,8 L) de único estágio, preenchido com brita (8 a 10 mm) e alimentado com efluente sintético (~200 mgN-Amon L⁻¹). A estratégia operacional adotada de 12 a 48 h de cheia com 12 h de repouso e a variação de eficiência obtida pelos autores foi semelhante à do presente estudo (58% - 87%).

Pang et al. (2015) verificaram elevada remoção de N-Amon de 93 a 96% em um sistema de WCTF de único estágio operado de modo semelhante à Etapa E3 do presente estudo (36 h cheia e 12 h vazio). Os autores operaram o WCTF com baixa concentração de matéria carbonácea (50 mgDQO L⁻¹), porém pré-inocularam com 100 g de inóculo microbiano de elevada eficiência B350M (*high efficiency compound microbial inoculum* - Bio-systems Co.).

Como não foi verificada diferença estatística na remoção do NTK e do N-Amon em diferentes períodos de cheia, corrobora a teoria referente a sistemas de WCTF, em que a amônia pode ser rapidamente adsorvida ao material filtrante durante o período de cheia e posteriormente oxidada durante o período de repouso, no qual o

ar atmosférico passa a preencher os poros do material filtrante que está drenado (Li et al., 2015; TANNER et al., 1999; ZHI; JI, 2014).

Portanto, a similaridade da eficiência de remoção entre as etapas pode ter ocorrido em razão do tempo de cheia mínimo necessário para a adsorção do N-Amon no material filtrante não ter sido atingido com a redução do período de cheia de 48 h para 12 h.

As concentrações médias de nitrito nas amostras do afluente foram de 0,023 (0,003) mg L⁻¹ na E1, 0,021 (0,005) mg L⁻¹ na E2, 0,023 (0,005) mg L⁻¹ na E3 e 0,016 (0,002) mg L⁻¹ na E4. Não foi constatada diferença significativa ($p = 0,5685$) entre os valores obtidos da E1, E2 e E3 e entre os valores observados na E2 e E4 ($p = 0,0535$).

As eficiências de remoção de nitrito nas etapas E1 a E4 foram de 58%, 51%, 56% e 36%, respectivamente, com similaridade estatística entre as etapas E1, E2 e E3 ($p = 0,7675$) e entre E2 e E4 ($p = 0,0606$). Apesar da principal diferença estatística ser observada nos valores de remoção do nitrito na etapa E4 em relação às demais etapas, os valores médios de concentração nas amostras do efluente variaram entre 0,004 e 0,016 mg L⁻¹ nas quatro etapas, com concentrações médias de ~0,010 mg L⁻¹ sem diferença significativa ($p = 0,9053$).

Logo, com baixa variação da concentração de nitrito nas amostras do afluente e variação da eficiência de remoção entre as etapas, a concentração de nitrito nas amostras do efluente foram semelhantes.

Li et al. (2019) constataram concentrações de nitrito inferiores a 0,03 mg L⁻¹ nas amostras do efluente de WCTF de único estágio alimentado com efluente sintético (210 mgDQO L⁻¹, 42 mgN-Amon L⁻¹ e 38 mgNO₃⁻ L⁻¹). O enchimento do sistema foi lento e contínuo (36 h), proporcionando incremento de OD (2,43 a 6,84 mg L⁻¹) superior ao do presente estudo (0,09 a 1,1 mg L⁻¹). Os autores justificam as baixas concentrações de nitrito devido à desnitrificação parcial logo após sua produção por meio de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) via nitrito durante o período de repouso.

De acordo com Han et al. (2019), McBride e Tanner (2000), o ar atmosférico que preenche os poros do sistema durante o período de repouso permite que o nitrogênio aderido na superfície do material filtrante seja oxidado, devido à difusão do oxigênio na superfície da camada do perífíton. No entanto, a difusão do oxigênio em camadas internas do perífíton, ou nos poros do meio filtrante, pode ser baixa ou nula,

proporcionando zonas anaeróbias e gerando um gradiente do potencial de oxirredução permitindo simultâneos mecanismos de remoção do nitrogênio.

Os valores médios de concentração do nitrato nas amostras do afluente foram de 5,9 (0,8) mg L⁻¹, 4,7 (1,2) mg L⁻¹, 5,7 (1,5) mg L⁻¹ e 3,5 (1,0) mg L⁻¹ nas etapas E1 a E4, respectivamente. Não foram observadas diferenças significativas ($p = 0,1003$) entre os valores das etapas E1, E2 e E3.

As eficiências médias de remoção de nitrato foram de 41% (30% a 47%) na E1, 17% (15% a 19%) na E2, 13% (10% a 18%) na E3 e 10% (8% a 20%) na E4, e apenas para as concentrações finais em E3 e E4 foi observada diferença significativa ($p < 0,01$). Logo, foi possível notar que a redução do período de cheia de 48 h para 12 h acarretou na perda de eficiência do sistema na redução do nitrato, mas esta não interferiu nos valores das concentrações finais, assim como foi observado para os valores de nitrito.

Lima et al. (2018) obtiveram concentrações inferiores a 0,015 mg L⁻¹ para nitrito e inferiores a 5 mg L⁻¹ para nitrato nas amostras do efluente, similares as obtidas no presente estudo, em sistema de WC (12 L) preenchido com cerâmica vermelha (porosidade de 40%), plantado com *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²) e operado em batelada de 48 h no tratamento de efluente sintético de baixa concentração. Segundo os autores, a amônia pode não ter sido devidamente oxidada no período da batelada, justificando a produção de amônia no sistema. Assim, o período adotado para repouso no presente estudo pode ter contribuído para remoção do nitrogênio.

Pang et al. (2015) obtiveram acúmulo de nitrito e nitrato em um sistema de WCTF de único estágio, operado de modo semelhante à Etapa 3 do presente estudo, em temperatura controlada de 12 °C e relação DQO/NT de 3,9. Os autores relataram que a elevação da temperatura de 4° C para 12 °C reduziu o acúmulo de nitrato. No entanto, como os autores ainda operavam em baixa concentração de matéria orgânica (50 mgDQO L⁻¹), esse acúmulo foi o principal fator que afetou a remoção do NT.

No presente estudo, a temperatura média variou entre 14,5 e 17,6 °C nas etapas avaliadas e o acúmulo de nitrato ocorreu sob valores de DQO abaixo de 130 mg L⁻¹, conforme observado na etapa de adaptação (Ver item 5.2).

Li et al. (2015) reportaram valores de nitrito e nitrato inferiores a 0,6 mg L⁻¹ nas amostras do efluente de um sistema de WCTF (8,8 L) de único estágio, operado sob condições de cheia variando de 12 a 48 h e repouso de 12 h. Apesar da estratégia operacional semelhante à adotada no presente estudo, os autores obtiveram valores

de nitrato nas amostras do efluente inferiores aos valores do presente estudo (2,5 a 7,9 mg L⁻¹).

A remoção de nitrogênio em sistemas de WCTF dependem de fatores como capacidade de troca catiônica do material filtrante, relação DQO/NT e do número de ciclos e duração dos períodos de cheia e repouso (MACIOLEK; AUSTIN, 2006). Segundo Li et al. (2019) baixos valores da relação DQO/NT, de aproximadamente 3,0, podem limitar processos de remoção de nitrato; e para Zhi e Ji (2014) a relação DQO/TN de 6 foi a mínima necessária para que não houvesse acúmulo de nitrito e nitrato nas amostras do efluente.

No presente estudo foram obtidas relações DQO/NT de 5,0 na E1, 5,9 na E2, 5,4 na E3 e de 6,3 na E4. Assim, mesmo havendo condições próximas às ideais para que não houvesse acúmulo de nitrato, com relação DQO/NT = 6 segundo Zhi e Ji (2014), esta foi observada principalmente nas etapas E2, E3 e E4 com a redução do tempo de cheia. Isto pode ter contribuído para que o sistema não atingisse melhores condições de remoção deste parâmetro.

Não foi identificada relação entre as concentrações finais de OD e os valores do POR nas diferentes etapas com a redução da eficiência de remoção do nitrato, pois o meio se manteve anóxico durante o experimento, e a variação do OD ao término do período de cheia não apresentou relação com a redução do tempo de cheia em cada etapa.

Os valores de concentração do NT foram de 40 (4,4) mg L⁻¹, 31 (5) mg L⁻¹, 34 (5) mg L⁻¹ e de 27 (3) mg L⁻¹, nas etapas E1 a E4, respectivamente. Não foi verificada diferença significativa ($p = 0,2349$) entre os valores de concentração do NT nas etapas E1, E2 e E3.

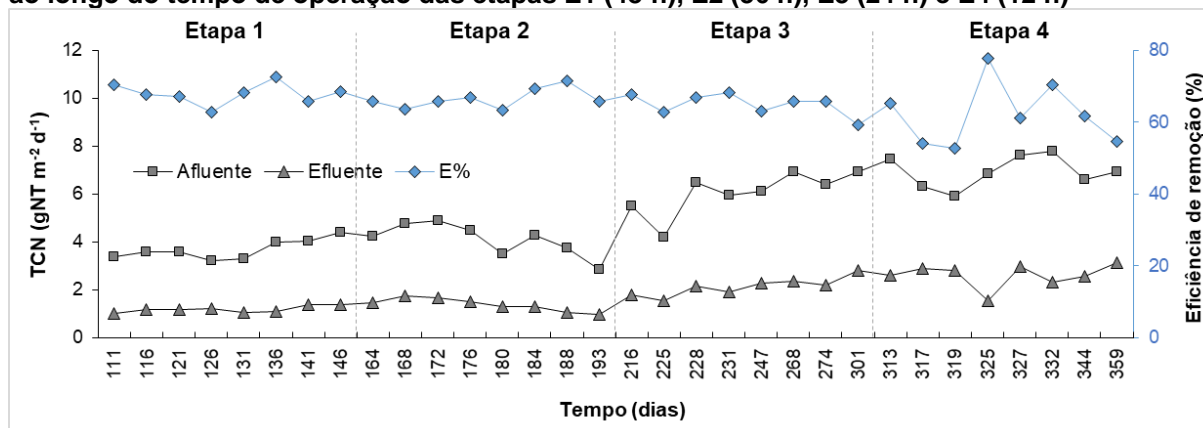
Segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2014), os esgotos sanitários podem ser classificados como de concentração média em termos de NT quando a concentração se encontra na faixa de 23 a 35 mg L⁻¹.

Na Figura 29 é apresentada a variação da taxa de carregamento orgânico em termos de nitrogênio total (TCN), e a eficiência de remoção ao longo do tempo de operação das etapas E1, E2, E3 e E4.

Como apresentado na Figura 29, é possível observar o aumento da aplicação da TCN em cada etapa operacional, devido à semelhança das concentrações no afluente e à redução do período de tratamento. As taxas aplicadas foram de 3,68 (0,42) g m⁻² d⁻¹, 4,09 (0,69) g m⁻² d⁻¹, 6,05 (0,90) g m⁻² d⁻¹ e

6,94 (0,65) g m⁻² d⁻¹ nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente.

Figura 29 - Variação da taxa de carregamento orgânico em termos de NT e eficiência de remoção ao longo do tempo de operação das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

Não foi observada diferença significativa ($p = 0,1270$) entre as eficiências médias de remoção do NT de 68% (63% - 73%) na E1, 67% (63% - 72%) na E2, 65% (59% - 68%) na E3 e 62% (55% - 78%).

A eficiência de remoção do NT foi superior à observada em sistemas de WC do tipo Francês operado com período de repouso do leito. Nestes sistemas, os autores observaram eficiências de remoção média de nitrogênio amoniacal e de matéria orgânica em termos de DQO e DBO superiores a 90%, e de nitrogênio total inferior a 20% (DOTRO et al., 2017).

Li et al. (2015) alcançaram eficiência de remoção de NT (60% e 94%), superiores as obtidas no presente estudo (53% - 78%) nas mesmas condições operacionais. O sistema avaliado pelos autores era constituído de um WCTF (8,8 L) de único estágio, preenchido com brita (8 a 10 mm), tratando concentração de ~ 40 mgTN L⁻¹ no afluente.

Alguns estudos de WCTF foram selecionados, e as TCN foram calculadas para via de comparação com os resultados do presente estudo (ver cálculo no item 4.9.4).

Zhi e Ji (2014) obtiveram eficiências médias de remoção de NT de 50%, 66% e 67% para TCO de 40, 60 a 80 gDQO m⁻² d⁻¹ (DQO/NT= 2, 6 e 8), respectivamente, em um sistema de WCTF (40 L), preenchido com cascalho (10 a 20 mm) e brita (8 a 10 mm), vegetado com *Iris pseudacorus* (22 plantas m⁻²) e operado com 48 h de cheia e 12 h de repouso.

Jia et al. (2010) notaram eficiências médias de remoção de NT de 56% em um

WCTF (24 L) preenchidos com duas camadas de cascalho (1 a 5 cm), e areia grossa acima do nível da água. O sistema foi vegetado com *Phragmites australis* e alimentado com efluente sintético ($1,67 \text{ gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $\text{DQO/NT} = \sim 7,26$). Os autores atribuíram a principal remoção de NT à remoção do N-Amon (90,51%) devido ao acúmulo de nitrato.

Em um WCTF operado com múltiplas *tides*, Tan et al. (2019) observaram médias de remoção de 73% e 44% nos sistemas preenchidos com lodo de alumina desidratada e cerâmica de xisto, respectivamente. Os sistemas foram operados com quatro ciclos diários de 6 h (4 h cheia e 2 h vazio) e alimentados com efluente sintético ($16 \text{ gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $\text{DQO/NT} = \sim 4,5$).

Logo, é possível verificar que a relação DQO/NT, a taxa de carregamento orgânico e as configurações do WCTF, como material filtrante e macrófitas, exercem influência na remoção de NT. Esses fatores também são responsáveis por influenciar na estrutura da comunidade microbiana, principais atuante no ciclo do nitrogênio (ARROYO; SÁENZ DE MIERA; ANSOLA, 2015; JIA et al., 2017).

A análise da comunidade bacteriana possibilitou verificar a presença de táxons de bactérias potencialmente nitrificantes, desnitrificantes, anaeróbias oxidantes de amônia e degradantes de carbono, entre outros elementos, e sua variação entre as etapas operacionais, conforme discutido no item 5.4.

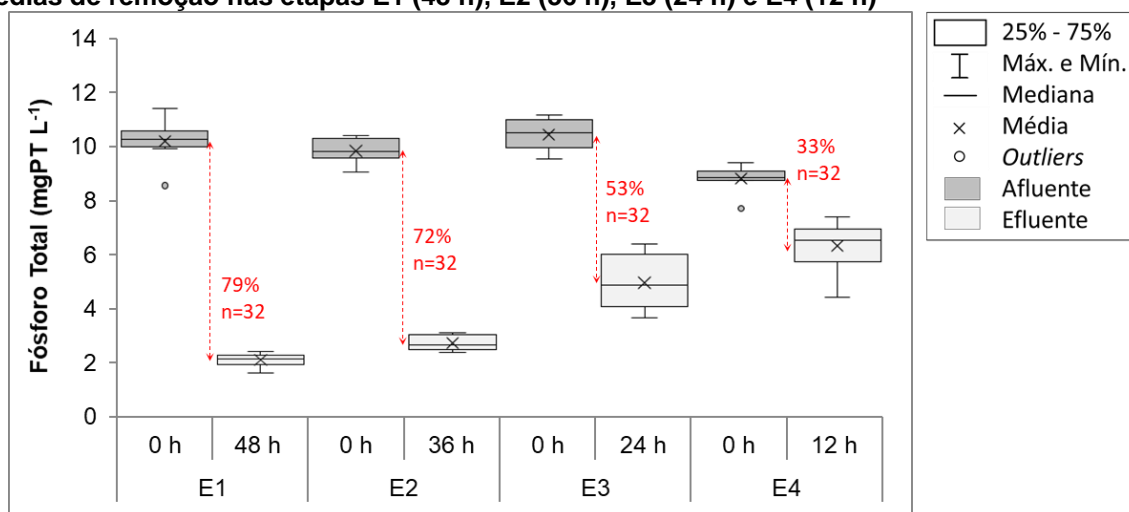
No item 5.3.3 será apresentado o desempenho do sistema na remoção de PT nas etapas operacionais E1, E2, E3 e E4.

5.3.3 Remoção da matéria fosforada

Na Figura 30 é apresentada a variação dos valores de concentração de fósforo total (PT) nas amostras do afluente e do efluente nas etapas E1 ($n = 16$), E2 ($n = 16$), E3 ($n = 16$) e E4 ($n = 16$).

As concentrações médias de PT nas amostras do afluente foram de $10,23 (0,8) \text{ mg L}^{-1}$, $9,88 (0,47) \text{ mg L}^{-1}$, $10,5 (0,6) \text{ mg L}^{-1}$ e de $8,8 (0,5) \text{ mg L}^{-1}$ nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente (Tabelas 8 e 9). Com relação a este parâmetro, segundo a classificação de Metcalf e Eddy (2014), esgotos com concentrações de $5,6$ a $11 \text{ mgPO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$ são caracterizados como esgotos de concentração média.

Figura 30 - Variação da concentração de PT nas amostras do afluente e efluente e eficiências médias de remoção nas etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

As eficiências médias de remoção do PT foram de 79% (78 - 84%), 72% (69 - 75%), 53% (42 - 63%) e de 28% (16 - 49%) nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente. Com a redução do período de cheia de 48 h para 36, 24 e 12 h foi verificada diferença significativa das eficiências de remoção do PT em todas as etapas, ou seja, foi possível concluir que o tempo de cheia e a taxa de carregamento foram fatores limitantes na remoção, corroborando com os resultados obtidos por Cabral (2019).

Os processos de remoção de PT em sistemas de WC que apresentam maior relevância são a adsorção e a precipitação com sais metálicos, tendo como exemplos o Fe, Al e Ca. Menor destaque foi dado à assimilação vegetal, exceto quando aplicado corte ou retirada das macrófitas (DOTRO et al., 2017).

A utilização de materiais filtrantes com capacidades adsorptivas de PT vêm sendo investigada em sistemas de WC para otimizar a capacidade do sistema na remoção do PT (HAN et al., 2019; LIMA et al., 2018; VOHLA et al., 2011; VYMAZAL, 2007), além da possibilidade de sua recuperação (CABRAL, 2019).

Lima et al. (2018) avaliaram sistemas de WC (12 L) utilizando fragmentos de cerâmica vermelha como material filtrante (porosidade de 40%), não plantado e plantado com *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²). Os sistemas foram operados em batelada sequencial de 48 h com aplicação de efluente sintético (18,79 mgPO₄⁻³ L⁻¹). Os autores obtiveram remoção média de PT de 87% e 82% nos sistemas plantado e não plantado, respectivamente. Os autores não reportaram diferença significativa (p > 0,05) entre as eficiências de remoção em ambos os sistemas, evidenciando que a

presença da macrófita não contribuiu na remoção do PT.

Marcelino (2019) avaliou um sistema WC (12 L) preenchido com fragmentos de cerâmica vermelha (63% de porosidade) plantado com *Pistia stratiotes* L. (25 plantas m⁻²). O sistema foi alimentado com efluente sintético (9,8 mgPO₄³⁻ L⁻¹) e operado em batelada sequencial de 12 h. A autora obteve menor eficiência de remoção do PT (46%) quando comparado àquela verificada por Lima et al. (2018), operando o mesmo sistema porém com menor período de tratamento. Este comportamento corroborou com o observado no presente estudo, ou seja, que o tempo de contato influenciou na eficiência de remoção do fósforo total.

Poucos estudos são reportados na literatura sobre remoção de PT em sistemas de WCTF. Ju et al. (2014) verificaram eficiências de remoção de 20% a 44% em um WCTF (1 L) controle preenchido com zeólita, plantado com *Juncus effusus* e alimentado com efluente sintético (300 mgDQO L⁻¹, 10 mgP-PO₄³⁻ L⁻¹). Cada ciclo teve duração de 8 h (4 h cheio e 4 h vazio) e o sistema recebeu 3 L de efluente por dia, submetido à taxa de carregamento hidráulico de 226 L m⁻² d⁻¹. No entanto, os autores justificaram a redução da eficiência de remoção do PT pela saturação do material filtrante após 130 dias de operação.

No presente estudo é possível que não tenha ocorrido saturação da capacidade da cerâmica vermelha na adsorção de fósforo, conforme discutido no item 5.6.

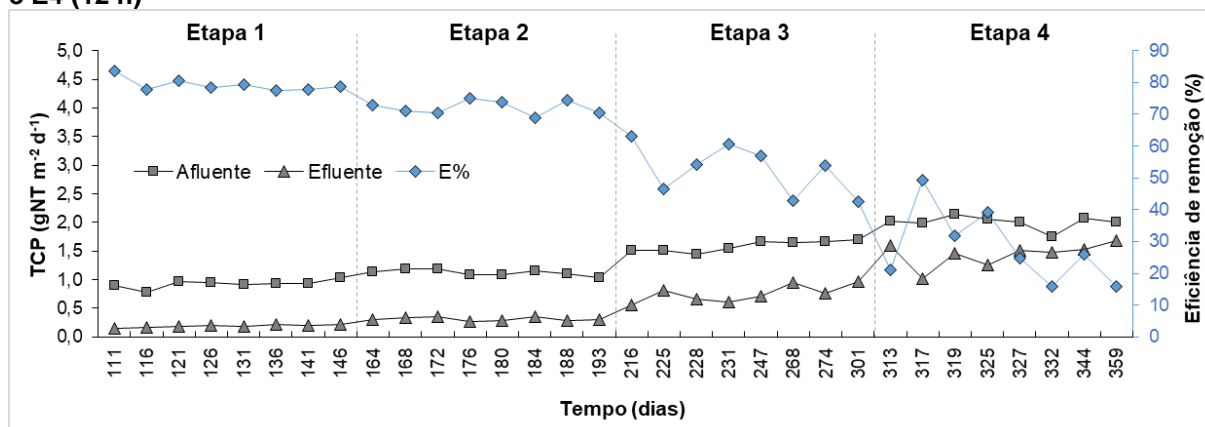
Na Figura 31 é apresentada a variação da taxa de carregamento orgânico em termos de fósforo total (TCP), e a eficiência de remoção ao longo do tempo de operação do experimento em cada etapa operacional.

Na Figura 31 é possível observar a redução da eficiência de remoção do PT em função da redução do tempo de tratamento e aumento das taxas de carregamento aplicadas nas etapas E1, E2, E3 e E4 que foram de 0,93 (0,07) g m⁻² d⁻¹, 1,12 (0,05) g m⁻² d⁻¹, 1,59 (0,09) g m⁻² d⁻¹ e 2,01 (0,11) g m⁻² d⁻¹, respectivamente.

Alguns estudos de WCTF foram selecionados, e as TCP foram calculadas para via de comparação com os resultados do presente estudo (ver cálculo no item 4.9.4).

Jia et al. (2010) notaram eficiências médias de remoção de PT de 92% no Regime 2 (48 h cheio e 24 h vazio) e 87% no Regime 3 (72 h cheio) em um WCTF (24 L) preenchidos com duas camadas de cascalho (1 a 5 cm), e areia grossa acima do nível da água. O sistema foi vegetado com *Phragmites australis* e alimentado com efluente sintético (0,14 gPT m⁻² d⁻¹). Os autores apontam que a operação intermitente tenha influenciado no aumento da remoção do PT.

Figura 31 - Variação da taxa de carregamento de matéria orgânica em termos de fósforo total e a eficiência de remoção ao longo do tempo de operação das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h)



Fonte: Autoria própria (2020).

Tan et al. (2019) conseguiram obter remoções médias de 96% e 27% em sistemas de WCTF preenchidos com lodo de alumina desidratada e com cerâmica de xisto, respectivamente. Os sistemas foram operados com quatro ciclos diários de 6 h (4 h cheia e 2 h vazio) e alimentado com efluente sintético ($\sim 1,64 \text{ gPT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Os autores atribuem a diferença de remoção do PT entre os sistemas às distintas capacidades de adsorção dos materiais filtrantes utilizados.

Li, Wu e Dong (2015) obtiveram taxas de remoção do PT variando entre 0,3 e $1,9 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ em um sistema de WCTF (200 L; 41% de porosidade), preenchido com areia grossa (5 a 10 mm) e plantado com *Juncus effusus*. O sistema foi operado com ciclos de 8 h (4 h cheio e 4 h vazio), com taxa de recirculação de 3:1 e alimentado com efluente sintético ($4,9 \text{ a } 6,3 \text{ mgPT L}^{-1}$). No estudo, os autores verificaram que a remoção do PT de 13 a 89% aumentou com o incremento da concentração de matérias orgânica, em termos de COT, de 20 a 200 mg L^{-1} .

Logo, de acordo com Jia et al. (2010), Tan et al. (2019), Li, Wu e Dong (2015) os possíveis fatores intervenientes na remoção do PT em sistemas de WCTF podem ter sido a taxa de carregamento orgânico aplicada no sistema, a capacidade de adsorção do material filtrante e o período de contato do PT com o material filtrante.

No presente estudo foi observado que o aumento da taxa de carregamento orgânico em termos de DQO e PT (Tabela 7 e 8), gerado principalmente pela redução do tempo de tratamento, uma vez que a concentração destes parâmetros nas amostras do afluente se mantiveram semelhantes entre as etapas, cominou na redução da eficiência de remoção de PT.

A Etapa E4, com 12 h de cheia e 12 h de repouso, compôs um tratamento com 24 h de duração, semelhante ao empregando em sistema com aplicação de múltiplas *tides*, e a eficiência de remoção do PT nesta etapa foi de 28% (16 - 49%) com TCP de 5,31 (0,3) g m⁻² d⁻¹.

No Quadro 5 são apresentas as eficiências de remoção de PT e a variação da TCP nos estudos de WCTF operados com múltiplas *tides* supracitados nesta discussão, como via de comparação com a etapa E4 do presente estudo.

Quadro 5 – Variação da eficiência de remoção de PT com a variação da TCP e materiais filtrantes em sistemas de WCTF operados com múltiplas *tides*.

Material filtrante	TCP (gPT m ⁻² d ⁻¹)	Eficiência de remoção	Referência
Areia e brita	5,38	13%	Li, Wu e Dong (2015)
Zeólita	2,26	20 a 44%	Ju et al. (2014)
Cerâmica de xisto	1,64	27%	Tan et al. (2019)
Lodo de alumina desidratada	1,64	96%	Tan et al. (2019)
Areia e brita	0,14	92%	Jia et al. (2010)

Fonte: Autoria própria (2020).

Como pode ser observado no Quadro 5, maiores valores de TCP implicaram em menores eficiências de remoção de PT, tendo influência também do material filtrante utilizado, indicando que quanto maior a concentração de PT aplicada nos sistemas no período de 24 h de tratamento, menor foi sua eficiência de remoção.

Logo, possivelmente para se obter melhor desempenho de remoção de PT deve-se adotar períodos prolongados de cheia, como observado na etapa E1 do presente estudo com 48 h de cheia, ou reduzir a concentração de PT no afluente para consecutiva redução da TCP aplicada no sistema. Segundo Lima (2018) e Cabral (2019), em teste de adsorção em batelada, baixas concentrações de PT foram adsorvidas com maior eficiência na cerâmica vermelha.

A contribuição de microrganismos na remoção do PT não foi verificada no presente estudo. A contribuição da macrófita *A. philoxeroides* na remoção de PT é abordada no item 5.5.

No item 5.4 será apresentada discussão sobre a influência do tempo de cheia na estrutura da comunidade bacteriana, baseada nos resultados de ensaios de sequenciamento de nova geração de amostras representativas das etapas E1, E2, E3 e E4.

5.4 Influência do tempo de cheia na estrutura da comunidade bacteriana

Os mecanismos chaves de remoção dos poluentes/nutrientes no sistema de WCTF podem ter sido a adsorção do nitrogênio amoniacal e do fósforo nos fragmentos de cerâmica vermelha durante o período de cheia, seguida de oxidação e desoxidação, e nitrificação e desnitrificação simultânea via nitrito durante o período de repouso.

Não foi verificada diferença significativa na remoção da DQO, NTK, N-Amon e NT com a redução do tempo de tratamento. Assim, a análise microbiana foi realizada para verificar a influência da variação do tempo de cheia sobre a abundância bacteriana. Para isso, uma amostra representativa de microrganismos foi coletada ao término de cada etapa operacional e a análise de sequenciamento de nova geração foi realizada.

As amostras foram classificadas com o tempo de cheia, em horas, referente à etapa operacional na qual foi coletada (E1 = 48 h; E2 = 36 h; E3 = 24 h; E4 = 12 h). No total, 210.790 sequências foram geradas para quatro amostras. O número de sequências lidas, unidades taxonômicas operacionais (*Operational Taxonomic Units - OTUs*), dominância e os índices de diversidade de Simpson, Shanon e Chao 1 das amostras são apresentados na Tabela 11.

Tabela 11 - Índices de diversidade α das amostras

Índices de diversidades	48 h	36 h	24 h	12 h
Número de Sequências lidas	45.302	27.586	70.336	67.566
OTUs	45.302	27.586	70.336	67.566
Dominância (D)	0,05	0,08	0,02	0,03
Simpson	0,72	0,61	0,96	0,89
Shanon	2,98	1,12	5,48	3,32
Chao 1	102,8	89,9	295,7	189

Dominância: quanto mais próximo de 1, menor a diversidade da amostra; Simpson: quanto mais próximo de 1, maior a diversidade da amostra (SIMPSON, 1949); Shannon: quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra (LUDWIG e REYNOLDS, 1988); Chao 1: estima a riqueza da comunidade baseado na abundância (CHAO, 1984).

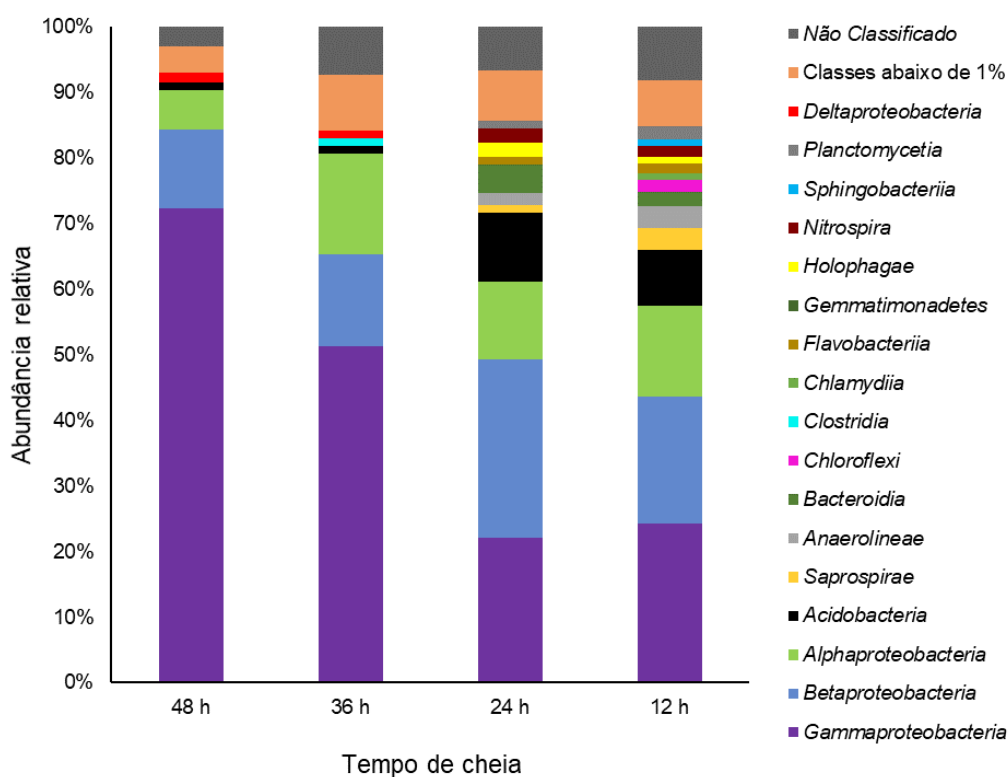
Fonte: Autoria própria (2020).

Em termos de OTUs todas as amostras apresentaram alta diversidade, o que pode ser constatado pelos baixos valores de dominância, próximos a 0 (zero), e os valores do índice Simpson próximos a 1 (um). Estes índices também indicam que a diversidade das amostras em 24 h foi superior às demais, seguida das amostras 12 h,

48 h e 36 h. Esta ordem decrescente de diversidade também é constatada pelo índice de Shanon, cujos maiores valores expressam maior diversidade (SIMPSON, 1949; LUDWIG e REYNOLDS, 1988).

Na Figura 32 é apresentada a variação da abundância relativa das principais classes de bactérias identificadas nas amostras coletadas ao término das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h). As classes com abundância relativa inferiores a 1% foram reunidas em um único grupo.

Figura 32 - Variação da abundância relativa das classes de bactérias identificadas nas amostras representativas das etapas E1, E2, E3 e E4



Fonte: Autoria própria (2020).

No total foram identificadas 46 classes, sendo que destas 38 foram identificadas em 48 h, 41 em 36 h, 45 em 24 h e 42 em 12 h, com principal diferença observada na abundância das classes entre as amostras.

Considerando apenas as classes com abundância relativa superior a 1%, em todas as amostras foi verificada presença da *Acidobacteria*, *Alphaproteobacteria*, *Betaproteobacteria* e *Gammaproteobacteria*. Nas amostras de 48 h, 36 h, 24 h e 12 h foi observada abundância relativa da classe *Gammaproteobacteria* em 72,34%, 51,25%, 22,16% e 24,29%; da classe *Betaproteobacteria* em 12,01%, 14,05%,

27,16% e 19,38%; da classe *Alphaproteobacteria* em 5,98%, 15,35%, 11,76% e 13,80%; e da classe *Acidobacteria* em 1,17%, 1,24%, 10,64% e 8,48%, respectivamente.

Os microrganismos dos filos *Acidobacteria*, *Bacteroidetes* e *Proteobacteria*, entre outros, são geralmente identificadas com abundância relativa representativa em sistemas de WC, havendo maior predominância de *Proteobacteria*, como observado no presente estudo. Além disto, estes filos geralmente apresentam comunidades mais especializadas em comparação às áreas úmidas naturais, que apresentam comunidade mais diversa devido à maiores interações ecossistêmicas (ANSOLA; ARROYO; SÁENZ DE MIERA, 2014). Segundo Ligi et al. (2014) o filo *Proteobacteria*, com as classes dominantes *Gamma*, *Delta* e *Betaproteobacterias*, *Acidobacteria*, *Bacteroidetes*, *Actinobacteria* e *Verrucomicrobia* são dominantes em áreas úmidas naturais.

Juntas, *Acidobacteria* e *Alpha*, *Beta* e *Gammaproteobacteria* foram identificadas nas quatro amostras de 48 h a 12 h, representando o percentual de 91,50%, 81,89%, 71,72% e 65,95%, respectivamente. Logo, a redução do período de cheia gerou decréscimo destas comunidades, possibilitando que outras classes fossem observadas com maior abundância.

Indivíduos do filo *Proteobacteria* são amplamente reportados por atuarem nos ciclos do carbono, nitrogênio, fósforo e enxofre e possuem diversidade morfológica e metabólica, incluindo espécies aeróbias, anaeróbias e facultativas (KERSTERS et al., 2006). Segundo Arroyo, Sáenz de Miera e Ansola (2015) a capacidade de oxidar amônia é restrita a bactérias oxidantes quimiolitotróficas, geralmente pertencentes às classes *Beta* e *Gamma*. E, segundo Kersters et al. (2006) organismos desnitrificantes relatados entre as classes *Alpha*, *Beta*, *Gamma* e *Epsilonproteobacteria*. Neste estudo, esta última foi observada com abundância relativa inferior a 1%, enquanto que *Alpha*, *Beta* e *Gamma* foram identificados em maiores percentagens. Logo, as classes de maior representatividade nas quatro amostras apresentaram potencial nitrificante e desnitrificante.

Com a menor representatividade dentro do filo *Proteobacteria*, a classe *Deltaproteobacteria* foi identificada em 1,46%, 1,27%, 0,06% e 0,15% nas amostras de 48 h a 12 h, respectivamente. Segundo Rivière et al. (2009) a presença de dominância da classe *Deltaproteobacteria* é capaz de estimar a condição do meio ao qual foi derivado, sendo esta aproximadamente anaeróbia, e estão envolvidos na

digestão de lodos. Possivelmente a maior abundância desta classe presente nas amostras de 48 h e 36 h, indica que períodos mais longos de cheia propiciam condições mais favoráveis, favorecendo sua presença no meio.

No estudo conduzido por Ligi et al. (2014) em áreas úmidas naturais, a abundância relativa de *Acidobacteria* foi menor em amostras de solos permanentemente inundados em comparação a comunidades microbianas de solos com flutuações do nível d'água. O mesmo foi observado no presente estudo, onde sua presença foi mais abundante nas amostras das etapas submetidas a menores períodos de cheia, ou seja, de 24 h e 12 h.

Chaves et al. (2019) observaram que famílias de genes associados à degradação de carbono e a maioria dos subgrupos identificados de *Acidobacteria* foram correlacionadas positivamente com solos contendo níveis mais baixos de N, C, Ca, Mg, K. Os autores apontaram que indivíduos desse táxon são frequentemente observados em solos tropicais e reportados por atuarem na degradação do carbono, desde açúcares simples à substratos mais complexos.

Recentes estudos apontam que microrganismos do táxon *Acidobacteria* podem apresentar comportamento oligotrófico (ambientes pobres em nutrientes) e copiotrófico (ambientes nutricionalmente ricos) (KIELAK et al., 2016; YAO et al., 2017). E que, mesmo quando apresentam baixa taxa de crescimento (estrategista-k), geralmente em ambientes oligotróficos, apresentam indivíduos mais longevos com alta eficiência na conversão de nutrientes em biomassa (ANDREWS; HARRIS, 1986).

As taxas médias de remoção de matéria carbonácea, em termos de DQO, foram de 40,6 (5,2) e 50,3 (10,2) g m⁻² d⁻¹ nas etapas E1 (48 h) e E2 (36 h), respectivamente, e apresentaram abundância relativa de *Acidobacteria* de ~1% e maiores percentagens para *Proteobacteria*. As taxas médias de remoção de 70,5 (18,7) e 88,7 (29,4) g m⁻² d⁻¹ foram observadas nas etapas E3 (24 h) e E4 (12 h), com abundância relativa de *Acidobacteria* de 10,64% e 8,48%, respectivamente.

Logo, a função de conversão do carbono e nitrogênio, que possivelmente foi realizada por indivíduos do filo *Proteobacteria* em 48 h e 36 h de cheia, pode ter sido desempenhada por indivíduos de *Proteobacteria* e *Acidobacteria* em 24 h e 12 h, entre outros grupos identificados com menor abundância, também envolvidos na remoção do nitrogênio, como *Nitrospira*.

As Classes *Anaerolineae* (1,79% e 3,34%), *Bacteroidia* (4,41% e 2,26%), *Flavobacteriia* (4,41% e 2,26%), *Nitrospira* (2,20% e 1,62%), *Planctomycetia* (1,14%

e 1,91%) e *Saprospirae* (1,12% e 3,35%) foram identificadas apenas nas amostras de 24 h e 12 h, respectivamente, com abundância relativa acima de 1%, e as classes *Chlamydiia* (1,03%), *Chloroflexi* (1,70%) e *Sphingobacteriia* (1,10%) apenas nas amostras de 12 h.

A classe *Nitrospira* foi identificada apenas nas amostras de 24 h e 12 h com abundância relativa de 2,20% e 1,62%, respectivamente. O filo *Nitrospira*, ou *Nitrospirae*, possui uma única classe (*Nitrospira*), ordem (*Nitrospirales*) e família (*Nitrospiraceae*). *Nitrospira* possui metabolismo versátil e inclui bactérias quimiolitotoautotróficas aeróbias oxidantes de nitrito, frequentemente associadas com bactérias oxidantes de amônia ou arqueas que convertem amônia em nitrito, desempenhando o papel final na conversão de nitrito a nitrato. Microrganismos dessa classe descobertos recentemente catalisam as duas etapas da nitrificação isoladamente, e são considerados oxidantes completos de amônia, as bactérias 'comammox' (DAIMS; WAGNER, 2018).

A classe *Planctomycetia* foi identificada com abundância relativa de 0,39%, 0,95%, 1,14% e 1,91% nas amostras de 48, 36, 24 e 12 h, respectivamente. Esta classe inclui gêneros com capacidade de oxidação anaeróbia da amônia (anammox), especificamente dentro da ordem *Brocadiales* (VAN NIFTRIK; JETTEN, 2012). Foi verificado aumento de sua abundância relativa em função da diminuição do tempo de cheia.

As taxas médias de remoção de NT foram de 6,6 (0,9) g m⁻² d⁻¹, 7,2 (1,2) g m⁻² d⁻¹, 10,4 (1,6) g m⁻² d⁻¹ e 11,5 (2,3) g m⁻² d⁻¹ nas amostras de 48 h, 36 h, 24 h e 12 h, respectivamente.

Logo, a presença de *Acidobacteria*, *Nitrospira* e *Planctomycetia* nas amostras de 24 h e 12 h, entre outras, estiveram associadas a maiores taxas de remoção de DQO e NT nas etapas de 24 h e 12 h.

Na estrutura de uma comunidade microbiana associada ao tratamento de águas residuárias podem existir bactérias diretamente ligadas à conversão e remoção de poluentes/nutrientes, como também indivíduos com funções intermediárias, que não contribuem diretamente no processo.

O táxon identificado como a classe *Saprospirae* foi observada com abundância relativa de 1,12% e 3,35% nas amostras de 24 h e 12 h apresenta informações inconclusivas devido a realocações de seus integrantes, e provavelmente trata-se de um grupo parafilético, e possivelmente se encontra em fase de revisão.

A classe *Anaerolineae* foi identificada com abundância relativa de 1,79% e 3,34% nas amostras de 24 h e 12h é frequentemente observada em digestores anaeróbios, e possui potencial fermentativo de carboidratos e degradador de celulose (XIA et al., 2016).

As classes *Bacteroidia*, *Flavobacteriia* e *Sphingobacteriia* pertencem ao filo *Bacteroidetes*, que possuem bactérias principalmente anaeróbias, embora alguns sejam facultativos anaeróbios e sacarolíticos (hidrólise de açúcar), mas também podem utilizar proteínas, entre outros, para seu crescimento celular (PARTE, 2010).

As classes *Bacteroidia* e *Chloroflexi* também são reportados na degradação de substâncias poliméricas extracelulares, excretadas por microrganismos, que garantem integridade funcional e estrutural do biofilme, indicando que podem afetar os produtos do metabolismo microbiano (DENG et al., 2019).

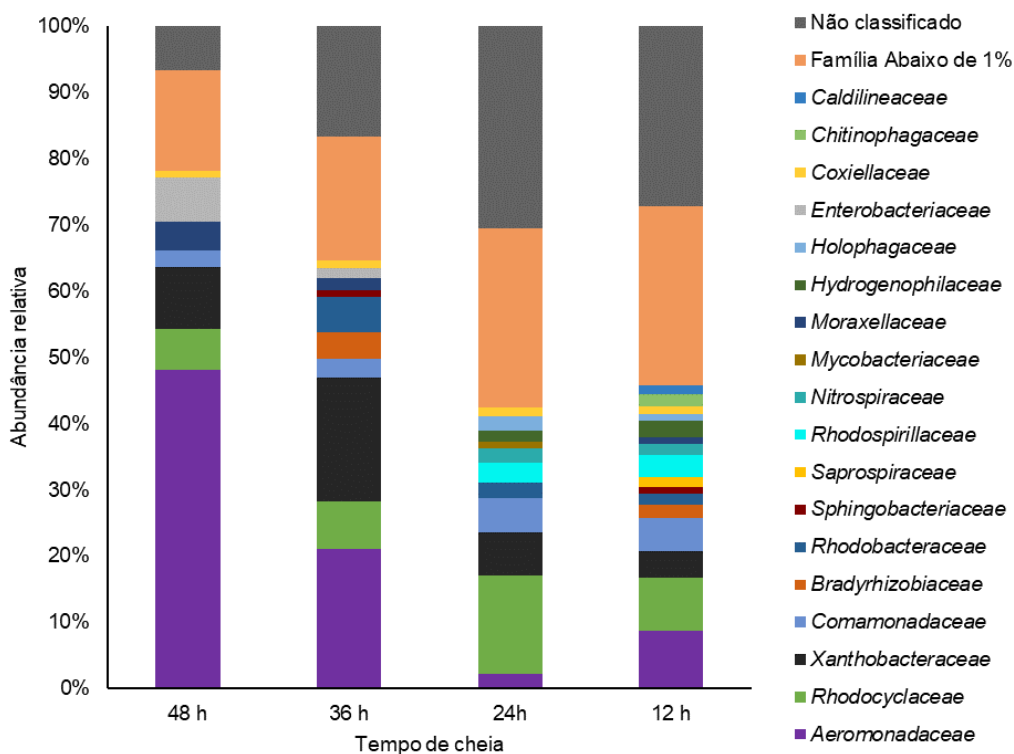
Logo, é evidenciado que alguns microrganismos podem apresentar funções que interagem com a estrutura da comunidade microbiana, disponibilizando nutrientes para o metabolismo de outros microrganismos.

As classes identificadas com abundância relativa inferior a 1% nas amostras da E1, E2, E3 e E4 foram *Acidimicrobiia*, *Bacilli*, *Chloracidobacteria*, *Chlorobia*, *Chloroplast*, *Chthonomonadetes*, *Cloacamonae*, *Coriobacteriia*, *Cytophagia*, *Elusimicrobia*, *Epsilonproteobacteria*, *Erysipelotrichi*, *Fimbriimonadia*, *Gemmatimonadetes*, *Ignavibacteria*, *Lentisphaeria*, *Leptospirae*, *Opitutae*, *Oscillatoriophyceidae*, *Pedosphaerae*, *Phycisphaerae*, *Solibacteres*, *Spartobacteria*, *Spirochaetes*, *Synergistia*, *Thermoleophilia*, *Thermomicrobia* e *Verrucomicrobiae*.

Na Figura 33 é apresentada a variação da abundância relativa das principais famílias de bactérias identificadas nas amostras coletadas ao término das etapas E1 (48 h), E2 (36 h), E3 (24 h) e E4 (12 h). As classes com abundância relativa inferior a 1% do total de sequências foram reunidas em um único grupo.

Nas amostras coletadas em 48 h, 36 h, 24 h e 12 h, a classe *Alphaproteobacteria* foi representada pelas famílias *Bradyrhizobiaceae* com abundância relativa de 0,75%, 3,99%, 0,91% e 1,91%; *Hyphomicrobiaceae* com abundância relativa de 0,28%, 0,34%, 1,57% e 2,41%; *Rhodobacteraceae* com abundância relativa de 0,95%, 5,44%, 2,35% e 1,67%; *Rhodospirillaceae* com abundância relativa de 0,53%, 0,45%, 3,05% e 3,48% e *Xanthobacteraceae* com abundância relativa de 9,43%, 18,82%, 6,61% e 4,02%, respectivamente.

Figura 33 - Variação da abundância relativa das famílias de bactérias identificadas nas amostras representativas das etapas E1, E2, E3 e E4



Fonte: Autoria própria (2020).

A classe *Betaproteobacteria* foi representada pelas famílias *Comamonadaceae* (com abundância relativa nas amostras de 48, 36, 24 e 12 de 2,43%, 2,79%, 5,05% e 5,08%, respectivamente), e *Rhodocyclaceae* (6,16%, 7,05%, 14,77% e 8,05%). A classe *Gammaproteobacteria* foi representada pelas famílias *Aeromonadaceae* (48,12%, 21,14%, 2,25% e 8,65%), *Coxiellaceae* (1,01%, 1,07%, 1,44% e 1,19%), *Enterobacteriaceae* (6,54%, 1,52%, 0,35% e 0,84%) e *Moraxellaceae* (4,42%, 1,86%, 0,80% e 1,03%). A classe *Holofagae* foi representada pela família *Holophagaceae* (0,10%, 0,17%, 2,17% e 1,08%). A classe *Sphingobacteriia* foi representada pelas famílias *Chitinophagaceae* (0,15%, 0,24%, 0,81% e 1,84%) e *Saprospiraceae* (0,01%, 0,25%, 0,28% e 1,48%). A classe *Actinobacteria* foi representada pela família *Mycobacteriaceae* (0,03%, 0,00%, 1,02% e 0,86%).

A família *Enterobacteriaceae* (Filo: *Proteobacteria*; Classe: *Gammaproteobacteria*) apresentou abundância de 6,54%, 1,52%, 0,35% e 0,84% nas amostras de 48 h a 12 h, respectivamente. As bactérias dessa família geralmente apresentam habito entérico, no trato gastrointestinal de animais, e são anaeróbios facultativos capazes de fermentar açúcares e reduzir nitrato à nitrito (DONNENBERG,

2014). O esperado seria que sua presença na amostra derivada da etapa E1 (48 h de cheia) fosse igual ou inferior às demais etapas de menor tempo de cheia. Não é possível afirmar se houve diferença na abundância relativa da família *Enterobacteriaceae* entre as etapas, pois as intervenções de diluição/suplementação devida variação sazonal da composição das águas do córrego possivelmente interferiram na concentração deste grupo nas amostras.

A estratégia de diluição das águas coletadas do córrego também pode ser evidenciada tendo como indicador a família *Moraxellaceae* (*Gammaproteobacteria*), cujos integrantes são amplamente distribuídos em diversos ambientes, como em solos e águas naturais, sendo de importância médica e ecológica (SONG; CHOO; CHO, 2008). A abundância relativa dessa família foi de 4,41%, 1,85%, 0,80% e 1,02% nas amostras de 48 h a 12 h, respectivamente. Logo, nas etapas onde houve maior diluição podem ser associadas a baixos valores de abundância de *Moraxellaceae*.

Embora a diversidade de microrganismos tenha sido semelhante entre as etapas operacionais, foi observada variação da abundância relativa. A variação do período de cheia possivelmente acarretou em um gradiente das condições de microambientes no sistema, uma vez que este se manteve sob condições anóxicas durante o experimento.

Ligi et al. (2014) notaram semelhança das comunidades bacterianas de solos em áreas de transição de pântanos de água doce e entre dois tipos de solos permanentemente inundados. No entanto, os autores notaram diferentes interações dentro das comunidades bacterianas nesses ambientes através da análise de redes de interação, e atribuíram o potencial de nitrificação à estrutura dessas comunidades. Além disto, os autores relacionaram a abundância de genes de desnitrificação à presença de consórcios bacterianos específicos, ou seja, a presença de determinados grupos de microrganismos pode auxiliar na identificação de processos metabólicos, mas análises gênicas devem ser realizadas para obtenção de conclusões efetivas.

A estrutura da comunidade microbiana observada nas amostras pode ter sido aprimorada no decorrer do tempo de operação do sistema, fazendo com que a eficiência de remoção de DQO e NT fosse mantida mesmo sob redução do tempo de tratamento. De acordo com Silveira et al. (2020), a diversidade de bactérias oxidantes de amônia (BOA) pode ser aumentada com o envelhecimento do sistema.

Com relação à atividade enzimática, os mesmos autores observaram maior número de cópias de genes de BOA por grama a 30 cm abaixo da superfície durante

o período de repouso do 1º estágio de um sistema de WC Francês com ~2 anos de operação. Os autores atribuíram essa maior atividade à maior concentração de oxigênio na superfície do material filtrante durante este período.

Han et al. (2019) identificaram processos de nitrificação e desnitrificação simultâneo (NDS) na superfície de zeólita, usada como material filtrante, durante o período de repouso de um sistema de WCTF.

O período de repouso de 12 h, superior ao originalmente utilizado em sistemas de WCTF, provavelmente não afetou o desempenho do sistema avaliado no presente estudo, pois é reportado que bactérias nitrificantes e desnitrificantes apresentam redução em períodos superiores a sete dias e se recuperam rapidamente após alimentação (PELLISSARI et al., 2017; SILVEIRA et al., 2020).

No presente estudo, a eficiência de remoção do NT variou de 55% a 78%, sem diferença significativa entre as etapas operacionais. Conforme discutido no item 5.3.2 é provável que a contribuição do material filtrante na remoção do NT tenha sido imprescindível. Possivelmente a adsorção de espécies de nitrogênio na superfície do material filtrante ocorreram rapidamente logo após alimentação do sistema, pois mesmo sob tempo de cheia reduzido, de 12 h, não foi observada diferença significativa da remoção do NT.

Logo, é provável que tenham ocorrido processos de nitrificação e desnitrificação no período de cheia do sistema e na superfície do material filtrante durante o período de repouso no presente estudo. Mesmo com a variação da estrutura da comunidade microbiana sob diferentes tempos de cheia, esta manteve funções metabólicas semelhantes, evidenciado pela semelhança da eficiência de NT entre as etapas operacionais.

5.5 Nitrogênio e fósforo no tecido vegetal

Após o término da etapa de adaptação (94º d) foi realizado corte parcial dos indivíduos de *A. philoxeroides*. Um segundo corte das macrófitas, similar ao primeiro, foi realizado ao término do período de avaliação do sistema (após 359 d), acompanhado da determinação das concentrações de NT e PT acumulados nas folhas e rametes durante as etapas E1, E2, E3 e E4.

Não foram quantificados os indivíduos de *A. philoxeroides* e determinada a densidade vegetal final no sistema ao término do estudo devido às características de

crescimento da espécie serem ramificadas e irregulares.

Na Tabela 12 são apresentados os valores da massa seca de *A. philoxeroides* e os valores médios da concentração de NT e PT na massa seca após o 359º dia de operação.

Tabela 12 - Nitrogênio total e fósforo total na massa seca de *A. philoxeroides* no 359º dia de operação

Tecido vegetal	Biomassa seca (g WCTF ⁻¹)	NT (mg g ⁻¹)	NT (g WCTF ⁻¹)	PT (mg g ⁻¹)	PT (g WCTF ⁻¹)
Folha	128,37	49,19	6,31	8,25	1,06
Ramete	434,77	18,14	7,89	8,86	3,85
Total	563,14	25,22	14,20	8,72	4,91

Fonte: Autoria própria (2020).

As folhas apresentaram maior acúmulo de NT por massa seca em relação aos rametes, mas devido a menor massa de folhas no sistema, a massa seca total de rametes apresentou maior acúmulo de NT. No total, a porção aérea das macrófitas (folhas e rametes) foi responsável pelo acúmulo de 25,22 mgNT g⁻¹, com total de 14,20 g WCTF⁻¹.

Foi observada pequena diferença entre as frações acumuladas de PT nas folhas (8,25 mg g⁻¹) e rametes (8,86 mg g⁻¹), mas devido a maior fração de massa seca de rametes, estes foram responsáveis pela maior remoção do PT (3,85 g WCTF⁻¹) em relação às folhas (1,06 g WCTF⁻¹). O acúmulo total do PT na massa da porção aérea das macrófitas foi de 4,91 g WCTF⁻¹.

Lima et al. (2018) quantificaram o NT e PT da *Eichhornia crassipes* (25 plantas m⁻²) em um sistema de WC (12 L) operado em batelada de 48 h durante 296 dias. Os autores observaram que a biomassa seca da macrófita reteve 55,21 mg g⁻¹ de NT, com maior acúmulo nas raízes, e de 4,39 mg g⁻¹ de PT, com maior acúmulo nas hastes.

Marcelino (2019) quantificou o total de 14,34 mg g⁻¹ de NT e 6,79 mg g⁻¹ de PT na macrófita *Pistia stratiotes* L. (25 plantas m⁻²) em um sistema de WC (12 L) preenchido com fragmentos de cerâmica vermelha. A autora indicou que a maior fração de ambos os nutrientes se acumularam nas raízes.

Maroneze et al. (2014) avaliaram a retenção de nutrientes na porção aérea de *Typha latifolia*, *A. philoxeroides* e *Cynodon dactylon* em três sistemas de WC de fluxo subsuperficial horizontal, preenchidos com brita e alimentados com efluente de suinocultura (15500 mgDBO m⁻² d⁻¹) com TDH de 0,8 a 4,0 d durante 180 dias. Os

autores observaram maior taxa de retenção de NT e PT da *A. philoxeroides* de $575,78 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $73,61 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, respectivamente, em relação às outras macrófitas. Os autores não relataram as cargas de NT e PT aplicadas ao sistema, mas apontaram que a capacidade das macrófitas na retenção dos nutrientes foi proporcional às cargas aplicadas.

Boyd (1970) reportou melhor desempenho da *A. philoxeroides* com retenções de $487,39 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de NT e $54,25 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de PT em relação as espécies *Eichhornia crassipes*, *Justicia americana* e *Typha latifolia* também avaliadas no estudo.

Neste estudo a *A. philoxeroides* apresentou retenção de $111,16 \text{ mgNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $38,44 \text{ mgPT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, inferior à faixa reportada na literatura de aproximadamente 487 a $576 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para NT e entre 54 a $74 \text{ mg m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para PT (BOYD, 1970; MARONEZE et al., 2014).

Estes resultados também corroboram com o estudo reportado por Fia et al. (2008) que identificaram diferentes concentrações de nutrientes na matéria seca foliar de *A. philoxeroides* com variação dos tratamentos aplicados em sistemas horizontais alimentados com efluente do processamento de frutos cafeeiros.

Logo, embora a *A. philoxeroides* seja considerada uma planta anfíbia, capaz de se desenvolver tanto como emergentes quanto em solos úmidos (GRISEB, 2016; KADLEC; WALLACE, 2008), possivelmente a operação intermitente utilizando períodos prolongados de repouso do leito, de 12 h vazio, pode ter prejudicando seu desempenho em relação ao observado em ambientes constantemente saturados.

5.6 Dessorção de fósforo do material filtrante

Na Tabela 13 são apresentados os valores médios de concentração e massa total no sistema do PT dessorvido de amostras de fragmentos da cerâmica vermelha antes do início da operação do sistema (branco) e após o término das etapas E1, E2, E3 e E4.

Como pode ser observado na Tabela 13, as amostras do branco apresentaram concentração média de $0,81 \text{ mgPT g}^{-1}$, representando o total de $136,94 \text{ g WCTF}^{-1}$.

Tabela 13 - Concentrações e massas de fósforo total dessorvidos das amostras do material filtrante ($n = 10$) no tempo zero (branco) e no 164°, 246°, 313° e 359° dia de operação

Amostra	Branco (0 d)	A1 (1 – 164° d)	A2 (165 – 216° d)	A3 (217 – 313° d)	A4 (314 – 359° d)
PT (mg g ⁻¹)	0,81	1,01	1,13	1,57	1,73
PT (g WCTF ⁻¹)	136,94	171,67	191,93	265,44	293,66

Fonte: Autoria própria (2020).

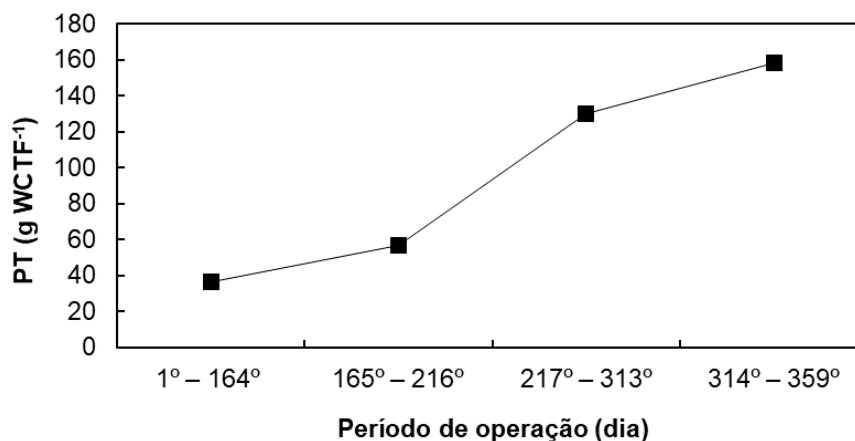
Na caracterização da cerâmica vermelha discutida no item 5.1 é evidenciado seu potencial de adsorção de ânions inorgânicos e orgânicos, que foi atribuída a elevada CTC das argilas, sua principal matéria prima (NEUMANN et al., 2000; KÄMPF e CURI, 2000).

Argilas geralmente são observadas em locais de deposição de rochas sedimentares como em meandros de ambientes fluviais (LISBOA, 2014) e o fósforo é um elemento presente em abundância em diversos ambientes, principalmente em águas superficiais com influência antrópica (SPERLING, 2005), o que explica sua presença no material devido a processos adsortivos.

Na Figura 34 é apresentada a variação da massa dessorvida de PT pela cerâmica vermelha em quatro momentos do tempo de operação do sistema. Nesta representação, o valor médio de PT quantificado nas amostras do branco foi subtraído dos valores obtidos nas amostras A1, A2, A3 e A4 (Tabela 13), a fim de estimar a massa de PT retida no material filtrante.

Na Figura 34 é possível observar que a massa do PT recuperada da cerâmica vermelha aumentou em todas as amostras coletadas no decorrer do estudo.

Figura 34 - Variação da massa de PT dessorvida pela cerâmica vermelha no 164°, 216°, 313° e 359° dia de operação



Valores calculados com a subtração da massa média dessorvida pelo branco

Fonte: Autoria própria (2020).

Lima (2018) observou eficiência média de dessorção de PT de fragmentos de cerâmica vermelha de 9%, variando de 3 a 16%, ao utilizar solução de KCl 0,01 M como solução regenerante.

Wang et al. (2016) verificaram 5,82% de eficiências de dessorção do PT em ensaios com cerâmica à base de argila vermelha, utilizando como regenerante água ultrapura com pH neutro. Ao variarem o pH da solução regenerante utilizando soluções de HCl 0,1 M e NaOH 0,1 M, os autores identificaram que a dessorção foi superior a 83,53% em meio ácido (pH 2) e apenas 20,88% foi dessorvido em meio básico (pH 13).

Lalley et al. (2016) correlacionaram positivamente o aumento da concentração da solução de NaOH com a eficiência de dessorção de fosfato em Bayoxide® E33 (estrutura cristalina definida de $\text{FeO}(\text{OH})$). Com o aumento da concentração da solução regenerante de 0,05 M para 0,1 M, os autores obtiveram aumento da eficiência de dessorção na faixa de 30 a 67% para 60 a 80%. Incremento similar da eficiência de dessorção foi relatado por Cabral (2019) ao analisar a dessorção de fosfato em cerâmica vermelha utilizando as mesmas concentrações da solução regenerante.

Para aumentar a recuperação do PT pelo processo de dessorção, no presente estudo foi utilizada solução de NaOH 1 M como solução regenerante, concentração dez vezes superior à utilizada nos estudos supracitados e similar à adotada por Ajmal et al. (2018), que obtiveram recuperação de 88,3 a 95,1% de fosfato de um material sintetizado com óxidos de ferro, também componentes da cerâmica vermelha.

No presente estudo, o valor médio da massa de PT recuperada por dessorção do material filtrante no último dia de experimento (359º d) foi de $0,92 \text{ mgPT g}^{-1}$, com o total de $156,72 \text{ gPT WCTF}^{-1}$ (desconsiderando o branco).

Logo, considerando que a massa recuperada tenha sido inferior à massa efetiva adsorvida na cerâmica vermelha, e que as formas de fósforo retidas na superfície do material filtrante por ligações fracas possivelmente tenham sido eliminadas na lavagem do material durante a amostragem de microrganismos, esta representou uma fração importante do total de PT retido pelo sistema.

Futuras investigações sobre a eficiência de dessorção do PT pela cerâmica vermelha sob diferentes concentrações das soluções regenerantes de NaOH devem ser investigadas para melhor estimar a contribuição do material na retenção do fósforo, e na possibilidade de recuperação.

5.7 Balanço de massa

Na Tabela 14 é apresentado o balanço de massa de NT e PT no sistema, com as taxas de carregamento no afluente e efluente, eficiência média total do sistema, massas quantificadas no tecido vegetal no 359º dia de operação e o percentual da contribuição da macrófita e “outros mecanismos” na remoção total destes elementos. A contribuição do material filtrante, metabolismo microbiano e demais mecanismos de remoção do NT e PT são consideradas neste estudo como “outros”, assim como Wu et al. (2013).

Tabela 14 - Balanço de massa de fósforo total (PT) e nitrogênio total (NT) no WCTF após 359 dias de operação

Parâmetro	Afluente (mg m ⁻² d ⁻¹)	Efluente (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção WCTF (%)	Planta (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção planta (%)	Outros (mg m ⁻² d ⁻¹)	Remoção outros (%)
NT	5298,20	1849,41	65,10	111,16	2,10	3337,64	63,00
PT	1427,27	669,79	53,07	38,44	2,69	719,04	50,38

Outros = Afluente - Efluente - Planta

Fonte: Autoria própria (2020).

Durante o período de estudo a carga do NT aplicada no sistema foi de 5298,2 mg m⁻² d⁻¹ e a contribuição da macrófita *A. philoxeroides* em sua retenção foi de 2,1% do total de 65,1% removido pelo sistema.

A carga de PT aplicada no sistema foi de 1427,27 mg m⁻² d⁻¹ e a contribuição da macrófita em sua retenção foi de 2,69% do total de 53,38% removido.

Lima et al. (2018) não identificaram diferença significativa na remoção do PT entre um sistema de WC (12 L) vegetado com *Eichhornia crassipes* e preenchido com cerâmica vermelha e outro sistema similar sem vegetação. Os autores notaram que a macrófita foi responsável pela remoção de 26% do NT e 4% do PT do total removido pelo sistema.

Mello et al. (2019) avaliaram um sistema de WC de fluxo vertical, preenchido com brita e plantado com *E. crassipes* e um sistema controle, sem vegetação, e obtiveram remoções de 9% e 20% para NTK, respectivamente, tratando esgotos de baixa concentração (34,71 mgNTK L⁻¹).

Logo, a contribuição das plantas no desempenho de remoção de nutrientes em sistemas de WC depende de fatores como as características do sistema, composição das águas residuárias, configurações e condições operacionais e espécies utilizadas, que diferem nas necessidades nutricionais e conseqüentemente na retenção de

nutrientes (BRIX, 1994; GOTTSCHALL et al., 2007), conforme discutido no item 5.5.

A assimilação e retenção de nutrientes em diferentes estruturas das plantas podem variar com a espécie e o efluente aplicado (GOTTSCHALL et al., 2007). Logo, possivelmente os nutrientes assimilados ou sorvidos pela parte submersa da macrófita (raiz e estolão) podem ter apresentado contribuição representativa na remoção do NT e PT, e investigações futuras devem ser realizadas.

A contribuição do material filtrante na remoção do NT não foi determinada, e está incluída nos 63% restantes do NT removido, entre outros possíveis mecanismos como as diversas rotas metabólicas dos microrganismos discutidas no item 5.4.

Conforme amplamente reportado na literatura acerca de sistemas de WCTF, o nitrogênio amoniacal aderido à superfície do material, principalmente quando este apresenta elevada CTC, como observado na cerâmica vermelha (ver item 5.1), é convertido durante o período de repouso. As formas do elemento que permanecem na superfície do material podem ser desorvidas no meio líquido na alimentação posterior, gerando rápida dinâmica do elemento no sistema.

Logo, investigações futuras da retenção do nitrogênio na superfície de fragmentos de cerâmica vermelha logo após o término do período de cheia, e sua conversão durante o período de repouso, devem ser realizadas.

Ao avaliarem um sistema de WCTF (660 L) vegetado com Couve do pântano (*Brassicaceae*; 24 plantas m⁻²), Han et al. (2019) determinaram que o NT removido pelo sistema foi de 8834,32 g, dos quais 18,91% foram removidos por adsorção no material filtrante e 0,77% por assimilação vegetal. Os autores reportaram que a nitrificação e desnitrificação foram os mecanismos responsáveis por 80,32% do total removido, favorecidos pela elevada porosidade do material que contribuiu na retenção da matéria carbonácea e nitrogenada durante a alimentação do sistema.

A contribuição do material filtrante na remoção do PT foi de pelo menos 11,1% do total de 53,38% removido pelo sistema, pois uma fração do fósforo adsorvido no material pode não ter sido recuperada.

Cabral (2019) determinou a capacidade de adsorção do PT pela cerâmica vermelha (1,18 a 4,75 mm) e obteve 2,11 mgPO₄³⁻ g⁻¹. O autor aponta que a maior taxa de remoção do PT ocorreu nas primeiras 24 h, não atingindo o equilíbrio mesmo após 96 h do ensaio em batelada.

Marcelino (2019) verificou através de ensaios de adsorção do PT utilizando materiais à base de argila que a cerâmica vermelha apresentou melhor desempenho

de adsorção ($8,84 \text{ g WC}^{-1}$) em relação à argila expandida ($7,41 \text{ g WC}^{-1}$) e porcelanato ($1,99 \text{ g WC}^{-1}$), sugerindo maior afinidade do fósforo com a cerâmica vermelha.

Concluindo, foi observada remoção total do NT de 65,10%, do qual 2,10% foi removido pela planta e os outros 63% possivelmente foram removidos pela adsorção no material filtrante e pelo metabolismo microbiano. A remoção total do PT foi de 53,07%, do qual 2,69% foi removido pela planta, pelo menos 11,1% (recuperado por dessorção) foi removido pelo material filtrante e os outros 39,28% possivelmente foram removidas pelo material filtrante e, segundo Vymazal (2007), por precipitação e dissolução, mineralização ou utilizado no metabolismo microbiano, entre outros mecanismos com menores representatividades.

6 CONCLUSÕES

Na caracterização do material filtrante foram identificadas maior porosidade aparente e presença de microfissuras na superfície interna fraturada da cerâmica vermelha, além de altos teores de C, O, Al, Si e Fe.

Na etapa de adaptação, relações DQO/NT inferiores a 3 promoveram acúmulo de nitrito e nitrato nas amostras do efluente. Nas etapas seguintes com relações DQO/NT de 5,0 na E1, 5,9 na E2, 5,4 na E3 e de 6,3 na E4 foram observados um ou dois resultados de acúmulo destes poluentes nas etapas E2, E3 e E4.

Sob condição predominantemente anóxica, não foi identificada diferença significativa nas eficiências de remoção da DQO bruta (66 a 94%), DQO filtrada (57 a 93%), NTK (60 a 86%) e N-Amon (58 a 87%) entre as etapas E1, E2, E3 e E4. Apesar da redução da eficiência de remoção do nitrito e nitrato juntamente com a redução do período de cheia, não foi observada diferença significativa na eficiência de remoção do NT (53 a 78%) entre as etapas.

A diminuição gradativa da remoção média do PT de 79% para 28% nas etapas E1, E2, E3 e E4, respectivamente, foi atribuída principalmente à adsorção no material filtrante, tendo como fator limitante a taxa de carregamento orgânico aplicada, em termos de PT, e o tempo de cheia.

A estrutura da comunidade bacteriana foi influenciada pela configuração operacional de cada etapa, e esta não influenciou na remoção da matéria orgânica em termos de DQO e NT, indicando similar desempenho dos microrganismos nas diferentes etapas.

No balanço de massa foi observada remoção de 2,1% e 2,7% do total de NT e PT pela macrófita *A. philoxeroides*, e 11,1% (recuperado por dessorção) do total do PT removido no sistema pela cerâmica vermelha.

A partir do observado no presente estudo, recomenda-se adoção de período de cheia de 12 h no início da operação de um WCTF em uma única *tide* para remoção de matéria orgânica em termos de DQO e NT. Além disso, também é recomendada a adoção de baixas taxas de carregamento orgânico em termos de PT ou de períodos de cheia de 48 h ou superiores para alcance de elevada remoção do PT.

REFERÊNCIAS

AJMAL, Z. et al. Phosphate removal from aqueous solution using iron oxides: Adsorption, desorption and regeneration characteristics. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 528, p. 145–155, out. 2018.

ALLEN, W. C. et al. Temperature and Wetland Plant Species Effects on Wastewater Treatment and Root Zone Oxidation. **Journal of Environment Quality**, v. 31, n. 3, p. 1010, 2002.

ANA - Agência Nacional de Águas (Brasil). **Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017.

ANDREWS, J. H.; HARRIS, R. F. r- and K-Selection and Microbial Ecology. In: MARSHALL, K. C. *Advances in Microbial Ecology* [s.l: s.n.]. p. 99–147, 1986.

ANSOLA, G.; ARROYO, P.; SÁENZ DE MIERA, L. E. Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 473–474, p. 63–71, 2014.

ARMSTRONG, W.; ARMSTRONG, J.; BECKETT, P.m.. MEASUREMENT AND MODELLING OF OXYGEN RELEASE FROM ROOTS OF PHRAGMITES AUSTRALIS. **Constructed Wetlands In Water Pollution Control**, [s.l.], p.41-51, 1990.

ARMSTRONG, W.; BRÄNDLE, R.; JACKSON, M. B.. Mechanisms of flood tolerance in plants. **Acta Botanica Neerlandica**, [s.l.], v. 43, n. 4, p.307-358, dez. 1994.

ARROYO, P.; SÁENZ DE MIERA, L. E.; ANSOLA, G. Influence of environmental variables on the structure and composition of soil bacterial communities in natural and constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, v. 506–507, p. 380–390, fev. 2015.

AUSTIN, D. 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, nov. 2006.

AUSTIN, D.; LOHAN, E.; VERNON, E. NITRIFICATION AND DENITRIFICATION IN A TIDAL VERTICAL FLOW WETLAND PILOT. **Proceedings of the Water**

Environment Technical Conference, Los Angeles, California NITRIFICATION, p. 1–25, 2003.

BASSETT, I. E.; BEGGS, J. R.; PAYNTER Q. Decomposition dynamics of invasive alligator weed compared with native sedges in a Northland lake. **New Zealand Journal of Ecology** **34**, 324–331, 2010.

BASSETT, I.; PAYNTER, Q.; HANKIN, R.; BEGGS, J. R. Characterising alligator weed (*Alternanthera philoxeroides*; *Amaranthaceae*) invasion at a northern New Zealand lake. **New Zealand Journal of Ecology** **36**, 216–222, 2012.

BEHRENDTS, L. **Reciprocating Subsurface-Flow Constructed Wetlands for Improving Wastewater Treatment**, 755-858. Tennessee Valley Authority United States Corp., USA.1999.

BEHRENDTS, L. et al. Reciprocating constructed wetlands for treating industrial, municipal and agricultural wastewater. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11–12, p. 399–405, dez. 2001.

BERTIN, C.; YANG, X.; WESTON, L. A. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. **Plant and Soil**, v. 256, n. 1, p. 67–83, set. 2003.

BEZBARUAH, Achintya N.; ZHANG, Tian C.. Quantification of oxygen release by bulrush (*Scirpus validus*) roots in a constructed treatment wetland. **Biotechnology And Bioengineering**, [s.l.], v. 89, n. 3, p.308-318, 2005.

BIONDI, Daniela; PEDROSA-MACEDO, José Henrique. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, [s.l.], v. 38, n. 1, p.129-144, 27 mar. 2008. Universidade Federal do Paraná.

BOYD, C. E. Vascular Aquatic Plants for Mineral Nutrient Removal from Polluted Waters, **Economic Botany**, v. **24**, 95-103 (1970).

BOWMAN, William D.; HACKER, Sally D.; CAIN, Michael L.. **Ecology**. 4. ed. underland, Massachusetts: Sinauer Associate, 2017.

BRASIL. Congresso. Senado. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2007/Lei/L11445.htm> acesso

em 09 fev. 2019.

BRIX, H.; SCHIERUP, Hans-henrik. SOIL OXYGENATION IN CONSTRUCTED REED BEDS: THE ROLE OF MACROPHYTE AND SOIL-ATMOSPHERE INTERFACE OXYGEN TRANSPORT. **Constructed Wetlands In Water Pollution Control**, [s.l.], p.53-66, 1990.

BRIX, H. Functions of Macrophytes in Constructed Wetlands. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 71–78, fev. 1994.

CABRAL, Lucas Lacerda. **Adsorção e dessorção de fósforo em solução aquosa em cerâmica vermelha sem e com pré-ativação química e termoquímica**. 114 f. Trabalho de conclusão de curso. Bacharelado em Química. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2019.

CAMPOS, J. R (Coordenador). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio de disposição controlada no solo**, 1999. PROSAB - Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. Disponível em <<https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosabcamposfinal.pdf>>. Acesso em 2 out. 2017.

CAPORASO, J.G.; KUCZYNSKI, J.; STOMBAUGH, J.; BITTINGER, K.; BUSHMAN, F.D.; COSTELLO, E.K. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, v.7, p. 335-336, 2010a.

CAPORASO, J. G.; BITTINGER, K.; BUSHMAN, F. D.; DESANTIS, T. Z.; ANDERSEN, G. L.; KNIGHT, R.. PyNAST: A flexible tool for aligning sequences to a template alignment. **Bioinformatics**, v.26, p. 266-267, 2010b.

CAPORASO, J. G. et al. Ultra-high-throughput microbial community analysis on the Illumina HiSeq and MiSeq platforms. **The ISME Journal**, v. 6, n. 8, p. 1621–1624, 8 ago. 2012.

CASTELLAR et al. Crushed Autoclaved Aerated Concrete (CAAC), a Potential Reactive Filter Medium for Enhancing Phosphorus Removal in Nature-Based Solutions—Preliminary Batch Studies. **Water**, v. 11, n. 7, p. 1442, 12 jul. 2019.

CHAO, A. Non-parametric estimation of the number of classes in a population. **Scand J Statist** 11, 265-270, 1984. DOI: 10.2307/4615964.

CHAVES, M. G. et al. Acidobacteria subgroups and their metabolic potential for carbon degradation in sugarcane soil amended with vinasse and nitrogen fertilizers. **Frontiers in Microbiology**, v. 10, n. JULY, 2019.

COROADO, J. F. et al. Clays from Vila Nova da Rainha (Portugal): Appraisal of their relevant properties in order to be used in construction ceramics. **Acta Geodynamica et Geomaterialia**, v. 7, n. 2, p. 189–200, 2010.

DAIMS, H.; WAGNER, M. Nitrospira. **Trends in Microbiology**, v. 26, n. 5, p. 462–463, maio 2018.

DENG, C. et al. Response of microbes to biochar strengthen nitrogen removal in subsurface flow constructed wetlands: Microbial community structure and metabolite characteristics. **Science of the Total Environment**, v. 694, p. 133687, 2019.

DESANTIS, T. Z.; HUGENHOLTZ, P.; LARSEN, N.; ROJAS, M.; BRODIE, E. L.; KELLER, K.; HUBER, T.; DALEVI, D., HU, P.; ANDERSEN, L. G. Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA genedatabase and workbench compatible with ARB. **Applied and Environmental Microbiology**, v.72, p. 5069-5072, 2006.

DONNENBERG, M. S. Enterobacteriaceae. **Mandell, Douglas, and Bennett's Principles and Practice of Infectious Diseases**, v. 2, p. 2503–2517, 2014.

DOTRO, G. et al. Treatment Wetlands. **Water Intelligence Online**, v. 7, p. 154, 20 out. 2017.

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. Brasília: EMBRAPA, 1999. 370 p.

FANG, J.-B. et al. Cytotoxic triterpene saponins from *Alternanthera philoxeroides*. **Journal of Asian Natural Products Research**, v. 11, n. 3, p. 261–266, mar. 2009.

FIA, R. et al. Desempenho Agronômico da *Thypha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart Utilizadas no Tratamento de Águas Residuárias da Lavagem e Descascamento/Despolpa dos Frutos do Cafeeiro em Sistema Alagado Construído. **Revista Engenharia na Agricultura - REVENG**, v. 16, n. 4, p. 436–448, 2008.

GAO, Y. et al. Highly efficient removal of nitrogen and phosphorus in an electrolysis-integrated horizontal subsurface-flow constructed wetland amended with biochar.

Water Research, v. 139, p. 301–310, 2018.

GARBARI, F.; PEDULLÀ, M. L. *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. (Amaranthaceae), specie nuova per la flora esotica d'Italia. **Webbia**, v. 56, n. 1, p. 139–143, jan. 2001.

GERBA, C. P.; PEPPER, I. L. Municipal Wastewater Treatment. In: **Environmental Microbiology**. [s.l.] Elsevier, 2015. p. 583–606.

GOTTSCHALL, N. et al. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v. 29, n. 2, p. 154–163, fev. 2007.

GRISEB, M. *Alternanthera philoxeroides* (Mart.) Griseb. **EPPO Bulletin**, v. 46, n. 1, p. 8–13, abr. 2016.

GUO, L. 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, n. 6, p. 5486–5496, 27 fev. 2016.

GUO, W.; HU, Z.-H. Effects of stolon severing on the expansion of *Alternanthera philoxeroides* from terrestrial to contaminated aquatic habitats. **Plant Species Biology**, v. 27, n. 1, p. 46–52, jan. 2012.

HAAS, B.J.; GEVERS, D.; EARL, A. M.; FELDGARDEN, M.; WARD, D. V.; GIANNOUKOS, G.; CIULLA, D.; TABBAA, D.; HIGHLANDER, S. K.; DESANTIS, T. Z.; SODERGREN, E.; METHE, B.; HUMAN, T.; CONSORTIUM, M.; PETROSINO, J. F.; KNIGHT, R.; BIRREN, B. W. Chimeric 16S rRNA sequence formation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. **Gen Research**, v.21, p.494-504, 2011.

HAN, Z. 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, n. 2019, p. 364–373, fev. 2019.

HU, Y. S. et al. Comprehensive analysis of step-feeding strategy to enhance biological nitrogen removal in alum sludge-based tidal flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 111, p. 27–35, maio 2012.

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

IAPAR – INSTITUTO AGRÔNOMO DO PARANÁ, 2008. **Mapa**. Disponível em: <http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO/Mapas_ITCG/PDF/Mapa_Climas_A3.pdf>. Acesso em: 7 mar. 2018.

INMET – Instituto Nacional de Meteorologia, 2020. Dados meteorológicos. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso: Jan. 2019.

IWA - Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. Constructed Wetlands for pollution Control: Process, Performance, design and Operation. **Scientific and Technical Report**. N.8. London, England: IWA Publishing. 156 p, 2000.

JIA, F. et al. Spatiotemporal and species variations in prokaryotic communities associated with sediments from surface-flow constructed wetlands for treating swine wastewater. **Chemosphere**, v. 185, p. 1–10, out. 2017.

JIA, W. et al. Effect of intermittent operation on contaminant removal and plant growth in vertical flow constructed wetlands: A microcosm experiment. **Desalination**, v. 262, n. 1–3, p. 202–208, nov. 2010.

JU, X. et al. Intensified nitrogen and phosphorus removal in a novel electrolysis-integrated tidal flow constructed wetland system. **Water Research**, v. 59, p. 37–45, ago. 2014.

FRAGOSO, Jr. C. R.; FERREIRA, T. F.; MARQUES, D. M. **Modelagem Ecológica em Ecossistemas Aquáticos**. 1. ed. [s.l.: s.n.]. 2009. ISBN 978-85-86238-88-81.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2nd Editio ed. Boca Raton: CRC Press, 2008.

KEMP, W.Michael; MURRAY, Laura. Oxygen release from roots of the submersed macrophyte *Potamogeton perfoliatus* L.: Regulating factors and ecological implications. **Aquatic Botany**, [s.l.], v. 26, p.271-283, jan. 1986.

KERSTERS, Karel et al. Introduction to the Proteobacteria. **The Prokaryotes**, [s.l.],

p.3-37, 2006. Springer New York. http://dx.doi.org/10.1007/0-387-30745-1_1.

KIELAK, A. M. et al. The ecology of Acidobacteria: Moving beyond genes and genomes. **Frontiers in Microbiology**, v. 7, n. MAY, p. 1–16, 2016.

KIZITO, S. 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, ago. 2017.

KONG, L. et al. Highly-effective phosphate removal from aqueous solutions by calcined nano-porous palygorskite matrix with embedded lanthanum hydroxide. **Applied Clay Science**, v. 162, n. March, p. 507–517, set. 2018.

LALLEY, J. et al. Phosphate adsorption using modified iron oxide-based sorbents in lake water: Kinetics, equilibrium, and column tests. **Chemical Engineering Journal**, v. 284, p. 1386–1396, jan. 2016.

LAMEGO, F.; VIDAL, R. Fitorremediação: Plantas Como Agentes De Despoluição? Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente. v. 17, p. 9–18, 2007.

LEITNER, Vanessa; MARANHO, Leila T. A fitorremediação como pós-tratamento do lixiviado gerado no aterro sanitário da Caximba, Curitiba, PR, Brasil. In: 2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos, 11 a 13 de Jun. de 2015.

LI, C.; WU, S.; DONG, R. Dynamics of organic matter, nitrogen and phosphorus removal and their interactions in a tidal operated constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, v. 151, p. 310–316, mar. 2015.

LI, J. 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, maio 2019.

LI, L. et al. Nitrogen removal pathways in a tidal flow constructed wetland under flooded time constraints. **Ecological Engineering**, v. 81, p. 266–271, 2015.

LIGI, T. et al. Characterization of bacterial communities in soil and sediment of a created riverine wetland complex using high-throughput 16S rRNA amplicon sequencing. **Ecological Engineering**, v. 72, p. 56–66, nov. 2014.

LIMA, M. X. Performance de diferentes substratos em sistemas de wetlands construídos no tratamento de efluente sintético em condições subtropicais. 2018. 130 f. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil (PPGEC) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2018.

LIMA, M. X. et al. Performance of different substrates in constructed wetlands planted with *E. crassipes* treating low-strength sewage under subtropical conditions. **Science of The Total Environment**, v. 630, p. 1365–1373, jul. 2018.

LISBOA, J. V. V. Argilas comuns em Portugal Continental : ocorrência e características. **Associação Portuguesa para o Estudo do Quaternário (APEQ)**, p. 136–164, 2014.

LUDWIG, J. A.; REYNOLDS, J. F. **Statistical Ecology: A Primer on Methods and Computing**. Wiley-Interscience Pub., New York. 1988. ISBN:978-0-471-83235-5.

LUO, Y.; GUO, W.; NGO, H. H.; NGHIEM, L. D.; HAI, F. I.; ZHANG, J.; LIANG, S.; WANG, X. C. A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, v. 473-474, p. 619-641, mar. 2014.

MACIOLEK, D.; AUSTIN, D. Low Energy Biological Nitrogen Removal by Cation Exchange, Thin Film Oxygen Transfer, and Heterotrophic Nitrification in Sequencing-Batch, Packed-Bed Reactors. **Proceedings of the Water Environment Federation**, v. 2006, n. 11, p. 1560–1582, 1 jan. 2006.

MARCELINO, G. R. **DESEMPENHO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PREENCHIDOS COM RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, IBUPROFENO, PARACETAMOL E ETINILESTRADIOL DE ESGOTOS SANITÁRIOS**. 2019. 111 p. Programa de Pós-graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2019.

MARCHIORETTO, M. S; AZEVEDO, F. de; JOSENDE, M. V. F; SCHNOR, D. M. **Biogeografia da Família *Amaranthaceae* no Rio Grande do Sul. Pesquisas, botânica n° 59: 171-190**, São Leopoldo: Instituto Anchieta de Pesquisas, 2008.

MARONEZE, M. M. et al. A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. **Revista Ambiente e Água**, v. 9, n. 3, p. 445–458, 2014.

MATOS, A. T. DE et al. Influência da espécie vegetal cultivada nas condições redox

de sistemas alagados construídos. **Engenharia Agrícola**, v. 30, n. 3, p. 518–526, jun. 2010.

MCBRIDE, G. B.; TANNER, C. C. Modelling biofilm nitrogen transformations in constructed wetland mesocosms with fluctuating water levels. **Ecological Engineering**, v. 14, n. 1–2, p. 93–106, set. 2000.

MELLO, D. et al. Nutrient and organic matter removal from low strength sewage treated with constructed wetlands. **Environmental Technology**, v. 40, n. 1, p. 11–18, 2 jan. 2019.

MESSIAS, M. C. T. B. et al. Uso popular de plantas medicinais e perfil socioeconômico dos usuários: Um estudo em área urbana em Ouro Preto, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Plantas Mediciniais**, v. 17, n. 1, p. 76–104, 2015.

METCALF, L.; EDDY, H. **Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery**. 5. ed. United States: McGraw-Hill Education, 2014.

MUNIR, M. J. et al. Thermally efficient fired clay bricks incorporating waste marble sludge: An industrial-scale study. **Journal of Cleaner Production**, v. 174, p. 1122–1135, fev. 2018.

NEUMANN, M. G., GESSNER, F., CIONE, A. P. P., SARTORI, R. A., CAVALHEIRO, C. C. S. Interações entre corantes e argilas em suspensão aquosa. **Química Nova**, v. 23, n. 6, p. 1109–1112, 2000.

PANG, Y. 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, 17 nov. 2015.

PARTE, A. C. **Bergey's Manual® of Systematic Bacteriology, V. 4**. 2nd Ed. ed. New York, NY: Springer New York, 2010.

PEDRALLI, G. **Macrófitos aquáticos: técnicas e métodos de estudos**. Estudos de Biologia, n. 26, p. 5-24, 1990.

PELLISSARI, C. et al. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 584–585, p. 642–650, 2017.

POMPÊO, Marcelo L. M.; MOSCHINI-CARLOS, Viviane. **Macrófitas aquáticas e perifiton: aspectos ecológicos e metodológicos**. São Carlos, SP: RiMa, 2003. 124p.

PREUSSLER, K. H.; MAHLER, C. F.; MARANHO, L. T. Performance of a system of natural wetlands in leachate of a posttreatment landfill. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, n. 8, p. 2623–2638, 8 ago. 2015.

REHMAN, F. et al. Constructed Wetlands: Perspectives of the Oxygen Released in the Rhizosphere of Macrophytes. **CLEAN - Soil, Air, Water**, v. 45, n. 1, p. 732–740, jan. 2017.

RIBEIRO, M. V. et al. Betacyanin and antioxidant system in tolerance to salt stress in *Alternanthera philoxeroides*. **Agrociência**, v. 48, n. 2, p. 199–210, 2014.

RICE, E. W.; BAIRD, R. B.; EATON, A. D.; CLESCERI, L. S. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: American Public Health Association, American Water Works Association and Water Environment Federation, 2012.

RIVIÈRE, D. et al. Towards the definition of a core of microorganisms involved in anaerobic digestion of sludge. **The ISME Journal**, v. 3, n. 6, p. 700–714, 26 jun. 2009.

SARAFRAZ, S.; MOHAMMAD, T. A.; LIAGHAT, A. Wastewater Treatment Using Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 5, n. 1, p. 99–105, 2009.

SENNA, L. **Amaranthaceae**. In: Flora do Brasil 2020 em construção. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <<http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB15403>>. Acesso em: 24 Abr. 2018.

SHEN, J. et al. Effect of environmental factors on shoot emergence and vegetative growth of alligatorweed (*Alternanthera philoxeroides*). **Weed Science**, v. 53, n. 4, p. 471–478, 20 ago. 2005.

SILVEIRA, D.; BELLI FILHO, P.; PHILIPPI, L.s.; CANTÃO, M.; FOULQUIER, A.; BAYLE, S.; DELFORNO, T.; MOLLE, P. . In-depth assessment of microbial communities in the full-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewater. **Environmental Technology**, [s.l.], p.1-16, 9 fev. 2020.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. **Nature**, v. 163, p. 688-688. 1949. doi:10.1038/163688a0.

SIQUEIRA, J. C. **Amaranthaceae**. In: WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M. Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo, Vol. II. São Paulo - Sp: Fapesp: Rima, 2002.

SONG, J.; CHOO, Y.-J.; CHO, J.-C. *Perlucidibaca piscinae* gen. nov., sp. nov., a freshwater bacterium belonging to the family Moraxellaceae. **International Journal of Systematic and Evolutionary Microbiology**, v. 58, n. 1, p. 97–102, 1 jan. 2008.

SORRELL, B. K.. Effect of external oxygen demand on radial oxygen loss by *Juncus* roots in titanium citrate solutions. **Plant, Cell & Environment**, [s.l.], v. 22, n. 12, p.1587-1593, dez. 1999.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment**. 1º Ed ed. Elsevier Science, 2014.

SUN, G. et al. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow-downflow reed bed system. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 139–146, 1999.

TAN, X. 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, maio 2019.

TANNER, C. C. et al. Effect of water level fluctuation on nitrogen removal from constructed wetland mesocosms. **Ecological Engineering**, v. 12, n. 1–2, p. 67–92, jan. 1999.

TONETTI, A. M.; BIONDI, D. Dieta de capivara (*Hydrochoerus hydrochaeris*, Linnaeus, 1766) em ambiente urbano, parque municipal tingui, curitiba-pr. **Acta Veterinaria Brasilica**, v. 9, n. 4, p. 316–326, 2015.

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.

VAF AEI, M.; ALLAHVERDI, A. Strength development and acid resistance of geopolymer based on waste clay brick powder and phosphorous slag. **Structural Concrete**, v. 20, n. 5, p. 1596–1606, 3 out. 2019.

VAN NIFTRIK, L.; JETTEN, M. S. M. Anaerobic Ammonium-Oxidizing Bacteria: Unique Microorganisms with Exceptional Properties. **Microbiology and Molecular Biology Reviews**, v. 76, n. 3, p. 585–596, 2012.

VAN OOSTERHOUT, E. **Alligator weed control manual**. New South Wales: Orange (AU), 2007. ISBN 0 7347 1852 7.

VOHLA, C. et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands—A review. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 70–89, jan. 2011.

VON SPERLING, M. **Noções de Qualidade de Águas**. In: SPERLING, Marcos VON. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos. 3° ed. Belo Horizonte, 2005. v. 1.

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

WANG, D. et al. Removal of phosphorus from aqueous solutions by granular mesoporous ceramic adsorbent based on Hangjin clay. **Desalination and Water Treatment**, v. 57, n. 47, p. 22400–22412, 2016.

WANG, T. 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, 28 abr. 2018.

WIESMANN, U. Biological nitrogen removal from wastewater. In: **Alabama Political Science Association Conference**. [s.l.: s.n.]. v. 51p. 113–154.

WU, S. 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, nov. 2011.

WU, H., ZHANG, J., LI, C., FAN, J., ZOU, Y. Mass balance study on phosphorus removal in constructed wetland microcosms treating polluted riverwater. **Clean–Soil, Air Water**, v. 41, p. 844–850. 2013.

XIA, Y. et al. Cellular adhesiveness and cellulolytic capacity in Anaerolineae revealed by omics-based genome interpretation. **Biotechnology for Biofuels**, v. 9, n. 1, p. 1–13, 2016.

XUE, G.; JIANG, M.; CHEN, H.; SUN, M.; LIU, Y.; LI, X.; GAO, P. Critical review of ARGs reduction behavior in various sludge and sewage treatment processes in wastewater treatment plants. **Environmental Science and Technology**, 2019. 1–52.

YAO, F. et al. Microbial taxa distribution is associated with ecological trophic cascades along an elevation gradient. **Frontiers in Microbiology**, v. 8, n. OCT, 2017.

ZAMORA-CASTRO, S. 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, 19 abr. 2019.

ZHAO, Y. Q. et al. Pilot field-scale demonstration of a novel alum sludge-based constructed wetland system for enhanced wastewater treatment. **Process Biochemistry**, v. 46, n. 1, p. 278–283, jan. 2011.

ZHAO, Y. Q.; SUN, G.; ALLEN, S. J. Anti-sized reed bed system for animal wastewater treatment: A comparative study. **Water Research**, v. 38, n. 12, p. 2907–2917, 2004.

ZHI, W.; JI, G. 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, n. 010, p. 32–41, 2014.

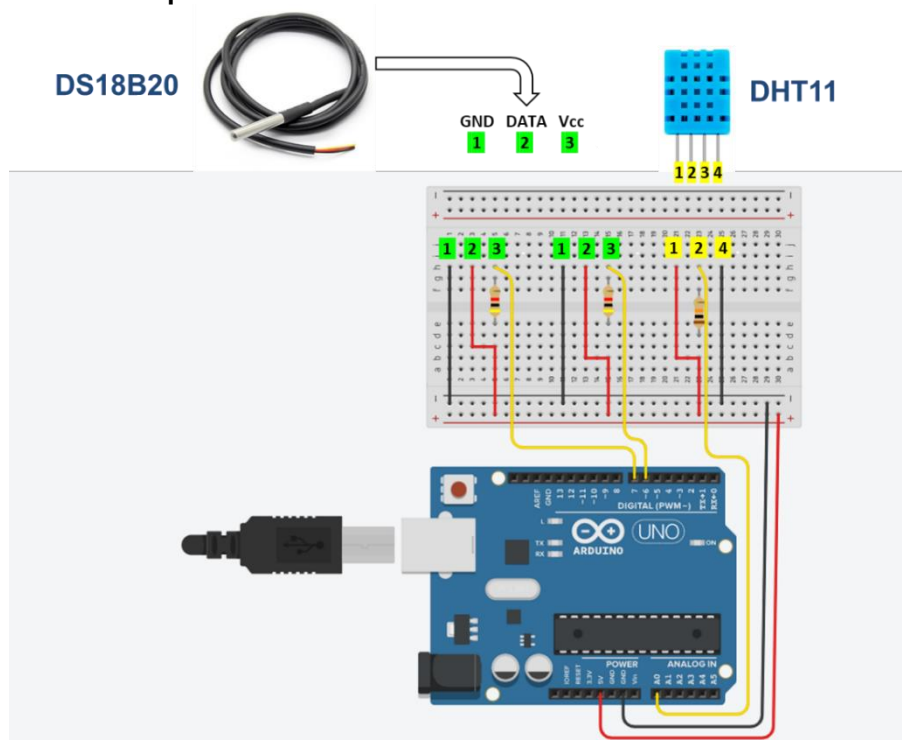
APÊNDICE A - AUTOMAÇÃO DA MEDIÇÃO DA TEMPERATURA ATMOSFÉRICA E DO LÍQUIDO NO INTERIOR DO SISTEMA DE WCTF

Neste apêndice são apresentados os meios utilizados para realização das medições *in situ* de temperatura atmosférica e do líquido no interior do sistema de WCTF a 15 e 40 cm abaixo da superfície.

Inicialmente foi realizada a montagem de um circuito elétrico tipo resistivo por meio de uma placa *protoboard* de 830 furos. Os módulos eletrônicos utilizados foram um sensor de temperatura atmosférica (DHT11; precisão: 0 a 50 °C ± 2 °C) e um sensor de temperatura a prova de água (DS18B20; precisão: -10 a 85 °C ± 0,5 °C). A automação do sistema foi feita por um microcontrolador Arduino® Uno R3 pré-programado.

Na Figura 35 é apresentada uma representação gráfica desenvolvida no programa *online Tinkercad*® (<https://www.tinkercad.com>) do circuito elétrico (conforme as especificações do fabricante), placa *protoboard*, portas de conexão do microcontrolador Arduino® Uno e as representações gráficas dos módulos eletrônicos.

Figura 35 - Desenho esquemático do circuito eletrônico



Fonte: Autoria própria (2020).

Conforme apresentado na Figura 35, os módulos DS18B20 utilizados para medição da temperatura do líquido, a 15 e 40 cm abaixo da superfície do sistema, foram conectados nas portas digitais 6 e 7 do microcontrolador, respectivamente, demandando de resistores *pull-up* de 4,7 K, de acordo com o especificado pelo fabricante. O módulo DHT11 utilizado para a medição da temperatura atmosférica foi conectado ao microcontrolador pela porta analógica A0, demandando de um resistor *pull-up* de 10 K em seu circuito, conforme especificações do fabricante.

Os algoritmos de comando dos sensores foram disponibilizados pelos fabricantes, compilados e transferidos para o microcontrolador por meio do *software* de código aberto Arduino®, e a aquisição dos dados foi feita no próprio monitor serial do *software*. O algoritmo foi programado para realizar leituras dos valores de temperatura atmosférica e do líquido com intervalos de 30 min, gerando um total de 48 leituras diárias.