

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE PONTA GROSSA
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

MILENE FERNANDA BORNAT MACHADO

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO POR MEIO DE
WETLANDS CONSTRUÍDOS E FILTRAÇÃO LENTA

PONTA GROSSA

2025

MILENE FERNANDA BORNAT MACHADO

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO POR MEIO DE
WETLANDS CONSTRUÍDOS E FILTRAÇÃO LENTA

Dissertação apresentada à Universidade Estadual de Ponta Grossa como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Química para a obtenção do título de Mestre em Química.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

PONTA GROSSA

2025

M149 Machado, Milene Fernanda Bornat
Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por meio de wetlands
construídos e filtração lenta / Milene Fernanda Bornat Machado. Ponta Grossa,
2025.
91 f.

Dissertação (Mestrado em Química - Área de Concentração: Química),
Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

1. Reuso da água. 2. Wetlands construídos. 3. Dupla filtração lenta. I.
Campos, Sandro Xavier de. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Química.
III.T.

CDD: 540

MILENE FERNANDA BORNAT MACHADO

Dissertação aprovada como requisito parcial para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Química da Universidade Estadual de Ponta Grossa, pela seguinte banca examinadora.

gov.br

Orientador

Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos
UEPG/PR

gov.br

Prof.^a Dra. Elaine Regina Lopes Tiburtius
UEPG/PR

gov.br

Prof. Dr. Thiago de Alencar Neves
UFMG/MG

Ponta Grossa, 25 de abril de 2025

AGRADECIMENTOS

A Deus por todas as bênçãos;

Ao meu Orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos, pela oportunidade, pelos ensinamentos, pela paciência, pelo auxílio e compreensão em todos os momentos;

Aos meus amigos do grupo QAAS, em especial ao Júlio, a Amanda, Karine e ao Cleber, pelo auxílio e apoio desde o início desse projeto.

À SANEPAR Estação de Tratamento de Efluentes Gertrudes e seus funcionários, pela disponibilidade e o apoio a pesquisa.

À CAPES e ao CNPQ pelo apoio financeiro concedido.

Aos meus pais Eloise e Vilmar por todo o esforço debaixo do sol para me fazer chegar aqui, na sombra.

A todos aqueles que participaram, direta ou indiretamente para o desenvolvimento deste trabalho.

OBRIGADA!

RESUMO

A preocupação com a escassez de água levou a estudos sobre novas tecnologias empregadas no tratamento de efluentes, tanto para a preservação do meio ambiente quanto em relação a possibilidade de reuso. Assim, esse trabalho estudou a influência de diferentes taxas de aplicação hidráulica (TAH) e de carregamento orgânico (TCO) para Wetlands Construídas de fluxo Vertical (WCFV) associada a dupla filtração (DF) lenta como tecnologia para o pós-tratamento de efluente de reator UASB visando reuso. Foi montado um sistema que envolvia duas WCFV em escala piloto utilizando areia e pedregulho como meios filtrantes e junco *spp* como planta. Esse sistema estava associado a DF que possuía um primeiro filtro de areia e o segundo de carvão ativado e zeólita. As taxas estudadas foram 200 mm.d⁻¹/ 26,8 g DQO/m²; 400 mm.d⁻¹/ 56 g DQO/m² e 600 mm.d⁻¹/ 94,87g DQO/m²; sendo 4 dias ligado e 3 dias desligados. Foram realizadas análises físico-químicas e microbiológicas. Os resultados após passar por WCFV mostraram que para TAH de 200 mm.d⁻¹, as reduções foram de 93,53% de DQO 97,2% DBO; 92,24% turbidez; 99,99% cor verdadeira; 91,07% cor aparente; 36,49% NTK; 36,2% N NH₃; 66,6% Ph; 14,28% PT; 62,5% E-coli e um aumento de mais de 100% em NO₂ devido a nitrificação. Na TAH de 400 mm.d⁻¹, as reduções foram 90,56% de DQO; 96,4% DBO; 60,9% turbidez; 93,75% cor verdadeira; 34,71% cor aparente; 31,4% NTK; 33,38% N NH₃; 93,75% E-coli, e aumento nas concentrações de fenóis, PT, NO₃ e NO₂. Para a TAH de 600 mm.d⁻¹, observaram-se reduções de 88% DQO, 52,4% DBO; 65,93% turbidez; 51,72% cor verdadeira; 55,65% cor aparente; 11,28% NTK; 32,72% N NH₃; 17,5% PT; e aumento na concentração de fenóis, NO₃, NO₂ e E-coli. Assim verifica-se que quanto maior a TAH, pior foram os resultados de remoção. Após a DF com taxa de filtração de 13m³.m².dia, independente da TAH, houve um aumento na remoção de todos os parâmetros com destaque para a 99,9% em NTK, NO₃, NO₂, fenóis, PT e 10⁵ E-coli para a TAH de 200mm.d⁻¹. Assim, conclui-se que a DF permitiu aumentar a eficiência da WCVF e ainda foi possível produzir efluente para reuso urbano não potável, agrícola, florestal, ambiental e industrial segundo a resolução CERH N° 122/2023 do estado do Paraná/PR e atende todas as possibilidades reuso, exceto potável, na legislação internacional EPA/600/R- 12/618.

Palavras-chave: Reuso da água, Wetlands Construídos, Dupla filtração lenta.

ABSTRACT

Concern about water scarcity has led to studies on new technologies used in wastewater treatment, both for environmental preservation and in relation to the possibility of reuse. Thus, this work studied the influence of different hydraulic application rates (HAR) and organic loading rates (OLR) for Vertical Flow Constructed Wetlands (VFCW) associated with slow double filtration (DF) as a technology for the post-treatment of UASB reactor effluent for reuse. A system involving two WCFVs was set up on a pilot scale using sand and pebbles as filter media and reed spp as a plant. This system was associated with a DF which had a first filter made of sand and a second made of activated carbon and zeolite. The rates studied were 200 mm.d⁻¹/ 26,8 g COD/m²; 400 mm.d⁻¹/ 56 g COD/m² and 600 mm.d⁻¹/ 94,87g COD/m²; with 4 days on and 3 days off. Physico-chemical and microbiological analyses were carried out. The results after going through WCFV showed that for TAH of 200 mm.d⁻¹, the reductions were 93,53% COD 97.2% BOD; 92,24% turbidity; 99,99% true color; 91,07% apparent color; 36,49% NTK; 36.2% N NH₃; 66,6% Ph; 14,28% PT; 62,5% E-coli and an increase of more than 100% in NO₂ due to nitrification. At 400 mm.d⁻¹, the reductions were 90,56% COD; 96,4% BOD; 60,9% turbidity; 93,75% true color; 34,71% apparent color; 31,4% NTK; 33,38% N NH₃; 93,75% E-coli, and an increase in the concentrations of phenols, PT, NO₃ and NO₂. For the TAH of 600 mm.d⁻¹, there were reductions of 88% COD, 52,4% BOD; 65,93% turbidity; 51,72% true color; 55,65% apparent color; 11,28% NTK; 32,72% N NH₃; 17.5% PT; and an increase in the concentration of phenols, NO₃, NO₂ and E-coli. The higher the TAH, the worse the removal results. After DF with a filtration rate of 13m³.m².day, regardless of the TAH, there was an increase in the removal of all parameters, with an emphasis on 99.9% in NTK, NO₃, NO₂, phenols, PT and 10 5 E-coli for the TAH of 200mm.d⁻¹. Thus, it can be concluded that the DF made it possible to increase the efficiency of the WCVF and it was also possible to produce effluent for non-potable urban, agricultural, forestry, environmental and industrial reuse according to CERH Resolution No. 122/2023 of the state of Paraná/PR and meets all the reuse possibilities, except potable, in the international legislation EPA/600/R- 12/618.

Keywords: Water reuse, Constructed Wetlands, Double slow filtration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Ilustração esquemática de um reator UASB.....	15
Figura 2 - WC's de escoamento superficial.....	18
Figura 3 - Figura ilustrativa de WCFH.....	19
Figura 4 - Figura ilustrativa de WCFV.....	20
Figura 5 - Mecanismos de eliminação de poluentes no WCFV.....	22
Figura 6 - Unidade piloto de dupla filtração e tripla filtração.....	37
Figura 7 - Modelo tridimensional da estrutura de um mineral do grupo da zeólita.....	40
Figura 8 - Exemplos de zeólitas e suas respectivas fórmulas químicas e representações estruturais.....	41
Figura 9 - Unidades de formação estrutural para a clinoptilolita.....	42
Figura 10- Operações unitárias da ETE Gertrudes - Ponta Grossa/PR.....	48
Figura 11 - Filtros biológicos percoladores de fluxo descendente.....	49
Figura 12 - decantadores (C) e leito de secagem de lodo (D).....	49
Figura 13 - WCFV montada na ETE Gertrudez em Ponta Grossa.....	50
Figura 14 - Instalação da tubulação no WCFV.....	51
Figura 15 - Curva de distribuição granulométrica.....	52
Figura 16 - Ilustração do preenchimento do sistema da WCFV.....	52
Figura 17- A espécie escolhida foi Junco spp.....	53
Figura 18 - Disposição dos 2 filtros da filtração lenta.....	56
Figura 19 - Média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos para a campanha 1 com TAH 200mm.d ⁻¹	59
Figura 20 - Média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos para a campanha 1 com TAH 400mm.d ⁻¹	65
Figura 21 - Média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos para a campanha 1 com TAH 600mm.d ⁻¹	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Vantagens e Desvantagens dos reatores UASB.....	16
Tabela 2 - Vantagens e desvantagens do sistema WCFV.....	21
Tabela 3 - Poluentes e o principal mecanismo de eliminação no WCFV.....	22
Tabela 4 - Diretrizes sugeridas para aplicações de água de reuso.....	44
Tabela 5 - Diretrizes sugeridas para aplicações de reuso no estado do Paraná.....	46
Tabela 6 - Parâmetros analisados e os métodos de análise empregados.....	57
Tabela 7 - Resultados obtidos para o pós-tratamento de efluente de UASB por WCFV com TAH de 200 mm.d ⁻¹ e DF na campanha 1.....	58
Tabela 8 - Resultados obtidos para o pós-tratamento de efluente de UASB por WCFV com TAH de 400 mm.d ⁻¹ e DF na campanha 2.....	64
Tabela 9 - Resultados obtidos para o pós-tratamento de efluente de UASB por WCF V com TAH de 600 mm.d ⁻¹ e DF na campanha 3.....	69
Tabela 10 - possibilidades de reuso para o efluente de WCFV e DF tratado.....	75

LISTA DE SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente CWs - Wetlands construídas
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DF	Dupla Filtração
DQO	Demanda Química de Oxigênio
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
NH ₃ - N	Nitrogênio Amoniacal
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Kjeldahl Total
NTU	Unidade Nefelométrica de Turbidez ou Nephelometric Turbidity Unit
pH	Potencial de Hidrogênio
Ph	Fenóis
TF	Tripla Filtração
TP	Fósforo Total
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TCO	Taxa de carregamento orgânico
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
UASB	Reator de manta de lodo anaeróbico de fluxo ascendente
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i> (Agência de proteção Ambiental dos Estados Unidos)
SST	Sólidos Suspensos Totais
µm	micrómetro
µs/cm	micro-siemens por centímetro
WCFH	Wetlands Construídos de Fluxo Horizontal
WCFV	Wetlands Construídos de Fluxo Vertical

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	11
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 GERAL.....	13
2.2 ESPECÍFICOS.....	13
3 REVISÃO DE LITERATURA.....	14
3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR MEIO DE REATORES ANAERÓBIOS.....	14
3.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS (WCs).....	17
3.2.1 Modalidades de WC's.....	18
3.3 MECANISMOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES POR WCFV.....	21
3.4 INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO NO SISTEMA WCFV.....	23
3.5 INFLUÊNCIA DA TAXA DE APLICAÇÃO HIDRAÚLICA (TAH) NA EFICIÊNCIA DE WCFV.....	25
3.6 MATERIAL FILTRANTE NO WCFV.....	28
3.7 USO DE WCFV NO PÓS-TRATAMNETO DE EFLUENTES DE REATOR UASB.....	31
3.8 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZANDO FILTRAÇÃO.....	32
3.8.1 Filtros de Areia.....	34
3.8.2 Filtros de Carvão Ativado Granular.....	38
3.8.3 Filtros de Zeólitas.....	39
4 LEGISLAÇÃO DE REUSO.....	44
5 METODOLOGIA.....	48
5.1 ÁREA DE ESTUDO.....	48
5.2 IMPLEMENTAÇÃO DO SISTEMA WCs.....	50
5.2.1 Material Filtrante.....	51
5.2.2 Escolha, Plantio e Adaptação de Vegetação.....	53
5.2.3 Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) e Taxa de Carga Orgânica	

(TCO).....	54
5.3 SISTEMA DE FILTRAÇÃO LENTA POR DUPLA FILTRAÇÃO (DF).....	55
5.4 METODOLOGIAS EMPREGADAS PARA ANÁLISES E CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES.....	57
6 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	58
6.1 RESULTADOS PARA TAH DE 200 mm d ⁻¹ E TCO 26,8 g DQO/ m ² .d ¹	58
6.2 RESULTADOS PARA TAH DE 400 mm d ⁻¹ E TCO 56g DQO/ m ² . d ¹	64
6.3 RESULTADOS PARA TAH DE 600 mm d ⁻¹ E TCO 94,87 g DQO/ m ² . d ¹	69
6.4 AVALIAÇÃO DE POSSÍVEL REÚSO DE EFLUENTE FINAL.....	74
7 CONCLUSÕES.....	78
8 PERSPECTIVAS FUTURAS.....	80
REFERÊNCIAS.....	81

1 INTRODUÇÃO

A água é essencial para a vida, desempenhando um papel vital em praticamente todos os aspectos do desenvolvimento humano e da sustentabilidade ambiental. No entanto, a preocupação com a escassez de água está crescendo em todo o mundo, à medida que enfrentamos desafios como o aumento da demanda devido ao crescimento populacional, a degradação ambiental e as mudanças climáticas. Essa preocupação não se limita apenas a regiões áridas, mas também afeta áreas outrora consideradas abundantes em recursos hídricos. Diante desse cenário, a gestão sustentável da água tornou-se uma prioridade global, exigindo ações coordenadas e inovação para garantir o acesso equitativo e seguro a esse recurso vital para as gerações presentes e futuras.

Nos últimos anos, os desafios relacionados à água alcançaram um ponto crítico. A conferência da ONU sobre a água, realizada em 2023, destacou que, com muitos dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) atrasados, o avanço na implementação do ODS 6 (água e saneamento) é fundamental para alcançar os demais objetivos. A melhoria na qualidade da água e do saneamento é essencial para promover a saúde, garantir segurança alimentar, meios de subsistência sustentáveis, impulsionar o desenvolvimento industrial e assim enfrentar os desafios das mudanças climáticas (UNESCO, 2023).

A falta de recursos hídricos e a degradação da qualidade dos oceanos e rios, principalmente devido ao descarte inadequado de águas residuais tratadas de maneira ineficaz, impulsionam pesquisas voltadas ao desenvolvimento de novas tecnologias. Essas alternativas de tratamento buscam a reutilização da água viável e sustentável.

A reutilização de águas residuais para fins não potáveis, como descarga de sanitários, irrigação e limpeza em geral, contribui para a redução do consumo de água potável. Além disso, diminui a quantidade de efluentes encaminhados para estações de tratamento. Como consequência, há uma menor demanda por energia e produtos químicos no processo de bombeamento e tratamento tanto da água doce quanto dos efluentes.

Visando o tratamento de águas residuais, reatores de tratamento anaeróbios são investigados a muitas décadas no Brasil e no mundo, como por exemplo o Reator Anaeróbio de Manta de Lodo de Fluxo Ascendente (do inglês Up-flow Anaerobic

Sludge Blanket, UASB). O UASB é um reator amplamente utilizado como uma tecnologia promissora no tratamento eficiente de vários tipos de águas residuais.

Apesar dos reatores UASB serem eficientes para muitos parâmetros de tratamento, são ineficazes em atingir a maioria dos padrões de legislação de descarga de efluentes devido à presença de alta DBO residual, nutrientes e patógenos. Desse modo, a estratégia utilizada para viabilizar a reutilização de efluentes de reatores UASB é a implementação de pós-tratamento (Yasar e Tabinda, 2010).

Para o pós-tratamento de reatores UASB os sistemas de Wetlands Construídos (WC) são bem conhecidos, simples, duráveis, de baixo custo e baixa manutenção que podem ser aplicados de forma eficiente para o tratamento de águas residuárias. A integração de reatores UASB a WC pode oferecer benefícios, como sistemas de tratamento que consomem mínima quantidade de energia, possuem baixo custo operacional e geram reduzida quantidade de lodo. Nos Wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV), as taxas de aplicação hidráulica (TAH) costumam ser baixas, o que pode resultar em um maior tempo de retenção da água no sistema. O uso de taxas mais altas permite um tratamento mais dinâmico, reduzindo a área necessária para construção dos wetlands e tornando o sistema mais compacto e economicamente viável. No entanto operar WCFV com TAH elevadas reduzem sua efetividade, assim a qualidade do efluente final pode ser piorada, e para atingir parâmetros de qualidades para reuso é necessário mais uma etapa de pós-tratamento.

Uma alternativa promissora de pós-tratamento de efluentes de reatores UASB que vem sendo estudada nos últimos anos pelo Grupo de Química Analítica Ambiental e Sanitária da Universidade Estadual de Ponta Grossa (QAAS/UEPG) é a filtração rápida ou lenta por meio de dupla filtração (DF) em areia e carvão ativado e/ou zeólitas. Os trabalhos realizados até o momento têm mostrado que o efluente após passar pelos tratamentos de DF ou Tripla Filtração (TF) poderiam ser utilizados em diversas propostas de reuso.

Com base nessas informações, este estudo visa o uso de Wetlands Construídos de Fluxo Vertical (WCFV) com aplicação de três diferentes TAH associados a DF lenta como sistema de pós-tratamento de reator UASB, para avaliar a possibilidade de reuso.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

Avaliar a influência do aumento da taxa de aplicação hidráulica (TAH) e taxa de carregamento orgânico (TCO) em Wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) associada a dupla filtração (DF) lenta no pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios e para fins de reuso.

2.2 ESPECÍFICOS

- a) Avaliar a eficiência do sistema WCFV como pós-tratamento de efluentes de reator anaeróbio UASB em relação a remoção de contaminantes convencionais por meio de análises físicas-químicas e biológicas;
- b) Comparar a utilização de diferentes taxas de Aplicação Hidráulicas (TAH) para o pós-tratamento com o sistema WCFV;
- c) Utilizar o sistema de Dupla Filtração (DF) lenta sem coagulação prévia para o tratamento do efluente proveniente das WCFV;
- d) Verificar a potencialidade do efluente final a fim de atender os parâmetros de reuso descritos em nas legislações : resolução CERH Nº 122/2023 do estado do Paraná/PR e na legislação internacional EPA/600/R- 12/618.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES POR MEIO DE REATORES ANAERÓBIOS

Nos últimos anos, muitas pesquisas estão focadas no tratamento de efluentes com objetivo de trazer soluções mais eficazes e viáveis para resolver problemas ambientais decorrentes do descarte inadequado de efluentes (independente da origem) em rios, lagos ou oceanos. Uma das tecnologias mais empregadas é o uso de reatores anaeróbios de manta de lodo (UASB do inglês Up-flow Anaerobic Sludge Blanket) para tratar efluentes com alta carga orgânica, devido às suas numerosas vantagens operacionais e baixo custo de operação.

O Reator UASB é uma tecnologia de tratamento biológico de esgotos que se baseia na decomposição anaeróbia da matéria orgânica (Figura 1). Ele é constituído por uma coluna de fluxo ascendente, que inclui uma zona de digestão, uma zona de sedimentação e um dispositivo separador de fases gás- sólido-líquido (UTE, 2016). O processo pode ser dividido em quatro fases, sendo: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Cada etapa é realizada por diferentes grupos de microrganismos.

Na hidrólise, moléculas complexas (carboidratos, lipídios e proteínas) são quebradas em compostos mais simples por meio da ação de enzimas hidrolíticas.

- Carboidratos → Açúcares simples: $(C_6H_{10}O_5)_n + nH_2O \rightarrow nC_6H_{12}O_6$;
- Proteínas → Aminoácidos: Proteína + $H_2O \rightarrow$ Aminoácidos;
- Lipídios → Ácidos graxos: Lipídios + $H_2O \rightarrow$ Ácidos graxos.

Os compostos simples resultantes da hidrólise são convertidos por bactérias fermentativas em ácidos graxos voláteis, álcool, hidrogênio, amônia e dióxido de carbono:

- Glicose → Ácido acético + Etanol + CO_2 + H_2
- Glicose → Ácido propiônico + CO_2 + H_2
- Aminoácidos → Ácidos graxos voláteis + NH_3 + CO_2

Os produtos da acidogênese (como etanol, ácido láctico e ácido propiônico) são convertidos em ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono.

- Ácido propiônico → Ácido acético + H_2 + CO_2

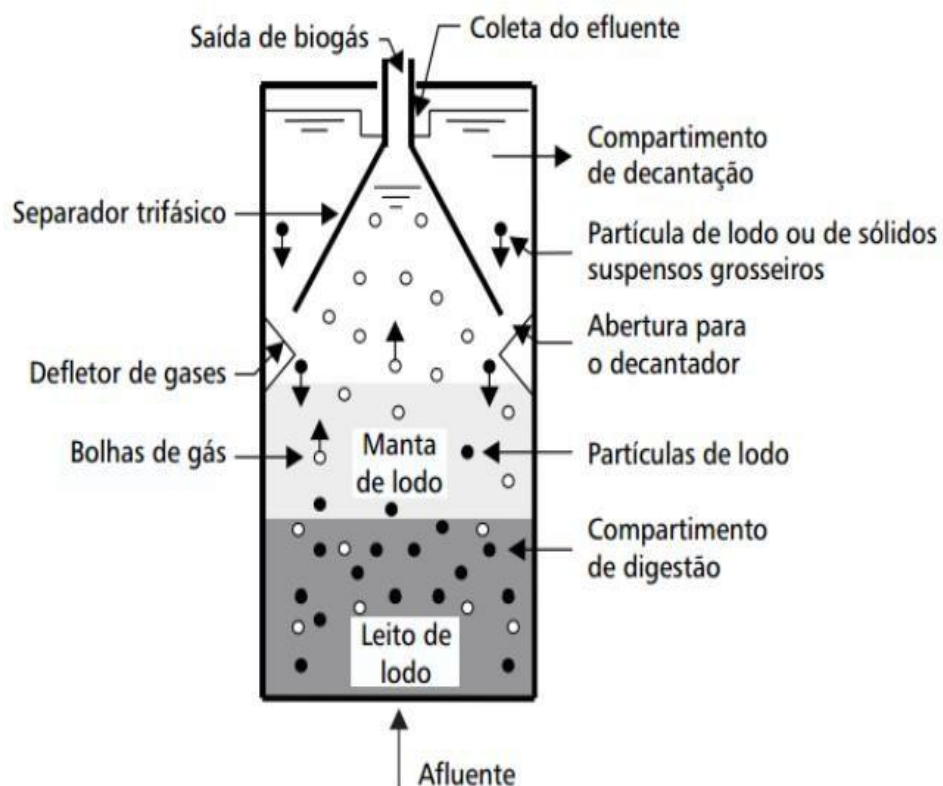
- Etanol $\rightarrow$ Ácido acético + H_2
- Ácido butírico $\rightarrow$ Ácido acético + Hidrogênio

Na metanogênese, microrganismos metanogênicos convertem ácido acético, hidrogênio e dióxido de carbono em metano (CH_4) e CO_2 .

- Ácido acético $\rightarrow$ Metano + Dióxido de carbono
- Hidrogênio + Dióxido de carbono $\rightarrow$ Metano + água

Este processo também gera subprodutos como dióxido de carbono e metano, conhecido como biogás, que pode ser usado para geração de energia, aquecimento ou como combustível para veículos. Outros subprodutos gerados incluem o lodo, resultante da produção de sólidos biológicos no sistema, e o efluente líquido clarificado (Prado 2010).

Figura 1 - Ilustração esquemática de um reator UASB.



Fonte: PROSAB, 1999

Em regiões de clima quente, predominantes no Brasil, os processos anaeróbios nesses reatores oferecem diversas vantagens em comparação aos sistemas aeróbios convencionais. Entre os principais benefícios estão a eficiência no tratamento e o menor consumo de energia

Os reatores UASB já são utilizados no Brasil a bastante tempo e além de serem aplicados no tratamento de efluentes domésticos e industriais, possuem um grande potencial para o tratamento de águas residuais agropecuárias (Duda, 2011; Rodriguez, 2016). Com a expansão do uso, o reator UASB provou ser um sistema de tratamento econômico para águas residuais, no entanto sua eficiência é limitada. O efluente tratado com UASB ainda contém excesso de nutrientes, sais e patógenos e deve ser pós-tratado para o efluente ser reutilizado para fins não potáveis (Engida *et al.*, 2020).

Um desafio desse método é a possibilidade de emissão de odores, especialmente quando alguns parâmetros biológicos não são adequadamente controlados no projeto. A Tabela 1 apresenta um comparativo detalhado das vantagens e desvantagens dos processos anaeróbios.

Tabela 1 – Vantagens e Desvantagens dos reatores UASB.

(continua)

Vantagens	Desvantagens
Baixa produção de sólidos, cerca de 2 a 8 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios;	Remoção de nitrogênio, fósforo e patógenos insatisfatória;
Baixo consumo de energia, usualmente associados a uma elevatória de chegada. Isso faz com que os sistemas tenham custos operacionais muito baixos;	Produção de efluente com aspecto desagradável e usualmente com qualidade insuficiente para atender padrões ambientais. Em decorrência, alguma forma de pós-tratamento é normalmente necessária;
Baixa demanda de área;	Possibilidade de distúrbios devido a choques de carga orgânica e hidráulica, presença de compostos tóxicos ou ausência de nutrientes;
Baixos custos de implementação, da ordem de 20 a 30 dólares per capita;	A bioquímica e a microbiologia da digestão anaeróbia são complexas e ainda precisam ser mais estudadas;
Produção de metano, um gás combustível de elevado teor calorífico;	A partida do processo de lodo de semeadura adaptado;
Possibilidade de preservação da biomassa, sem alimentação do reator, por vários meses;	Possibilidade de geração de maus odores e de problemas de corrosão, porém controláveis.

Tabela 1 – Vantagens e Desvantagens dos reatores UASB.

(conclusão)

Tolerância a elevadas cargas orgânicas
Aplicabilidade em pequena e grande escala;
Baixo consumo de nutrientes.

Fonte: CHERNICHARO, 2008, p.25.

Diferentes tecnologias são estudadas e aplicadas para pós-tratamento de efluente de reator UASB. O pós-tratamento de efluentes usando sistemas de Wetlands Construídas (WC's) trazem resultados interessantes na remoção de agentes patogênicos de forma eficaz e com boa relação custo-benefício. A grande vantagem deste sistema de pós-tratamento para efluentes de reatores UASB é a sua simplicidade de operação e os baixos custos de investimento (Van Lier *et al.*, 2002).

3.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS (WC's)

Os WC's são sistemas de tratamento de águas residuais inspirados nos processos naturais que ocorrem em pântanos e outros ecossistemas alagados. Seu desenvolvimento teve início na metade do século XX, quando pesquisadores começaram a explorar maneiras de replicar os mecanismos naturais de purificação da água para o tratamento de efluentes domésticos e industriais (Kadlec; Wallace, 2009). Os primeiros estudos sobre WC's surgiram na Europa nas décadas de 1950 e 1960, com destaque para os trabalhos do engenheiro alemão Käthe Seidel, que investigou o uso de plantas aquáticas na remoção de poluentes. Posteriormente, na década de 1970, o pesquisador britânico Kadlec, R. H., e outros cientistas começaram a desenvolver sistemas experimentais baseados em vegetação aquática e substratos filtrantes, contribuindo para a consolidação da tecnologia.

Inicialmente, essas áreas alagadas eram destinadas principalmente ao tratamento de águas residuais domésticas, porém, atualmente, estão sendo empregadas em larga escala para o tratamento de diversos tipos de efluentes, como resíduos provenientes da agricultura e pecuária, efluentes industriais drenagem de minas, lixiviados de aterros, escoamento urbano superficial e águas de rios poluídos (Shoushtarian, 2020; Campos; Soto, 2024).

As WCs utilizam um sistema inspirado nos pântanos naturais, onde o

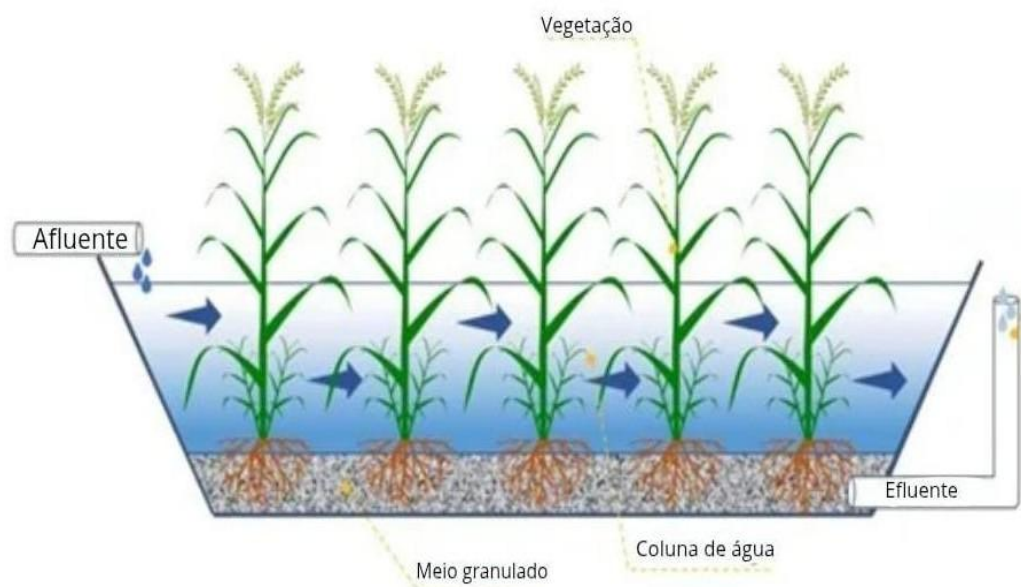
tratamento dos efluentes ocorre por meio da interação entre plantas macrófitas, microrganismos e um meio filtrante composto por solo, areia, cascalho ou outros materiais. Essa tecnologia foi desenvolvida para funcionar em diferentes condições climáticas, incluindo regiões quentes e úmidas, frias e áridas, além de ser especialmente adequada para climas tropicais (Wu *et al.*, 2014). As WC's são projetadas para reproduzir processos naturais de purificação da água, proporcionando um tratamento eficiente e melhorando a qualidade final do efluente (Shoushtarian, 2020).

A partir dos anos 2000, com a crescente preocupação ambiental e a busca por alternativas sustentáveis, os WC's passaram a ser amplamente utilizados em diversas partes do mundo, especialmente em regiões onde a infraestrutura tradicional de tratamento de esgoto é inviável ou muito cara.

3.2.1 Modalidades de WC's

Existem diferentes modalidades de WC's, dentre as mais recorrentes estão os WC's classificados de escoamento superficial (figura 2) e subsuperficial (Shoushtarian, 2020).

Figura 2- WC's de escoamento superficial.

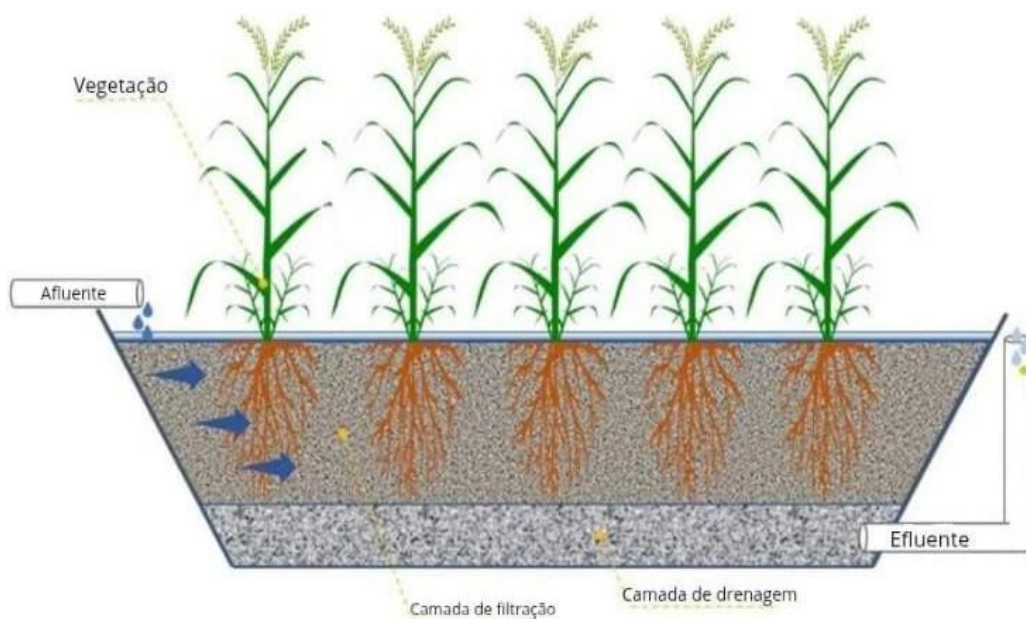


Fonte: Adaptado de NÚÑEZ. M. S. 2021

O WC de escoamento superficial (figura 2) se assemelha a áreas alagadas naturais, no entanto devido ao volume de resíduo no efluente, eles não são tão profundos. Nesse modelo a água residual flui sob a superfície do substrato, formando assim uma camada aerada, o que aumenta a disponibilidade de oxigênio e os processos de fotodegradação.

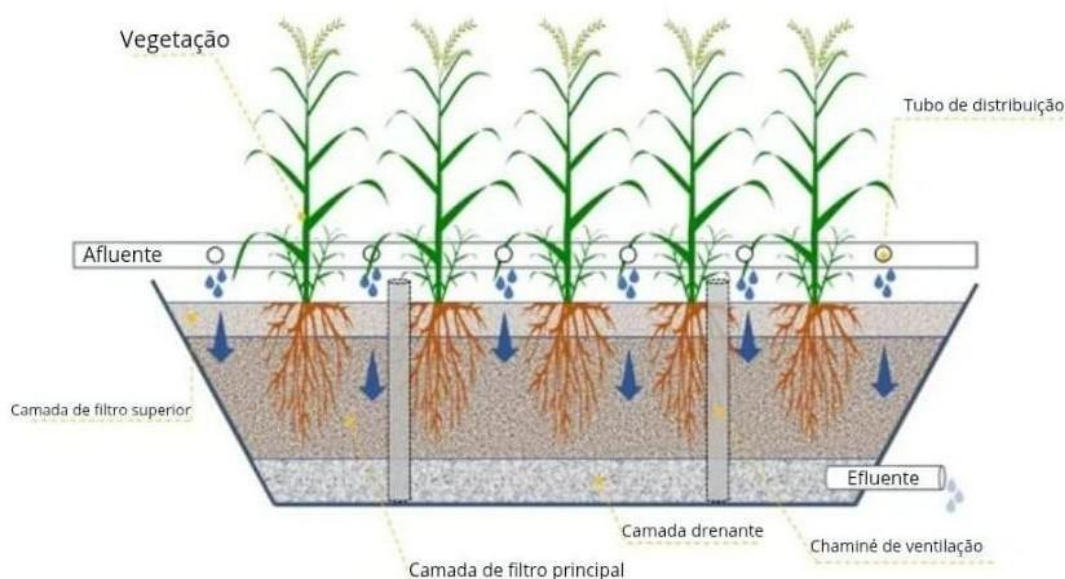
O WC de fluxo subsuperficial é classificado em horizontal (WCFH) (Figura 3) ou vertical (WCFV) (Figura 4), de acordo com a direção do fluxo.

Figura 3 - Figura ilustrativa de WCFH



Fonte: Adaptado de NÚÑEZ. M. S. 2021

Figura 4 – Figura ilustrativa de WCFV



Fonte: Adaptado de NÚÑEZ. M. S. 2021

Nessas configurações de fluxo subsuperficial, as águas residuais fluem abaixo da superfície do meio filtrante, atravessando-o. Os sistemas envolvendo WCFV podem ser saturados ou insaturados, com fluxo descendente ou ascendente, ou utilizar um sistema de enchimento e drenagem, também conhecido como fluxo alternado. Nos WCFH e WCFV permanentemente saturados, prevalecem ambientes anaeróbios e anóxicos. Já o WCFV insaturados e de enchimento e drenagem conseguem uma boa oxigenação, garantindo condições aeróbias predominantes. Em um dos arranjos mais comuns para sistemas de fluxo vertical insaturado, o esgoto é aplicado de forma intermitente e uniforme na superfície, infiltrando-se no meio filtrante. Depois que o efluente passa pelo material filtrante, os poros do filtro ficam naturalmente ocupados com ar, facilitando a manutenção de condições aeróbicas para os processos oxidativos, como a nitrificação e a oxigenação da matéria orgânica (Núñez, 2021).

A Tabela 2 apresenta as vantagens e desvantagens da utilização de um WCFV insaturados no tratamento de efluentes.

Tabela 2- Vantagens e desvantagens do sistema WCFV.

Vantagens	Desvantagens
Operação simples e manutenção baixa	Aplicável a populações < 2000 hab. eq.
Baixo consumo de energia e baixa produção de lodo	Em estágio único, apresentam limitações na remoção de N e P.
Boa integração na paisagem (restauração de áreas úmidas)	Quanto maior a carga orgânica do efluente a ser tratado, maior será a área de superfície necessária
Aproveitamento da biomassa vegetal (ornamentação, alimentação animal, Compostagem e outros)	Possível entupimento do leito granular
Possibilidade de reutilização da água tratada	
Não há necessidade de reagentes químicos	
Sistema compacto sem necessidade de grandes áreas para a implementação (diferente do WCFV)	

Fonte: NÚÑEZ. M. S. 2021. Dotro et al., 2021; García e Corzo, 2008; Torrijos, 2017.

3.3 MECANISMOS DE TRATAMENTO DE EFLUENTES POR WCFV

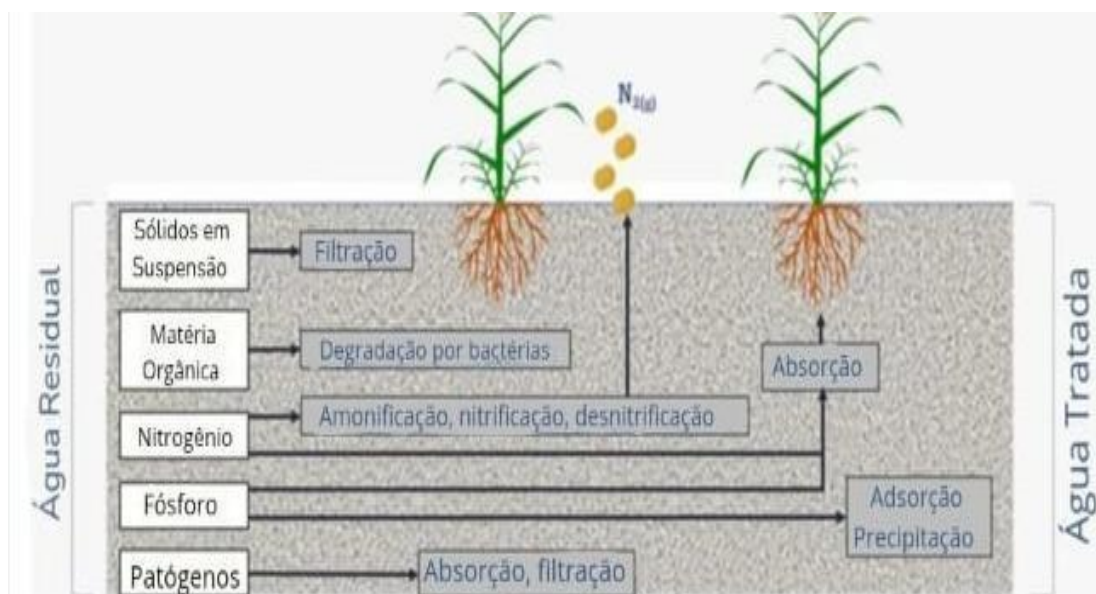
O tratamento de efluente no sistema WCFV é caracterizado por interações químicas, físicas e biológicas que ocorrem de forma simultânea. Diferentemente dos sistemas convencionais, nos quais o processo de remoção é selecionado e otimizado por uma série de operações separadas projetadas para uma finalidade específica, nos WCFV várias vias de remoção ocorrem simultaneamente. Na Tabela 3, são indicados os principais mecanismos de eliminação dentro do WCFV para cada tipo de poluente e a Figura 5 ilustra como esses mecanismos ocorrem dentro do sistema.

Tabela 3- Poluentes e o principal mecanismo de eliminação no WCFV.

Contaminante	Principal mecanismo de eliminação
Sólidos suspensos	Filtração e Sedimentação.
Matéria Orgânica	Filtração, hidrólise enzimática (matéria orgânica particulada); Degradação microbiana anóxica / anaeróbia / aeróbia (matéria orgânica solúvel).
Nitrogênio	Amonificação + nitrificação + desnitrificação; Volatilização amoniacal; Absorção pela planta (limitada).
Fósforo	Assimilação por plantas e microrganismos, mineralização; Absorção ao substrato sólido; Reações de precipitação dadas pelo meio filtrante.
Patógenos	Sedimentação e filtração; Morte natural devido ao tempo de retenção; Radiação UV; Excreção de antibióticos entre as raízes das plantas.
Metais pesados	Precipitação e adsorção; Absorção da planta; Troca catiônica; Formação de complexos; Oxidação e redução microbiana
Contaminantes orgânicos	Adsorção e absorção pelo substrato sólido; Degradação por bactérias anaeróbias ou aeróbias, fotodegradação;

Fonte: NÚÑEZ. M. S. 2021 (Dotro et al., 2017; Kadlec e Wallace, 2009; Parde et al., 2021; Torrijos, 2017).

Figura 5: Mecanismos de eliminação de poluentes no WCFV.



Fonte: NÚÑEZ. M. S. 2021.

Para que os mecanismos de eliminação dos poluentes citados na Tabela 3 e Figura 5 sejam efetivos, alguns fatores são importantes na construção do WCFV, como por exemplo a escolha da vegetação, material filtrante e a taxa de aplicação

hidráulica (TAH).

3.4 INFLUÊNCIA DA VEGETAÇÃO NO SISTEMA WCFV

Os tipos de plantas utilizadas nas WCs devem ter capacidade de viver parcialmente submersas em áreas alagadas, essa categoria é chamada de plantas macrófitas. As macrófitas desempenham um papel essencial na manutenção do equilíbrio ecológico em wetlands naturais. Em WC para o tratamento de esgotos, sua presença é igualmente crucial para a eficiência e o funcionamento adequado da tecnologia (Sezerino, 2018). Essas plantas se desenvolvem no meio suporte, absorvendo nutrientes e, preservando a permeabilidade do solo por meio de seu sistema radicular (IEA, 2004). No entanto, a escolha das espécies vegetais deve considerar fatores como adaptabilidade ao clima local, taxa fotossintética, capacidade de transporte de oxigênio, eficiência na absorção de poluentes, resistência a pragas e doenças, além do desenvolvimento do sistema radicular (Silva *et al.*, 2020).

A seleção das espécies para WC deve levar em conta tanto os aspectos ecológicos quanto os econômicos da tecnologia. Fatores como a disponibilidade das plantas na região e os custos associados ao seu transplante e manutenção, incluindo a poda regular, são determinantes nesse processo. Também é fundamental avaliar a capacidade de adaptação das espécies, considerando sua resistência a condições de alagamento ou seca, bem como sua tolerância a altas concentrações de matéria orgânica, nutrientes e outros poluentes específicos do efluente a ser tratado. Além disso, é viável projetar sistemas que combinem diferentes espécies de macrófitas para potencializar a eficiência do tratamento (Sezerino, 2018).

As funções das macrófitas em um sistema WC são: oxigenação da rizosfera; embelezamento paisagístico; criação de áreas favoráveis para a aderência de microrganismos nas raízes; promoção de condições adequadas para o processo de filtragem; estabilização da superfície dos WC's e remoção de nutrientes devido às necessidades nutricionais das plantas (Sezerino, 2018). Segundo Matos e Lo Monaco (2003) e Sezerino (2018), a nível global as plantas mais utilizadas são *Phragmites australis* ou popularmente conhecida como caniço, não nativa do Brasil; taboa (*Typha* spp.), junco comum (*Junco* spp.). Todas são classificadas como emergentes, possuindo uma taxa de crescimento de muito rápida a moderada, e densidades

classificadas como densas.

Tlili, T. *et al.*, (2023) avaliaram o papel do Junco (*P. australis*) em filtros WCFV que tratam águas residuais urbanas e avaliou-se o sistema quanto a remoção de metais pesados: Zinco (Zn), Cobre (Cu), Chumbo (Pb) Cádmio (Cd), ao fim dos testes constatou-se que a bioacumulação estava em ordem decrescente raízes > rizomas > folhas > caules, esse estudo comprovou que o Junco (*P. australis*) transfere efetivamente metais pesados das raízes para as folhas e, portanto, é considerado um hiperacumulador provando uma vantagem no tratamento das águas residuais.

Tang *et. al.*, (2019) avaliaram o tratamento de águas residuais contaminadas com o pesticida clorpirifós em WCFV com diferentes espécies de macrófitas (*Cyperus alternifolius* Willd. ex Kunth; *Canna indica* L; *Iris pseudacorus* L; *Juncus effusus* Pollish and *Typha orientalis* C. Presl.) os resultados mostraram que não houve diferença significativa nos valores de remoção de poluentes entre macrófitas, mas houve um aumento substancial quando comparado ao sistema controle sem macrófita. O sistema macrófita apresentou 98% de remoção de poluentes. Os autores também observaram que sistemas contendo macrófitas com maior biomassa e evapotranspiração aceleraram o processo de remoção de poluentes de modo que as principais vias de remoção de poluentes foram a sorção e a biodegradação, representando respectivamente 65 a 86% e 8 a 34% da eficiência total de remoção.

Ghisleni, e Souza, M. (2018) investigaram a eficácia de um sistema WCFV com *Typha latifolia* para tratar efluentes domésticos. O sistema foi operado com uma TAH de 40 mm.d⁻¹. Os resultados mostraram que o sistema foi eficaz na remoção de poluentes, com taxas de remoção de 94% para DQO, 90% para DBO, 75% para sólidos suspensos e 85% para fósforo. A vegetação contribuiu significativamente para a remoção de nutrientes, especialmente através da interação entre as raízes das plantas e o biofilme na rizosfera.

Liu, H., Zhang, X., e Zhang, X (2020) avaliaram um sistema WCFV plantado com *Phragmites australis* para tratar efluentes domésticos. O sistema operou com uma TAH de 50 mm.d⁻¹ e uma carga hidráulica de 0,12 m³/m²/d. O sistema obteve remoções médias de 90% para nitrogênio total, 85% para fósforo total, e 80% para DBO. A vegetação, especialmente as raízes de *Phragmites australis*, teve um papel importante na remoção de nutrientes, principalmente em áreas de rizosfera, onde a nitrificação e desnitrificação ocorreram de forma intensiva.

Al-Amoudi e Jamil, M. (2019) analisaram a eficiência de *Canna indica* em um sistema WCFV para tratar efluentes de águas residuais. A TAH foi mantida em 25 mm.d⁻¹ e o sistema foi monitorado por 6 meses. A pesquisa indicou que *Canna indica* foi eficiente na remoção de nutrientes, com taxas de remoção de 95% para fósforo, 88% para nitrogênio amoniacal e 70% para sólidos suspensos. A vegetação ajudou a melhorar a remoção de contaminantes, e a interação das raízes com o substrato favoreceu processos de adsorção e biotransformação.

Brix, H., e Schierup, H. (2017) avaliaram a eficiência de um WCFV plantado com *Scirpus validus* no tratamento de efluentes domésticos. O sistema operou com uma TAH de 60 mm.d⁻¹, e os resultados mostraram que as taxas de remoção foram bastante satisfatórias, com 92% de remoção de DQO, 85% de remoção de sólidos suspensos e 80% de remoção de nitrogênio total. A vegetação, especialmente as raízes de *Scirpus validus*, ajudou a melhorar a oxigenação do substrato e a criar condições ideais para os processos microbiológicos de remoção de nutrientes.

3.5 INFLUÊNCIA DA TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA (TAH) NA EFICIÊNCIA DE WCFV

A TAH é um dos principais parâmetros operacionais em WC. Ela representa a quantidade de efluente aplicada por unidade de área do sistema em um determinado período e influencia diretamente a eficiência do tratamento, afetando o tempo de retenção hidráulica, a remoção de poluentes e a adaptação da vegetação aquática. A definição adequada da TAH é essencial para garantir a remoção eficiente de matéria orgânica, nutrientes e patógenos, evitando sobrecarga hidráulica e garantindo o equilíbrio do ecossistema dentro do sistema de tratamento (Kadlec & Wallace, 2009).

A TAH, dada pela Equação [Eq 1], é um parâmetro bastante utilizado como referência para o dimensionamento de WC's com alimentação intermitente.

$$TAH = \frac{Q_a}{A_{Total}} \quad \text{Eq1}$$

Em que:

TAH = Taxa de Aplicação Hidráulica média [$\text{m}^3 \text{ m}^2 \text{ d}^{-1}$]

Q_a = Vazão afluente ao sistema [$\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$]

A_{Total} = Área total do sistema [m^2]

Seu monitoramento operacional é fundamental em estações de tratamento envolvendo WCFV. Alguns pontos são fundamentais para determinação da TAH: Características construtivas dos WCFV, como a forma geométrica, o tamanho da unidade, a relação comprimento/largura e o tipo de meio suporte adotado, determinam as características hidrodinâmicas dos WCFV (Sezerino *et al.*, 2018).

Molle *et al.*, (2004 e 2006) avaliaram a influência de diferentes TAH sobre a eficiência do tratamento em WCFV. Identificaram que taxas elevadas podem comprometer a remoção de matéria orgânica e nutrientes devido à sobrecarga hidráulica, reduzindo a capacidade de oxigenação do meio filtrante.

Bui *et al.*, (2018) compararam diferentes TAH e tempos de detenção hidráulica (TDH), demonstrando que taxas mais baixas promovem melhor eficiência na remoção de contaminantes, enquanto taxas mais altas aumentam o risco de caminhos preferenciais, sem haver infiltração uniformemente, reduzindo o contato do efluente com o meio filtrante. As taxas consideradas baixas estavam na faixa de 20 a 50 mm.d^{-1} , enquanto as taxas altas ultrapassavam 200 mm.d^{-1} .

Prost-Boucle e Molle (2012) concluíram que a nitrificação foi prejudicada com a aplicação de TAH acima de 700 mm.d^{-1} , principalmente no inverno, mas a remoção de SST não foi influenciada pela TAH. As concentrações de DQO não variam com a TAH mas estas influenciam nos processos de conversão do nitrogênio (Kantawanichkul, *et al.*, 2009). Conforme o exposto, a TAH deve ser definida conforme o objetivo de tratamento e a configuração de WCFV adotada.

Paing *et al.*, (2015) em investigação da TAH no desempenho de diferentes WC's, reportaram que houve melhora da qualidade do efluente em termos de DQO e NTK durante período chuvoso em relação ao período seco, em virtude da diluição do afluente. Contudo, quando a TAH ultrapassava 600 mm.d^{-1} , a remoção desses parâmetros era reduzida.

Kotisia. *et al.*, (2020) avaliaram doze sistemas WCFV idênticos construídos em recipientes plásticos cilíndricos modificados (diâmetro: 0,38 m, altura: 0,80 m) para

tratamento de esgoto doméstico com duas TAH de 74 mm e 110 mm.d-1 e após um ano de operação os sistemas mantiveram a qualidade de filtração tanto na taxa mais baixa quanto na alta. De acordo com os achados deste trabalho foi seguro assumir que o sistema opera com um TAH de 110 mm.d-1, em condição de um sistema amadurecido.

Pelissari, C. *et al.*, (2017) compararam as condições operacionais do WCFV quanto a espécies oxidantes de amônia e desnitrificantes presentes. Para isso os autores variaram a TAH em função de três períodos operacionais: Período I (130 g DQO m⁻² d⁻¹ ; 375 mm d⁻¹ ; ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias), Período II (80 g DQO m⁻² d⁻¹ ; 375 mm d⁻¹ ; ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias) e Período III (40 g DQO m⁻² d⁻¹ ; 133 mm d⁻¹ ; alimentação diária) ao fim do estudo constatou que as bactérias desnitrificantes foram identificadas mais ativas na superfície, quando o WCFV operou com alta carga orgânica. Com menor carga orgânica aplicada, uma maior atividade desnitrificante passou a ser identificada no fundo do wetland.

Mazucato *et. al.*, (2020) realizaram uma pesquisa avaliando o comportamento inicial em um start-up de um sistema piloto de WCFV de 12 m² operado com TAH de 114 mm d⁻¹, na remoção de nitrogênio do esgoto doméstico pré tratado com reator UASB da Estação de Tratamento de Esgoto Los Angeles. Nesse estudo houve remoção do nitrogênio total em 40,83%, ao mesmo tempo em que se observa a formação de óxidos de nitrogênio (NO₂⁻ e NO₃⁻) indicando a ocorrência de nitrificação (acima de 95%) e desnitrificação dentro do WCFV, o que configurou sucesso na configuração hidráulica aplicada ao sistema.

Visto que a TAH desempenha um papel fundamental na eficiência e no funcionamento do WCFV. O fluxo intermitente típico desses sistemas permite períodos secos entre as aplicações do efluente, promovendo a reoxigenação do meio filtrante e mantendo a eficiência do tratamento ao longo do tempo (Molle *et al.*, 2006). No entanto, taxas elevadas de aplicação podem levar a desafios operacionais, como a colmatação do leito filtrante, que ocorre devido ao acúmulo de sólidos suspensos e matéria orgânica. Para minimizar esse problema, recomenda-se a utilização de pré-tratamentos, como tanques sépticos ou reatores UASB, além do uso de camadas filtrantes bem projetadas e aplicações intermitentes do efluente (Álcaez *et al.*, 2008; Kadlec & Wallace, 2009). Assim, a escolha adequada da TAH é essencial para

equilibrar a remoção eficiente de poluentes e a longevidade do sistema.

Molle (2014) enfatiza que o carregamento orgânico e hidráulico, juntamente com as condições operacionais, deve favorecer a mineralização do lodo, caso contrário, ocorrerá empoçamento nas unidades e limitação na transferência de oxigênio. De acordo com Molle *et al.*, (2008), a sobrecarga hidráulica, ainda que com mesma carga orgânica, diminui a eficiência do sistema. Além de diminuir o tempo de percolação no meio. Já as sobrecargas orgânicas podem aumentar o consumo de oxigênio.

A Taxa de Carregamento Orgânico (TCO), influencia diretamente a remoção de matéria orgânica, nutrientes e outros contaminantes. A TCO é geralmente expressa em gramas de DQO por metro quadrado por dia ($\text{g DQO/m}^2.\text{d}$) e é determinada pela combinação entre a taxa de aplicação hidráulica (TAH) e a concentração de matéria orgânica no efluente (DQO ou DBO) (Kadlec; Wallace, 2009)

A TCO permite uma avaliação mais precisa do impacto da matéria orgânica no sistema de WCFV, pois a TAH (mm/dia ou $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{dia}$) informa apenas o volume de efluente aplicado ao sistema, mas não considera a carga de poluentes presentes no efluente. A TCO ($\text{g DQO/m}^2.\text{d}$) relaciona a carga orgânica aplicada à superfície do filtro, permitindo avaliar o potencial de degradação da matéria orgânica e a capacidade do sistema em evitar colmatção, queda na remoção de poluentes e problemas operacionais.

Os requisitos hidráulicos dos WCFV são fundamentais para seu desempenho e longevidade. O controle da TAH, TCO, estrutura do leito filtrante, distribuição uniforme do fluxo e prevenção da colmatção são fatores essenciais.

3.6 MATERIAL FILTRANTE NO WCFV

A escolha do material filtrante de WC deve estar relacionada com o objetivo de tratamento, levando-se em consideração o efluente de entrada e a finalidade com o efluente de saída. O material filtrante tem a função de sustentação das macrófitas, aderência do biofilme e é o agente responsável pelo tratamento do esgoto nos WC's. Está envolvido na maioria das reações bioquímicas que se desenvolvem no interior dos WC's, pelo fato de atuar como suporte para o desenvolvimento do biofilme microbiano, além de realizar o processo de sorção de poluentes sobre seus grãos

(Sezerino, 2018).

Os materiais típicos utilizados como meio filtrante em WCFV são areia e cascalho, escolhidos devido a suas propriedades físicas e químicas. A areia é tradicionalmente utilizada por apresentar alta capacidade de retenção de partículas finas e sólidos suspensos, além de proporcionar uma grande área superficial para o desenvolvimento do biofilme. Já o cascalho é empregado principalmente para garantir a drenagem eficiente e evitar o acúmulo excessivo de água, o que poderia causar entupimentos e prejudicar o fluxo vertical do sistema (Kadlec & Wallace, 2009).

A combinação desses materiais cria um meio filtrante com boas propriedades hidráulicas, permitindo uma infiltração uniforme do efluente e um tempo de detenção suficiente para os processos biológicos e físico-químicos necessários para o tratamento (Álvarez *et al.*, 2008). Além disso, a escolha desses materiais considera sua ampla disponibilidade e baixo custo, tornando- os ideais para projetos de WC, especialmente em países em desenvolvimento.

O material filtrante deve apresentar características granulométricas com pequenas diferenças de escala. Além disso, foi observado que os materiais com uma curva granulométrica semelhante, mas com formas e propriedades de agregação diferentes, podem ter permeabilidades diferentes (DWA, 2017).

Nesse contexto, a granulometria e o coeficiente de não desuniformidade (Cu) são parâmetros essenciais que devem ser determinados para o dimensionamento e desempenho do leito filtrante.

Fatores importantes na definição da granulometria em WC:

- Eficiência na filtração: Materiais com granulometria menor (como areia fina) têm maior capacidade de reter sólidos suspensos e partículas finas presentes no efluente (Kadlec & Wallace, 2009).
- Prevenção de colmatção: Granulometria adequada reduz o risco de entupimento ao equilibrar a retenção de partículas e a capacidade de drenagem. Camadas de granulometria crescente (areia fina na superfície e cascalho grosso na base) são frequentemente utilizadas para evitar colmatção (Álvarez *et al.*, 2008).
- Distribuição uniforme do fluxo: Uma granulometria homogênea permite que o efluente flua uniformemente, maximizando o contato com o biofilme e a remoção de poluentes.

A análise granulométrica é realizada por peneiramento ou sedimentos em

suspensão, e seus resultados devem atender aos requisitos hidráulicos do sistema. Estudos como os de Molle *et al.*, (2005) enfatizam a importância de definir uma granulometria compatível com as características do efluente e os objetivos de tratamento.

O (Cu) é usado para avaliar a distribuição granulométrica do meio filtrante, indicando o grau de homogeneidade do material. Este coeficiente é definido pela equação [Eq 2]:

$$Cu = \frac{D_{60}}{D_{10}} \quad \text{Eq2}$$

Onde:

D_{60} é o diâmetro correspondente a 60% do material acumulado na curva granulométrica (peneiramento).

D_{10} é o diâmetro correspondente a 10% do material acumulado.

O sistema WCFV, apesar de ser de simples operação e manutenção, requer estudos primários quanto a escolha do material filtrante, bem como a vegetação. Nas modalidades de WCFV, as tubulações de distribuição devem ser posicionadas de maneira que o esgoto seja aplicado uniformemente por toda a superfície. Para melhorar o desempenho na remoção de poluentes, é aconselhável que as tubulações fiquem sobre a superfície da unidade, permitindo que o efluente seja aspergido durante sua aplicação. Isso aumenta a incorporação de oxigênio no material filtrante da unidade de tratamento (Sezerino, 2018).

Cirne (2014) avaliou a influência da granulometria dos materiais filtrantes e das taxas de filtração na eficiência do tratamento de água por dupla filtração. Os resultados mostraram que filtros com granulometria mais fina apresentaram maior remoção de turbidez e cor aparente, enquanto taxas de filtração mais elevadas reduziram a eficiência e o tempo de operação contínua. Além disso, a pré-oxidação melhorou a remoção de cor e foi essencial para a eliminação de cianotoxinas. O estudo concluiu que a escolha adequada da granulometria e das taxas de filtração é fundamental para otimizar o desempenho do sistema.

Cunha e Queiroz, (2017) estudaram filtros compostos por materiais como areia, brita e argila expandida, com diferentes granulometrias, para determinar como a variação do tamanho das partículas influencia na eficiência de remoção de sólidos presentes no esgoto sanitário. Os resultados mostraram que a granulometria do

material filtrante afeta significativamente a eficiência do filtro, influenciando parâmetros como a taxa de filtração e a capacidade de remoção de sólidos do efluente.

Carballeira T.; Ruiz, I.; Soto M., (2021) avaliaram o desempenho de WCFV subsuperficial utilizando diferentes materiais filtrantes, como areia fina (1- 3 mm) e cascalho fino (2-6 mm). Os resultados indicaram que a configuração com areia fina proporcionou maiores eficiências de remoção de sólidos suspensos totais e demanda bioquímica de oxigênio, sugerindo que a granulometria do material filtrante pode influenciar significativamente a eficácia do tratamento em WC.

3.7 USO DE WCFV NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES DE REATOR UASB

A associação do reator UASB ao sistema WCFV é uma realidade aplicada tanto para estudos em escala piloto como em escala real para sistema de tratamento de efluentes. Os resultados globalmente são promissores quando o objetivo é o reuso do efluente tratado.

Tufaner (2018) utilizou um método de tratamento que compreende UASB seguido por um WCVF. A eficiência de remoção variou de 80 a 93% para DQO e DBO, cerca de 92–98% de fósforo total (TP) e nitrogênio Kjeldahl total (NTK) e, exceto Hg (aproximadamente 83%), a remoção de metais pesados foi superior a 90%. Na mesma pesquisa investigou a atuação da vegetação (utilizou *Lemna minor*) no WCFV quanto ao fator de bioconcentração desses metais pesados, o estudo concluiu que a presença de vegetação nos WCFV contribuiu significativamente para a remoção desses contaminantes. A planta demonstrou uma notável capacidade de acumular esses metais em seus tecidos, resultando em altos fatores de bioconcentração.

Outro estudo foi realizado com o objetivo de avaliar o potencial de WCFV na remoção de matéria orgânica, nutrientes, microrganismos patogênicos e 12 antibióticos de águas negras previamente tratadas por UASB. Os resultados demonstraram o potencial de WCFV como uma tecnologia adequada para pós- tratamento de águas residuais domésticas segregadas (águas negras digeridas anaerobicamente). Foi alcançada uma redução eficiente de DQO, DBO, nitrogênio total e fósforo total (74, 93, 50 e 61%, respectivamente) (Sakarai, 2021).

Um estudo comparando o uso e a ausência do WCFV como pós- tratamento

aos reatores UASB verificou que quando as tecnologias foram utilizadas separadamente, não atingiram a qualidade da água para atender aos requisitos indianos de reuso. Porém, a capacidade de remoção do reator UASB aliada ao pós-tratamento WCFV atingiu até 98% de remoção em relação aos parâmetros de matéria orgânica e a água poderia ser reaproveitada para fins não potáveis. Associar o uso de reatores UASB a WC pode trazer as vantagens de sistemas de tratamento com baixíssimo consumo de energia, baixo custo operacional e pequena produção de lodo (Álvarez, 2008; Comino; Riggio; Rosso, 2013).

Um estudo avaliou três sistemas WCFV operados com efluentes de reator UASB durante três anos, observando eficiências de remoção de matéria orgânica entre 70% e 86%, com efluentes apresentando DQO média de 60 mg/L (De Souza, *et al.*, 2004). Além disso outra pesquisa investigou a influência da saturação do fundo em WCFV preenchidos com brita, evidenciando melhorias na remoção de nitrogênio em comparação com sistemas não saturados (Baggiotto, 2022). Esses estudos ressaltam a eficácia dos WCFV no aprimoramento da qualidade de efluentes domésticos tratados em reatores UASB.

3.8 PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES UTILIZANDO FILTRAÇÃO

A filtração, quando utilizada como etapa complementar ao tratamento secundário, desempenha um papel fundamental na melhoria da qualidade dos efluentes domésticos. Segundo Metcalf e Eddy (2013) as características primárias que influenciam o desempenho da filtração são o diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade. Estes parâmetros afetam o tempo de retenção do líquido que passa através do leito filtrante.

Filtração rápida geralmente opera com taxas de filtração entre 60 e 360 m³/m²/dia (Metcalf; Eddy, 2014; Who, 2017). No entanto, estudos mostram que é possível alcançar taxas de até 600 m³/m².d⁻¹ sem comprometer a qualidade do efluente filtrado, desde que sejam ajustadas a granulometria e a espessura do meio filtrante. Esse tipo de filtração é utilizado para remoção de turbidez e sólidos suspensos e frequentemente requer coagulação e floculação prévias para eficiência ideal.

Os filtros rápidos de areia demandam menos esforço operacional devido à sua capacidade de tratar grandes volumes de efluente e são mais adequados para águas com alta turbidez. Contudo, seus custos de operação e manutenção são superiores aos dos filtros lentos, principalmente em razão da maior complexidade no controle do sistema e nos processos de retrolavagem (Spellman, 2014).

Filtração lenta é caracterizada por taxas muito menores, geralmente entre 2 e 5 m³/m²/dia (Metcalf; Eddy, 2014). No entanto estudos que mostram uma ampla variação nas taxas de filtração lenta, dependendo das características do meio filtrante, da qualidade do efluente e do objetivo do tratamento. Estudos como os de Campos (2002) indicam que sistemas de filtração lenta com camadas modificadas (areia ou carvão ativado) podem operar entre 8 e 15 m³/m²/dia mantendo características típicas da filtração lenta, como remoção biológica de matéria orgânica e patógenos.

Para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios, alguns estudos relatam o uso de taxas entre 10 e 15 m³/m²/dia ainda classificadas como filtração lenta, pois há tempo suficiente para os processos físicos e biológicos ocorrerem. Um exemplo disso é o estudo de Tavares *et al.* (2017), que aplicaram uma taxa de 12 m³/m²/dia em filtros de areia para pós-tratamento de UASB e conseguiram remoções de DBO acima de 70%.

A filtração lenta é uma tecnologia relativamente simples, eficiente e sustentável utilizada no tratamento de efluentes (Pfannes *et al.*, 2015), que não é necessário utilizar coagulantes químicos e é indicada para locais que não possuem mão de obra especializada, visto que é de simples construção, operação e manutenção. Esse método consiste na passagem do efluente por uma camada de material granular, em baixa velocidade, permitindo a remoção gradual de sólidos suspensos, matéria orgânica e micro-organismos. Os principais fatores que influenciam o desempenho dos filtros lentos, na remoção de microrganismos, são: taxa de filtração, espessura do meio filtrante, tamanho dos grãos e idade da camada biológica (Di Bernardo *et al.*, 1999).

As principais vantagens do uso da filtração lenta são: a) a facilidade operacional, não exigindo mão de obra especializada; b) a não utilização de coagulantes químicos que leva à ausência de resíduos tóxicos e menores volumes de resíduo, com facilidade de disposição no ambiente; c) menores custos e facilidades de construção e manutenção.

Quanto as principais desvantagens do sistema de filtração lenta, são: a) a qualidade da água bruta, principalmente quanto à presença de sólidos que podem colmatar o filtro e b) o risco de congelar no inverno, em certas localidades. Essas desvantagens podem ser compensadas quando a tecnologia é aplicada a pequenas localidades.

A baixa adoção dessa tecnologia pode ser atribuída à falta de conhecimento especializado, em relação à sua simplicidade, manutenção e às limitações da água bruta. Isso tem levado à preferência por outras tecnologias que são frequentemente vistas como mais modernas.

Entre as principais configurações de filtros lentos, existem filtros projetados para tratamento coletivo de água ou efluente residual, que podem ser combinados com etapas de diferentes materiais granulares, formando um processo de filtração lenta dupla.

Entre as tecnologias de filtração destacam-se os sistemas de filtração dupla (DF) e filtração tripla (TF). Esses métodos têm sido investigados como opções para o pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, visando ser mais econômicos e viabilizando o reuso da água tratada (Silva, *et al.*, 2019).

3.8.1 Filtros de Areia

Segundo a revisão de Khan *et al.* (2011), diversos pesquisadores do Oriente Médio investigaram o uso da filtração lenta em areia para o pós- tratamento de efluentes provenientes exclusivamente de reatores aeróbios, com o objetivo de remover DBO, material particulado e coliformes totais. No entanto, quando se trata do pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, a literatura disponível sobre filtração ainda é limitada.

Os filtros de areia podem ser classificados em dois grupos principais: filtros de gravidade e filtros de pressão. Ambos funcionam com os mesmos princípios básicos, mas os filtros de pressão operam sob altas pressões, com uma taxa de filtração de até $900 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}^{-1}$. Eles são mais adequados para o tratamento de águas com baixa turbidez e cor (Pinto, 2020).

De acordo com a NBR 12216/1992 (ABNT, 1992), os filtros de gravidade geralmente operam com taxas de filtração que variam entre 120 e $180 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}^{-1}$ para filtros de camada simples e até $360 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}^{-1}$ para filtros de camada dupla para

filtração rápida. A espessura do meio filtrante pode ser de 45 cm para filtros de areia em camada simples e de 25 cm (areia) mais 45 cm (antracito) para filtros de camada dupla.

A principal função desses filtros é a clarificação da água, reduzindo a turbidez e removendo grande parte dos sólidos suspensos totais (SST). Durante o processo, os sólidos são retidos nos espaços vazios e na superfície do meio filtrante. A remoção ocorre por mecanismos físicos e químicos, o que significa que a concentração bacteriana no efluente ainda pode ser elevada, exigindo uma etapa adicional de desinfecção para aplicações que demandam um alto padrão de qualidade (Braga *et al.*, 2007; Metcalf e Eddy, 2013; Lima e Capelo, 2015).

Filtros de areia são comumente utilizados em esquemas de combinações de tecnologias de tratamento de água e efluente, por exemplo, Tonetti, *et. al.*, (2020) avaliou o uso de reatores anaeróbios e tanque séptico a um filtro de areia no tratamento de esgoto doméstico em Campinas (São Paulo – Brasil), nesse estudo observou-se que ao associar o tanque séptico ao filtro anaeróbio preenchido com cascas de coco verde, e ao filtro de areais dobrou o tempo de entupimento para 20 semanas. A menor manutenção em relação ao entupimento pode ter sido ocasionada pela diminuição em $70 \pm 11\%$ na concentração de sólidos suspensos propiciada pelo filtro anaeróbio. O efluente gerado sempre apresentou baixos valores de turbidez (<10 NTU) e DBO $9 < 17 \text{ mg L}^{-1}$). O estudo fortalece o potencial do filtro de areia como uma etapa colaborativa, viável e sustentável no tratamento de efluentes.

Em um estudo piloto conduzido por Tonon *et al.* (2015), filtros de areia foram utilizados com taxas de aplicação superiores a $500 \text{ L.m}^2.\text{d}^{-1}$ para o tratamento de efluente anaeróbio. O líquido final apresentou concentrações de oxigênio dissolvido (OD) acima de 6 mg.L^{-1} , turbidez inferior a 2 UNT, valores de DQO abaixo de $80 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$, DBO não excedendo 31 mg.L^{-1} , além de alcançar uma completa nitrificação.

O pós-tratamento de efluente doméstico de reator anaeróbio utilizando filtração direta em areia com fluxo descendente, apresentou efluentes com DQO entre 31 e 73 mg/L , turbidez entre 9 e 29 UNT e sólidos suspensos totais entre 9,1 e $19,3 \text{ mg/L}$ (Florencio; Bastos; Aisse, 2006).

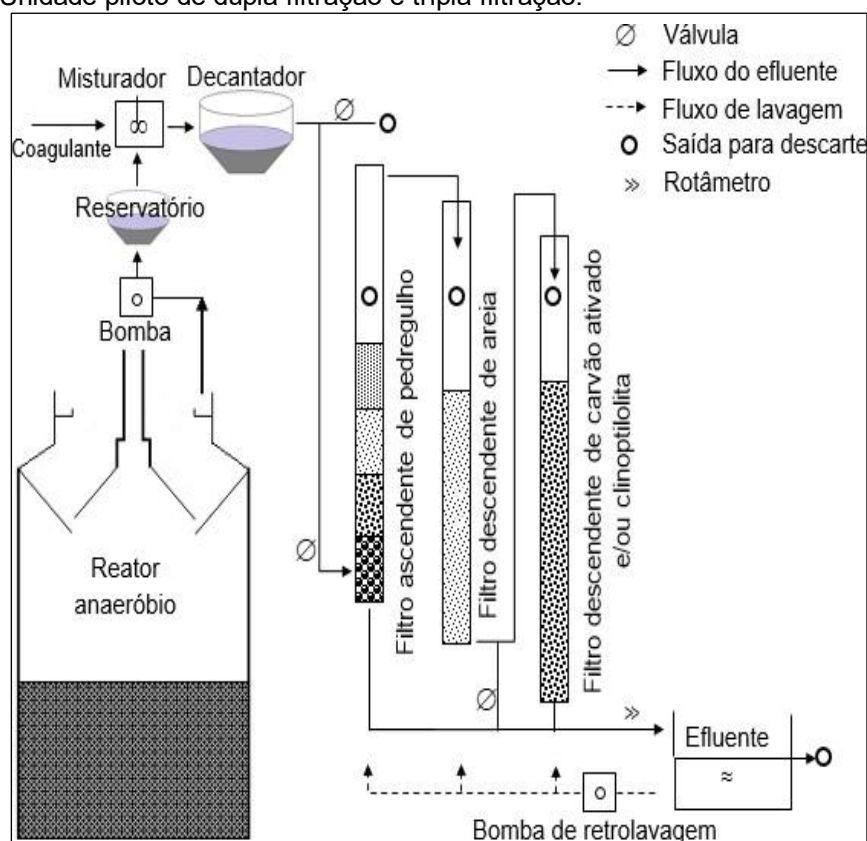
A DF consiste em um filtro ascendente de pedregulho ou areia grossa seguido por um filtro descendente de areia uniforme ou outros materiais filtrantes

(Queiroz *et al.*, 2018). O estudo conduzido por Cavallini *et al.* (2016) avaliou a eficácia de um sistema de pós-tratamento para efluentes de reatores anaeróbios (UASB), combinando coagulação/oxidação com ácido peracético (PAA) e cloreto férrico (FC), seguida de DF composta por filtro ascendente de cascalho e filtro descendente de areia. Os resultados mostraram remoção completa de SST, redução da turbidez superior a 90% e remoção quase total de fósforo total. O sistema proposto recuperou 65% do efluente, considerando o volume utilizado na retrolavagem dos filtros.

E ainda existe a possibilidade de se adicionar mais uma etapa configurando uma unidade de tripla filtração (TF). A TF foi proposta para o pós- tratamento de efluente UASB, através coagulação, sedimentação e filtração rápida ($120 \text{ m}^3.\text{m}^2/\text{dia}$) composta de pedregulho, areia, clinoptilolita e /ou carvão ativado após foi realizada à desinfecção do efluente com ácido peracético e hipoclorito de cálcio. Nessas condições o efluente tratado apresentou DQO, DBO, turbidez, $\text{SST} < 1,0 \text{ mg/L}$, amônia, PT e surfactantes $< 0,1 \text{ mg/L}$. A utilização do cloro livre e do ácido peracético eliminou os coliformes fecais e totais. Assim, este sistema possibilitou uma obtenção de aproximadamente 91% de água recuperada (Silva *et al.*, 2022).

Em outro estudo, com o mesmo sistema de TF, Silva *et al.*, (2019) estudaram o pós-tratamento de efluentes de reator UASB, utilizando a coagulação/decantação como etapa preliminar para obter água de reuso. A TF consistia em uma filtração ascendente por pedregulhos, seguida por uma filtração descendente de areia, e finalizada por um filtro descendente de carvão ativado e/ou zeólita (clinoptilolita) (Figura 6). Este sistema conseguiu remover entre 94% e 95% de DBO e DQO, 100% do fósforo total e do Sulfonato Alquilato Linear, e 99% da turbidez. E assim obter água de reuso para agrícola segundo as diretrizes da agência americana de proteção ambiental (EPA).

Figura 6 - Unidade piloto de dupla filtração e tripla filtração.



Fonte: Da Silva; Campos, 2020.

Alnahhal *et. al*, (2023) avaliaram a eficiência de um sistema de pós-tratamento utilizando filtração lenta em areia para efluentes de esgoto. O sistema demonstrou reduções de 70% na DBO, 60% na DQO, 79,5% nos níveis de coliformes fecais e 53% nos SST. Apesar dessas melhorias, a presença de poluentes biológicos residuais ainda limitou a adequação da água para aplicações de reuso agrícolas.

Tyagi *et. al*, (2009) investigou a filtração lenta com areia como pós-tratamento para efluentes de reatores UASB. Utilizando uma taxa de filtração de 3,36 m³.m²/dia e areia com tamanho efetivo de 0,43 mm, o sistema alcançou remoções de 91,6% de turbidez, 89,1% de sólidos suspensos, 77% de DQO, 85% de DBO, 99,95% de coliformes totais e fecais, e 99,99% de estreptococos fecais.

Langenbach *et. al*, (2021) exploraram a filtração lenta em areia de efluentes de clarificadores secundários visando o reuso de águas residuais. Os filtros eliminaram entre 1,9 e 3,0 log¹⁰- unidades de *E. coli* e entre 1,9 e 3,0 log¹⁰- unidades de enterococos, atingindo concentrações de 11-142 CFU/100 mL para *E. coli* e 2-24 CFU/100 mL para enterococos. Além disso, removeram 70-84% dos SST, com

concentrações finais de 1,2-2,3 mg/L e turbidez de 0,5-0,8 UNT.

Paterniani *et al.*, (2011) avaliou a eficiência de filtros lentos compostos por areia e carvão ativado na remoção de coliformes totais e *E. coli* em efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. Os resultados mostraram que o filtro com carvão ativado apresentou redução significativa na concentração bacteriológica, embora os valores finais ainda exigissem desinfecção adicional para atender aos padrões desejados.

3.8.2 Filtros de Carvão Ativado Granular

Çeçen e Aktaş (2012) definem o carvão ativado como "uma ampla variedade de materiais de carbono amorfo desenvolvidos de forma a apresentar alta porosidade e uma extensa área superficial". Além disso, todas as impurezas não carbonáceas são eliminadas, e a superfície do material passa por um processo de oxidação térmica. Após a carbonização, o material é ativado por meio da exposição a gases oxidantes, como vapor d'água e CO₂, em altas temperaturas. Esse processo gera uma estrutura com poros de tamanhos específicos, aumentando a área superficial interna onde ocorre a adsorção. Os poros formados são classificados em três categorias: (i) macroporos, com dimensões superiores a 25 nm; (ii) mesoporos, que variam entre 1 nm e 25 nm; e (iii) microporos, menores que 1 nm (Metcalf e Eddy, 2013; Cavalcanti, 2016).

O uso do carvão ativado é considerado uma tecnologia vantajosa para o tratamento de águas e efluentes, devido à sua versatilidade e à ausência de adição de substâncias prejudiciais à água tratada (Desilva, 2000).

O carvão ativado é amplamente reconhecido por sua eficácia na remoção de diferentes classes de contaminantes presentes em água potável e efluentes industriais. No caso do pós-tratamento de efluentes provenientes de reatores anaeróbicos com membrana, a adsorção por carvão ativado tem sido estudada como um dos métodos mais eficientes para eliminar compostos orgânicos dissolvidos (Huang *et al.*, 2019; Vyrides; Conteras; Stuckey, 2010).

Este material é ideal para processos de adsorção devido à sua alta porosidade, extensa área superficial e reatividade significativa. Além disso, é economicamente viável devido à disponibilidade abundante e confiável dos materiais utilizados em sua produção (Arena; Lee; Clift, 2016).

O carvão ativado se destaca por sua capacidade de remoção de matéria orgânica, alcançando 84% de redução na DQO. Esse desempenho supera os valores obtidos por outras tecnologias, como membranas de ultrafiltração, coagulação/floculação e adsorventes poliméricos, cujas remoções de DQO variam entre 32% e 75% (Trzcinski; Ofoegbu; Stuckey, 2011).

Fu et al. (2018) avaliaram sua aplicação após o tratamento biológico convencional e observaram uma eficiência superior a 90% na remoção de compostos como pesticidas, fármacos e hormônios, além de uma redução significativa na DQO. O sistema também contribuiu para melhorar a qualidade microbiológica e organoléptica do efluente, sendo indicado para atender padrões rigorosos de descarte ou reuso, como irrigação ou recarga de aquíferos.

Linhares, (2017) avaliou a eficiência de filtros granulares compostos por areia e carvão ativado no pós-tratamento de efluentes anaeróbios. O sistema apresentou remoções médias de 90% para DQO, 95,9% para sólidos suspensos, 91,6% para turbidez e 99,6% para coliformes totais e *E. coli*, operando com uma taxa de filtração de 60 m³.m²/dia. Esses resultados destacam a eficácia do carvão ativado na melhoria da qualidade dos efluentes tratados.

Altman et al. (2016) conduziram um estudo em escala piloto utilizando filtros de carvão ativado granular para o pós-tratamento de efluentes, com o objetivo de remover fósforo e contaminantes emergentes. Os resultados mostraram uma remoção de 85% do fósforo total, além da eliminação completa dos 15 contaminantes emergentes analisados nos primeiros 50 dias de operação.

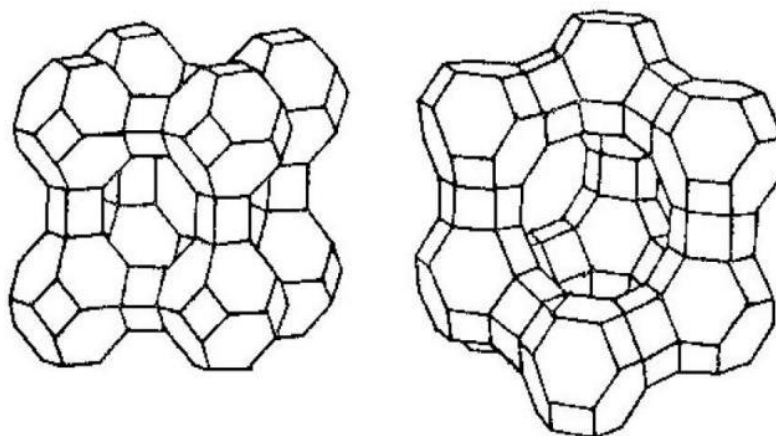
3.8.3 Filtros de Zeólitas

As zeólitas são aluminossilicatos, estruturas cristalinas tetraédricas de [SiO₄] e [AlO₄], ligadas pelos vértices através do compartilhamento de seus átomos de oxigênio. Sua estrutura da rede tridimensional possui carga negativa, que é compensada por cátions de metais alcalinos e alcalino terrosos (Jiang et al., 2016). Essas características favorecem o processo de troca catiônica, motivo pelo qual as zeólitas são amplamente utilizadas em várias aplicações tais como: adsorção, catálise, indústria da construção, agricultura e tratamento de solos e água (Yuna, 2016).

As zeólitas podem se formar a partir da precipitação de fluidos, como em

processos hidrotermais, ou pela alteração de vidros vulcânicos. Elas possuem uma estrutura com canais e cavidades interligados em escala molecular (Figura 7), onde estão presentes íons de compensação, moléculas de água, outros adsorvatos e sais. Podem ser encontradas em amígdalas e/ou fraturas de rochas ígneas, especialmente em rochas vulcânicas básicas, como o basalto, além de ocorrerem em rochas metamórficas de baixo grau e sedimentares. Sua estrutura microporosa proporciona uma área de superfície interna significativamente maior em comparação à superfície externa (Shinzato, 2007; Luz, 1995).

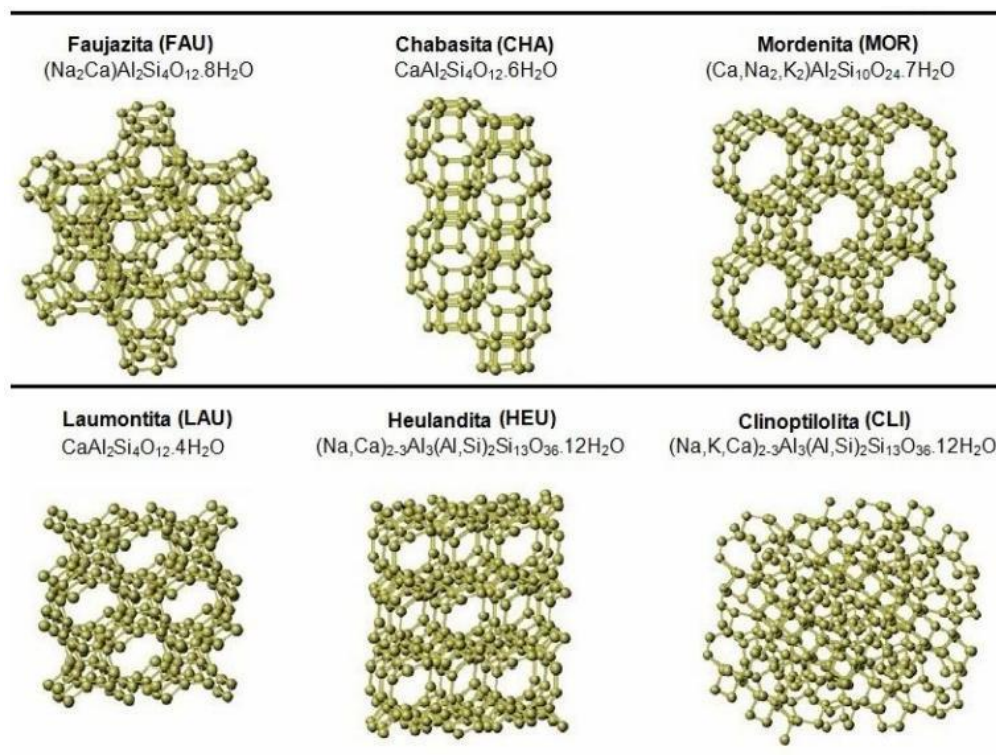
Figura 7 - Modelo tridimensional da estrutura de um mineral do grupo da zeólita.



Fonte: AGUIAR, NOVAIS, GUARINO, 2002.

Existem cerca de 40 espécies de Zeólitas conhecidas no mundo, porém apenas algumas espécies são largamente exploradas e utilizadas (Figura 8), como a Faujazita, chabazita, mordenita, laumonita, Heulandita e a clinoptilolita, a qual é a mais abundante de todas as espécies de Zeólitas (Luz, 1995; Shinzato, 2007; Montégut *et al.*, 2016).

Figura 8: Exemplos de zeólitas e suas respectivas fórmulas químicas e representações estruturais.



Fonte: OLIVEIRA, C. R., 2006.

As zeólitas possuem duas principais propriedades, uma delas é a uniformidade de tamanho de seus poros em função do seu alto grau de cristalinidade, logo, ocasionando em uma maior seletividade (Aguilar, Novaes, Guarino, 2002). A outra importante propriedade é a elevada capacidade troca catiônica (CTC). A CTC é uma medida da quantidade de cátions, por unidade de peso, que um material pode adsorver e trocar por outros cátions. Esse processo gera um desequilíbrio nas cargas elétricas. Para neutralizar essas cargas, existem cátions trocáveis que ficam eletrostaticamente fixos ao longo das superfícies e entre as camadas estruturais do material (Resende, Monte, Paiva, 2008; Aguilar, Novaes, Guarino, 2002; Inglezakis, 2005).

A estrutura da clinoptilolita apresenta três tipos de canais. Dois desses canais são paralelos, formados por anéis de SiO/AlO com dez e oito membros, enquanto o terceiro consiste em anéis de oito membros orientados na vertical. Dentro desses canais, os cátions hidratados podem ocupar diferentes posições (Figura 9):

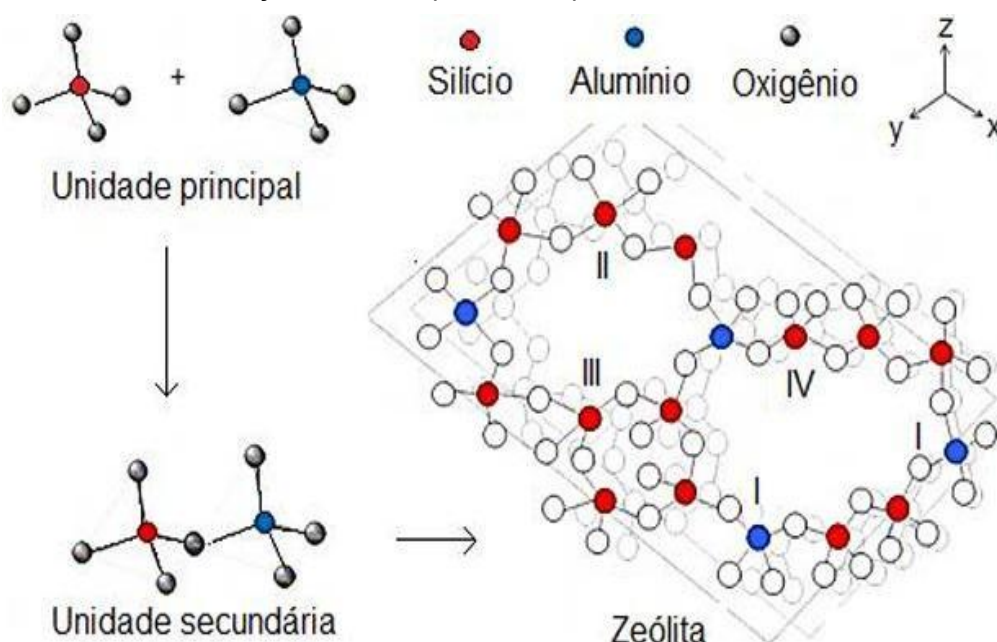
I – Os cátions de sódio e cálcio encontram-se nos canais com 10 membros (diâmetros livres de 0,44 x 0,72 nm);

II – Os cátions de sódio e cálcio também estão presentes nos canais com 8 membros (diâmetros livres de 0,41 x 0,47 nm);

III – O cátion de potássio está localizado nos canais verticais com 8 membros (diâmetros livres de 0,40 x 0,55 nm);

IV – O cátion de magnésio ocupa os canais com 10 membros e a região central do canal.

Figura 9: Unidades de formação estrutural para a clinoptilolita



Fonte: adaptado de Margeta et al., (2013).

A clinoptilolita tem se mostrado altamente eficaz no tratamento de efluentes em comparação com outros materiais. As condições do processo de purificação desempenham um papel crucial no sucesso do tratamento, permitindo a regeneração e reutilização do material.

A eficiência na remoção de íons metálicos dos efluentes está diretamente relacionada a diversos fatores, como a concentração inicial dos íons no efluente, o pH do sistema, a possibilidade de formação de complexos metálicos e as modificações químicas realizadas.

Costa *et al.* (2021) avaliaram a eficiência de um sistema de DF no tratamento de efluentes domésticos provenientes de um reator anaeróbio. O sistema consistia em um filtro ascendente de cascalho, seguido por um filtro descendente contendo clinoptilolita. Antes da filtração, foi aplicada coagulação com FeCl_3 e,

posteriormente, o efluente passou por um processo de ozonização para desinfecção. Os resultados indicaram remoções eficientes de DQO, turbidez, SST, DBO, nitrogênio e fósforo, tornando o efluente tratado compatível com as diretrizes de reuso estabelecidas pela NBR 13969/97 (ABNT, 1997).

Collison & Grismer (2018) demonstraram que zeólitas podem ser eficazes para nitrificação e desnitrificação em tratamento de efluentes domésticos em escala piloto. O sistema de tratamento foi capaz de sustentar um biofilme bacteriano que converteu amônia em gás nitrogênio eficientemente, em diversas concentrações e temperaturas ambiente (15–30°C). Os autores destacaram que o sistema de tratamento com zeólita oferece vantagens significativas, como redução de custos de infraestrutura, consumo de energia reduzido, além de exigir manutenção e monitoramento mínimos comparado às operações tradicionais.

Hamid *et al.*, (2020) avaliaram a eficácia de um sistema híbrido que combina clinoptilolita com eletrocoagulação para tratar lixiviado de aterro sanitário com alta concentração de amônia (3,442 mg/L) e cor (8,427 Pt-Co). Os resultados mostraram remoções de 70% de amônia e 88% de cor, indicando que a clinoptilolita pode ser eficaz na remoção de compostos nitrogenados e matéria orgânica de lixiviados complexos.

Galletti *et al.*, (2020) investigaram o uso de clinoptilolita para remover íons de zinco (Zn^{2+}) e cádmio (Cd^{2+}) de águas residuais. Os resultados demonstraram que a clinoptilolita possui uma alta capacidade de adsorção para esses metais pesados, tornando-a uma opção promissora para o tratamento de efluentes contendo tais contaminantes.

Portanto, utilizar a clinoptilolita como meio filtrante pode ser uma alternativa eficaz para melhorar o desempenho de estações de tratamento de efluentes domésticos. Ela pode ser utilizada como etapa de polimento para reduzir concentrações de íons metálicos e amônio.

4 LEGISLAÇÃO DE REÚSO

Nas últimas duas décadas, o reaproveitamento de diversos efluentes começou a ser integrado na gestão dos recursos hídricos em vários países. Por essa razão, muitas regulamentações ao redor do mundo buscam definir os principais padrões a serem monitorados, garantindo que o reaproveitamento atinja seus objetivos sem causar danos ambientais ou representar riscos à saúde pública (Campos; Soto, 2024).

Com o surgimento de novos avanços científicos e tecnológicos, os países e seus estados passaram a propor suas normas com parâmetros mais específicos e ampliaram as possibilidades de reaproveitamento urbano, ambiental e industrial (Campos; Soto, 2024). No Brasil, a Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 dispõe sobre a qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Entretanto, em nenhuma das regulamentações brasileiras se observa a presença de padrões para reúso potável de efluentes (Da Silva, 2021).

No manual de reuso de água da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (do inglês United States Environmental Protection Agency - USEPA), são disponibilizadas diversas formas de classificação. Para cada finalidade são estabelecidos limites de contaminação físico-químicas e biológicas para os efluentes a serem tratados. Estes limites têm o objetivo de minimizar os riscos de contaminação, quando um indivíduo é exposto à água de reuso (Da Silva, 2021).

A Tabela 4 apresenta os valores dos parâmetros físico-químicos e biológicos das diretrizes sugeridas para aplicações de água de reuso segundo a USEPA (2012).

Tabela 4 – Diretrizes sugeridas para aplicações de água de reuso.

(continua)

	Descrição	EPA/600/R
Reuso irrestrito urbano	Irrigação de jardins em áreas com acesso irrestrito ao público, limpeza de veículo e ruas, e outros de uso similar.	pH=6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; Turbidez ≤ 2 UNT; CF < 0/100 mL; CRM 1 mg/L.
Reuso restrito urbano	Abatimento de poeira e construção civil, irrigação de jardins e parques em áreas de acesso controlado ao público.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30mg/L; CF ≤ 200 UFC/100 mL; CRM 1 mg/L
Represa irrestrita	Represamento para balneabilidade e atividades de recreação	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; Turbidez ≤ 2 UNT; CF < 0/100 mL; CRM 1 mL.

Tabela 4 – Diretrizes sugeridas para aplicações de água de reuso.

(conclusão)

Represa restrita	Represamento de contato corporal restrito	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200/100 mL; CRM 1 mg/L.
Industrial	Produção de energia, extração de combustíveis, entre outros.	Depende da taxa de recirculação, pH= 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200/100 mL; CRM 1 mg/L.
Cultura alimentar	Irrigação pulverização superficial destinadas ao consumo humano	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; Turbidez ≤ 2 UNT; CF < 0/100 mL; CRM 1 mg/L.
Cultura alimentar processada	Irrigação superficial de culturas alimentares comercialmente processadas	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 UFC/ 100 mL; CRM 1 mg/L.
Cultura não alimentar	Irrigação de culturas de pomares pastagens e cultivo de cereais	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 UFC/100 mL; CRM 1 mg/L.
Ambiental	Uso para criar e melhorar zonas húmicas ou sustentar fluxos de correntes aquáticas.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200/100 mL; CRM 1 mg/L.

Fonte: Guidelines for Reuse - EPA/600/R-12/618 (US.EPA, 2012).

Nota: Cloro residual mínimo = CRM; Coliformes Fecais = CF; Coliformes Totais = CT; Sólidos suspensos totais = SST; Número mais provável = NMP.

Devido a essa lacuna em termos normatização e diretrizes específicas para o reuso no Brasil, uma possível alternativa seria adotar padrões estabelecidos e implementados em outros países.

No Brasil, o reuso de água é regulamentado por diversas legislações em âmbito federal, estadual e municipal. Em abril de 2023, foi sancionada a Lei nº 14.546, que altera a Lei de Saneamento Básico, estabelecendo que a União deve incentivar o uso de águas pluviais e o reuso não potável de águas cinzas em novas edificações e em atividades paisagísticas, agrícolas, florestais e industriais. A lei determina que os sistemas hidráulicos destinados ao armazenamento dessas águas não devem se comunicar com a rede de água potável e que as águas cinzas e pluviais devem passar por tratamento prévio antes do uso nas edificações (BRASIL, 2023).

Além disso, a Resolução nº 54/2005 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável de água. Em complemento, a Resolução nº 121/2010 do CNRH define diretrizes e critérios específicos para o reuso direto não potável na modalidade agrícola e florestal (CEIVAP, 2010; 2005).

Em nível estadual, destacam-se legislações como a Lei nº 16.033/2016 do Estado do Ceará, que dispõe sobre a política de reuso de água não potável no âmbito estadual, e a Resolução CONSEMA nº 419/2020 do Estado do Rio Grande do Sul, que estabelece critérios e procedimentos para a utilização de água de reuso para fins urbanos, industriais, agrícolas e florestais.

No Estado do Paraná, o reuso de água é regulamentado pela Resolução nº 122, de 19 de junho de 2023, emitida pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH/PR). Essa resolução estabelece diretrizes e critérios gerais para o reuso de água proveniente de efluentes tratados de origem sanitária ou industrial, abrangendo finalidades urbanas, agrícolas, florestais, ambientais e industriais.

A Tabela 5 dispõem da resolução que define modalidades específicas para a utilização da água de reuso, incluindo:

Tabela 5- Diretrizes sugeridas para aplicações de reuso no estado do Paraná.

Finalidade		Descrição	Valores máximos
urbanos potáveis	não	irrigação paisagística, lavagem de veículos, limpeza de pisos e logradouros públicos, uso na construção civil, combate a incêndios, uso predial e desobstrução de galerias de águas pluviais e redes coletoras de esgoto.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/ 100 mL; CRM 0,5 < CTR < 2 mg/L.
agrícolas e florestais		aplicação na produção agrícola e cultivo de florestas plantadas.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/ 100 mL; CRM 0,5 < CTR < 2 mg/L.
ambientais		regularização de vazões por meio do lançamento em corpos hídricos, visando aumentar a disponibilidade de água para abastecimento público e outras demandas, exceto para diluição de efluentes.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/ 100 mL; CRM 0,5 < CTR < 2 mg/L.
industriais		utilização em processos industriais, empregando efluentes tratados da própria indústria, de outras indústrias ou de companhias de saneamento.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/ 100 mL; CRM 0,5 < CTR < 2 mg/L.

Fonte: Resolução CERH Nº 122 DE 19/06/2023.

Para a prática do reuso, a resolução exige o cumprimento de padrões de qualidade específicos, monitoramento periódico dos parâmetros estabelecidos e controle e registro dos volumes gerados e destinados. Além disso, determina a instalação de redes específicas e sinalizadas para a distribuição da água de reuso, separadas das redes de água potável e de esgotamento sanitário, a fim de

evitar contaminações e garantir a rastreabilidade. Adicionalmente, a Lei nº 20.448, de 2020, dispõe sobre o uso responsável da água no Estado do Paraná, estabelecendo que a água de reuso não pode ser utilizada para consumo humano ou animal.

Essas regulamentações refletem o compromisso do Paraná em promover a economia dos recursos hídricos por meio da reutilização da água em diversas áreas, contribuindo para uma gestão mais sustentável e eficiente dos recursos hídricos no estado.

5 METODOLOGIA

5.1 ÁREA DE ESTUDO

O efluente estudado foi coletado da ETE Gertrudes, Ponta Grossa, Paraná, que atende cerca de 7000 residências, com vazão média de 30 L/s. O sistema em operação é constituído de estação elevatória de esgoto bruto, seguida por tratamento primário de contenção de material grosseiro, telas e sistema de remoção de areia. O tratamento secundário é realizado por dois reatores anaeróbios do tipo UASB (A) (figura 10), seguido por filtros biológicos percoladores de fluxo descendente (B) (figura 11), decantadores (C) e leito de secagem de lodo (D) (figura 12).

Figura 10- Operações unitárias da ETE Gertrudes - Ponta Grossa/PR.



Fonte: A autora, 2024.

Figura 11 - Filtros biológicos percoladores de fluxo descendente



Fonte: Da Silva, 2021

Figura 12- decantadores (C) e leito de secagem de lodo (D).



Fonte: Da Silva, 2021

5.2 IMPLEMENTAÇÃO DO SISTEMA WCs

Foram montadas duas wetlands construídas com fluxo vertical (WCFV) idênticas em escala piloto usando bombonas de polietileno de (Figura 13) com 59 mm de diâmetro e 89 mm de altura (Kotsia *et al.*, (2020).

Figura 13: WCFV montada na ETE Gertrudez em Ponta Grossa.



Fonte: A autora, 2023.

Para o funcionamento das WCFV o efluente de saída do reator UASB é acumulado em uma caixa de 300 litros e posteriormente é distribuído através de um esquema de tubulações em PVC de 25 mm instalado na superfície das WCs. Os tubos apresentam 13 orifícios de 5 mm distribuindo o efluente de maneira uniforme. Outros dois tubos de 88 cm de 25 mm em PVC estão acondicionados dentro das WCFV, possuindo furos de 5 mm até a altura de 16 cm com as extremidades superiores abertas para a disponibilidade de oxigênio dentro das bombonas. Para coleta do filtrado, no fundo das WCFV existe uma tubulação de 25 mm em PVC com 13 furos de 5 mm em cada lado de um tubo central que encaminha o percolado para saída. O sistema possui válvulas para distribuição do efluente e torneiras para coleta. A Figura 14 apresenta o sistema de tubulação.

Figura 14 - Instalação da tubulação no WCFV.



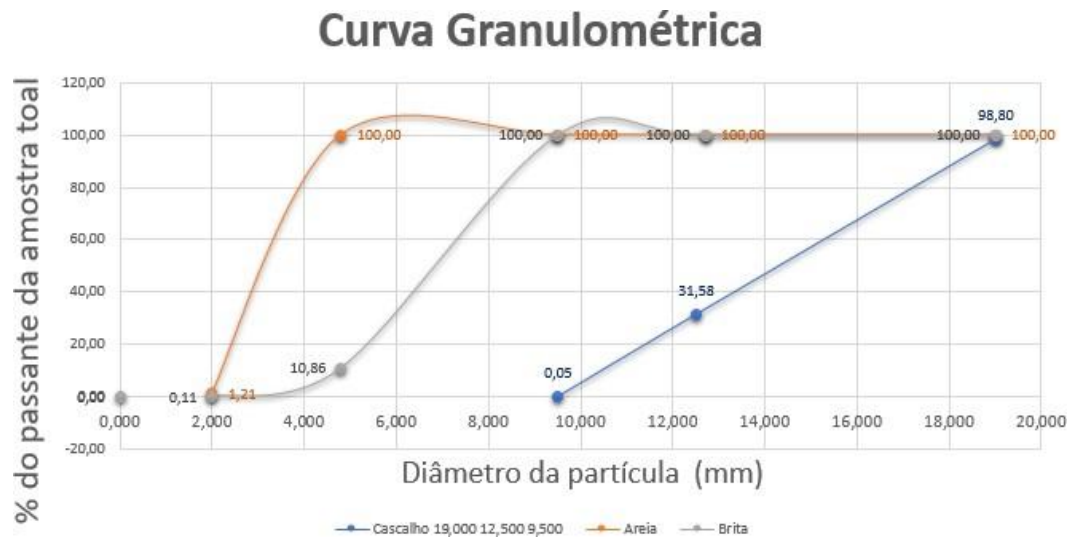
Fonte: A autora.

5.2.1 Material Filtrante

A figura 15 apresenta o estudo de granulometria apresentando o coeficiente de não uniformidade $C_u = D_{60} / D_{10}$ para o cascalho areia e brita sendo $C_u < 5$ classificados como Solo uniforme.

A análise granulométrica (figura 15) dos materiais filtrantes seguiu a Norma Mercosul 248 2003 Documento de Referência: NBR 6.457/2016. Sendo 3 materiais de granulometria distintas: 1 amostra de areia de 1 kg, 1 amostra de brita de 1 kg e 1 amostra de cascalho com 3 kg.

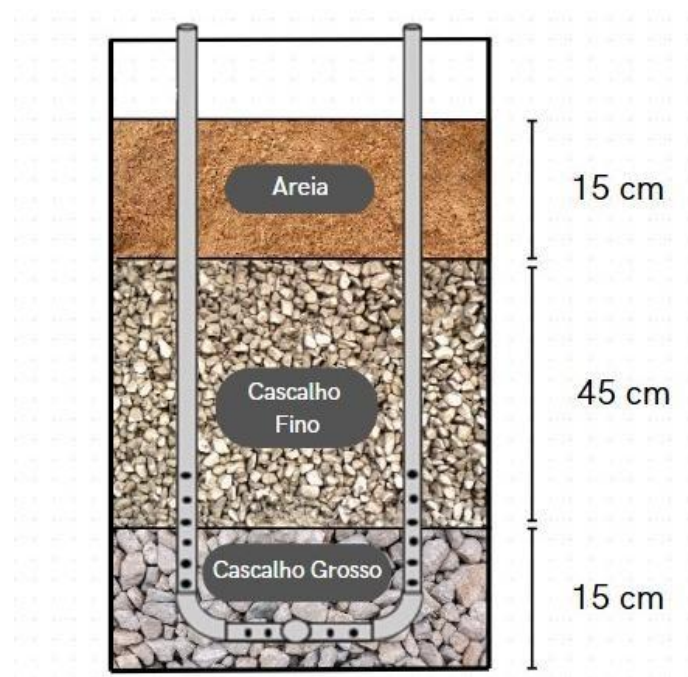
Figura 15 - Curva de distribuição granulométrica.



Fonte: A autora, 2023.

Os dois sistemas WCFV (Figura 16) foram preenchidos igualmente com material filtrante com a seguinte distribuição: Uma camada de drenagem (15 cm) preenchida com cascalho grosso (12–20 mm), uma camada de transição (45 cm) preenchida com cascalho fino (5–10 mm) e uma camada (15 cm) preenchido com areia lavada (0,1– 4 mm).

Figura 16 – Ilustração do preenchimento do sistema da WCFV.



Fonte: Machado, 2023.

5.2.2 Escolha, Plantio e Adaptação da Vegetação

Em agosto de 2023 foi realizado um teste com as espécies *typha spp* e *Junco spp*. As mudas passaram por 30 dias de adaptação no viveiro florestal da UEPG, acondicionadas em um canteiro, plantadas em substrato florestal (Composto de casca de Pinus, vermiculita, NPK e superfosfato simples). Ao fim do período de 30 dias de adaptação apenas o *Junco spp* (Figura 17) resistiu e estava saudável para o transplante nos WCFV's.

Figura 17- A espécie escolhida foi *Junco spp*.



Fonte: A autora, 2023.

O sistema de irrigação na ETE Gertrudes ainda não estava totalmente preparado para o funcionamento, as plantas receberam altas cargas de efluente, com TAH variando entre 250 e 400 mm.d⁻¹, antes de estarem adaptadas ao sistema. A alta carga de matéria orgânica juntamente com as altas temperaturas (ano de 2023 é o mais quente da história do planeta, segundo dados da Organização Meteorológica Mundial (OMM)), foram fatores que colaboraram com que as plantas não resistissem às condições extremas e morressem dois meses após o transplante.

A próxima tentativa para inserir a vegetação no sistema foi descartar o período de adaptação no viveiro e fazer diretamente no WCFV. Para isso a coleta das plantas foi realizada no município de Mallet-PR, retiradas diretamente do solo encharcado na beira de um tanque artificial e foram transportadas para Ponta Grossa-

PR e transplantadas no WCFV.

As mudas de *Junco spp* foram plantadas num espaçamento de 0,07 m² por planta, (4 plantas em cada WCFV). Durante 60 dias, o sistema foi irrigado diariamente apenas com água. Após esse período, 30 dias preenchido com 50% água e 50% efluente, visando a adaptação da planta com o efluente. Verificou-se que a planta teve boa adaptação e assim foi possível iniciar os estudos com diferentes TAH.

5.2.3 Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) e Taxa de Carga Orgânica

Cada TAH foi regulada manualmente na entrada e saída de efluente. Calculada conforme a [Eq 3].

$$TAH \left(\frac{mm}{d^1} \right) = \frac{Q}{A} \times 1000 \quad \text{Eq 3}$$

Onde:

Q = vazão m³/min

A= Área do wetland m²

Tempo = minutos/dia

A TCO é calculada em DQO/m².d¹ conforme a [Eq 4]:

$$Carga \ de \ DQO \ \frac{gDQO}{m^2} \cdot dia) = TAH \left(\frac{m^3}{m^2} \cdot dia \right) \cdot DQO \left(\frac{mg}{L} \right) \cdot 10^{-3} \quad \text{Eq 4}$$

A unidade experimental foi alimentada com TAH de 200 e 400 e 600mm.d⁻¹. Equivalente a 26,8 g DQO/m².d⁻¹; 56 g DQO/ m². d⁻¹ e 94,87 g DQO/ m². d⁻¹. A TAH opera com 4 dias de operação para 3 dias de descanso, essa configuração permite que oxigênio entre no sistema, sendo assim, proporciona um meio de filtração aeróbio.

A eficiência do WCFV foi avaliada para diferentes TAHs por meio de três coletas de amostras para cada taxa, realizadas em intervalos de 7 a 10 dias e simultaneamente nos dois filtros. Em caso de chuva, aguardou-se 48 horas antes da próxima coleta. Para cada TAH, foram analisadas três amostras: uma do afluente, outra do efluente dos WCFVs e uma do efluente resultante da DF. As amostras foram coletadas em frascos plásticos higienizados, transportadas rapidamente para o laboratório e mantidas sob refrigeração até a realização das análises, que ocorreram em até 48 horas após a coleta (Baggiotto; Sezerino & Phillippi, 2023).

A avaliação do efluente dos WCFV's foram realizadas em três campanhas, com três coletas em cada, sendo uma campanha para cada TAH prevista. Para TAH de 200 mm.d⁻¹ as coletas foram realizadas durante o mês de setembro, para TAH de 400 mm.d⁻¹ durante o mês de outubro e, por fim, na TAH de 600 mm.d⁻¹ as coletas foram realizadas durante o mês de novembro de 2024.

O efluente pós-tratado com os WCFV foi reservado em outra caixa d'água com capacidade de 500 L para passar, a DF lenta. Após acumular o efluente (aproximadamente 24 horas), com ajuda de uma bomba transportado para o primeiro filtro descendente de areia, posteriormente sob gravidade passava pelo segundo filtro descendente de carvão ativado e clinoptilolita.

5.3 SISTEMA DE FILTRAÇÃO LENTA POR DUPLA FILTRAÇÃO (DF)

A instalação da unidade piloto de DF foi montada na ETE Gertrudes com o apoio da SANEPAR, que disponibiliza toda infraestrutura. Uma bomba submersa envia o efluente de reator anaeróbio para um reservatório de 150 L localizado na parte superior da unidade piloto. A alimentação dos filtros é feita por gravidade, com a vazão controlada por rotâmetros. Os meios filtrantes estão dispostos em dois tubos de acrílico de diâmetros de 150 mm e altura de 1800 mm, com placas de fundo perfuradas

para distribuição uniforme do efluente, conforme a figura 18.

Figura 18 - Disposição dos 2 filtros da filtração lenta



Fonte: A autora, 2024.

Dois filtros foram utilizados no último estágio de filtração desse estudo. O primeiro é o filtro de Areia em fluxo Descendente (FAD) disposto em uma monocamada de 700 mm de altura. O segundo filtro é constituído de 2 materiais diferentes utilizados conjunto contendo carvão ativado com 700 mm de altura e clinoptilolita com a 800 mm de altura.

O carvão ativado utilizado era proveniente de endocarbo de coqueiro (*Elaeis guineensis*) na forma granulada, sendo ativado fisicamente por vapor de água superaquecido e oxigênio a 800°C e pressão de vapor mínima de 10 kgf, fornecido pela AlphaCarbo.

A clinoptilolita utilizada é proveniente de depósitos naturais localizados em Cuba e disponibilizado pela Celta brasil. A variedade utilizada foi Watercel ZS, modificada por tratamento com solução de NaCl, visando melhorar seu desempenho na remoção de nitrogênio amoniacal. A taxa de filtração utilizada foi 13,58 m³/m²/dia.

5.4 METODOLOGIAS EMPREGADAS PARA ANÁLISES E CARACTERIZAÇÃO DOS EFLUENTES

Os analisados para a caracterização dos efluentes seguem as metodologias presentes no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017). Os efluentes foram coletados em frascos plásticos devidamente higienizados transportados para o laboratório de análises, ficando acondicionados em refrigeração (2° C a 10° C). A Tabela 6, apresenta os parâmetros analisados e as respectivas metodologias adotadas nas análises dos efluentes.

Tabela 6 - Parâmetros analisados e os métodos de análise empregados.

Parâmetros	Unidades	Métodos
Cor Aparente	mg PtCo L ⁻¹	Espectrofotométrico 2120C
Cor Verdadeira	mg PtCo L ⁻¹	Espectrofotométrico 2120C
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg/ L O ₂	Oximétrico 5210B
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg/ L O ₂	Titulométrico
pH	-	Eletrométrico 4500H+ B
Temperatura	°C	Eletrométrico 4500H+ B
Turbidez	NTU	Turbidímetro HACH
Nitrogênio Total	Mg/ L	Laboratório Interpartner
Nitrato	mg/ L	Espectrofotométrico 4500-NO ₃ - C
Nitrito	mg/ L	Espectrofotométrico 4500-NO ₂ - B
Nitrogênio Amoniacal	Mg/ L	Espectrofotométrico 4500-NO ₂
Fenóis	Mg/ L	Espectrofotométrico 4500-NO ₂
Fósforo total	Mg/ L	Espectrofotométrico 4500-NO ₂
E-coli	UFC/100 mL	Membrana Filtrante 9222B

Fonte: Standards Methods for the Examination of Water and Wastewater 23

6 RESULTADOS E DISCUSSÃO

6.1 RESULTADOS PARA TAH DE 200 mm d⁻¹ e TCO 26,8g DQO/ m². d¹

Na Tabela 7 estão apresentadas as médias dos resultados físico- químicos e microbiológicos para a campanha 1 (TAH de 200 mm.d⁻¹ equivalente a TCO 26,8g DQO/m².d¹) das três coletas do efluente de reator anaeróbio (ERA), depois de tratado por tratamento pelos dois WCFV e após a DF lenta.

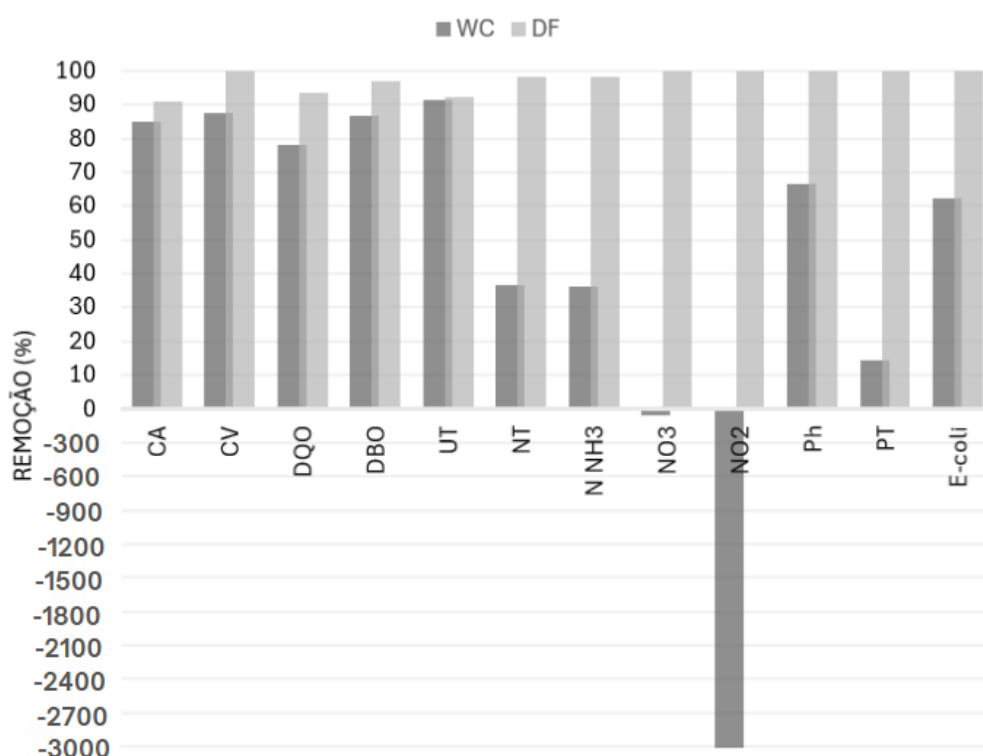
Tabela 7 - Resultados obtidos para o pós-tratamento de efluente de UASB por WCFV com TAH de 200 mm.d⁻¹ na campanha 1.

Parâmetros	ERA	WCFV (1 e 2)	DF lenta
Cor Aparente (mg PtCo L ⁻¹)	224 ±32	35 ±12	20 ±9
Cor verdadeira (mg PtCo L ⁻¹)	96 ±21	12 ±11	<0,01
DQO (mg/L O ₂)	134,0 ± 19,50	44 ± 16,65	9 ± 4,24
DBO (mg/L O ₂)	79	10,3	2,2
pH	6,9 ± 0,6	7,01 ± 0,5	7,33± 0,7
Turbidez (NTU)	46,7 ± 26,7	4,04 ± 10,6	3,62 ± 9,8
<i>E. coli</i> (UFC/ 100mL)	80.10 ⁵	30. 10 ⁴	141
Fósforo (mg/L)	0,07 ±0,02	0,06±0,01	0,01
Fenóis (mg/L)	0,3 ±0,21	0,1±0,13	<0,01
Nitrogênio Total (mg/L)	65,99	41,91	<1,00
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	54,08	34,49	<1,00
Nitrato (mg/L)	0,5	4,8	<0,01
Nitrito (mg/L)	0,02	0,62	<0,01

Fonte: A autora.

A figura 19 apresenta a porcentagem de remoção dos parâmetros físico-químicos, cor, DQO, DBO, SST e turbidez, *E.coli*, fósforo, fenóis, nitrogênio total, amoniacal, nitrato e nitrito.

Figura 19 - Média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos para a campanha 1 com TAH 200 mm.d⁻¹



Nota: Cor aparente CA; Cor verdadeira CV; Demanda química de oxigênio DQO; Demanda bioquímica de oxigênio DBO; turnidez UT; nitrogênio total NT; Nitrogênio amoniacal N NH₃; Nitrato NO₃; Nitrato NO₂; Fenóis Ph; Fósforo totais PT.

Fonte: A autora.

Os resultados obtidos para TAH de 200 mm.d⁻¹ demonstraram uma significativa eficiência na remoção da DQO. Os WCFV reduziram os níveis de DQO para 44 mg/L, representando 78,14% de remoção, evidenciando o potencial desse sistema para complementar o tratamento biológico iniciado no reator UASB. Os resultados estão de acordo com Kochi *et al.*, (2020) que relataram remoções de 70% para DQO em WCFV similares aos do presente estudo. Sezerino *et al.* (2008) trabalhou com TAHs de 153,7 a 307,4 mm.d⁻¹ e TCO variando de 24 a 48 g DQO.m².d⁻¹ e observaram remoções médias de DQO de 66 a 73%.

A DF lenta promoveu um polimento do efluente, atingindo uma concentração final de 9 mg/L de DQO. Ao final do processo de tratamento completo, a redução total da DQO foi de 93,53%, demonstrando a alta eficiência da combinação sequencial das tecnologias utilizadas na TAH de 200 mm.d⁻¹.

A análise dos dados referentes à remoção da DBO ao longo das etapas de tratamento do efluente doméstico, envolvendo o reator UASB, os WCFV e a DF lenta,

revelou uma significativa eficiência em cada uma das fases do processo.

No reator UASB, a DBO inicial apresentou a concentração de saída de 79 mg/L. Na etapa seguinte, os WCFV promoveram um avanço na redução dos níveis de DBO, atingindo 10,3 mg/L, representando uma taxa de 86,9% de remoção. Essa redução reforça a capacidade dos Wetlands de promover processos adicionais de degradação biológica e polimento do efluente, complementando o trabalho realizado no reator UASB.

As altas taxas de remoção de DQO e DBO nos wetlands são decorrentes da sedimentação dos sólidos em suspensão e por processos de decomposição nas camadas superiores do filtro (Zhang; Gersberg e Keat, 2009). A matéria orgânica é consumida por micro-organismos, tanto na zona aeróbia quanto na zona anaeróbia dentro do wetland (USEPA, 1993).

A DF lenta foi responsável em melhorar as condições do efluente, reduzindo a DBO para 2,2 mg/L. A eficiência dessa última etapa destacou-se, atingindo uma remoção de 97,2% em relação à concentração inicial no reator UASB. Esse resultado assemelha-se com estudos de Linhares, B. D. (2017) onde avaliou filtros granulares de areia e carvão ativado para o pós-tratamento de efluente anaeróbio. Os resultados mostraram remoções médias de DBO superiores a 90%.

O sistema integrado WCFV +DF mostrou-se altamente eficiente para o tratamento de DBO, assegurando uma remoção significativa da carga orgânica biodegradável.

O desempenho dos sistemas de WCFV e da DF lenta na remoção de parâmetros como cor e turbidez mostrou resultados expressivos, evidenciando a eficiência do sistema integrado de tratamento.

Nos sistemas WCFV, as remoções alcançaram 84,8% para cor aparente, 87,5% para cor verdadeira e 91,34% para turbidez, o que reflete sua eficiência como etapa inicial no tratamento do efluente.

Já a DF lenta desempenhou um papel crucial no aprimoramento da qualidade do efluente tratado. Com remoções de 91,07% para cor aparente, 99,99% para cor verdadeira e 92,24% para turbidez, essa etapa foi essencial para refinar o efluente, reduzindo significativamente os níveis remanescentes de sólidos e melhorando parâmetros visuais e físico-químicos.

Quanto as análises de NT, N-NH₃, NO₃⁻ e NO₂⁻, os resultados apresentados

na Tabela 7 evidenciam a eficiência progressiva do sistema de tratamento integrado. O efluente inicial, tratado pelo reator UASB, apresentou concentrações iniciais elevadas de NT e N-NH₃, registrando valores de 65,99 mg/L e 54,08 mg/L, respectivamente.

Ao passar pelo sistema de WCFV, observou-se uma redução de 36,5% em NT e 36% em N-NH₃, o que demonstra o potencial desse processo para a remoção de compostos nitrogenados. Apesar do avanço proporcionado por essa etapa, os resultados indicam que o tratamento ainda não é suficiente para atingir padrões de qualidade adequados, reforçando a necessidade de uma etapa de polimento adicional.

Na sequência, a etapa de DF lenta foi capaz de atingir uma remoção de 99% tanto para NT quanto para N-NH₃, evidenciando sua eficácia como etapa final do tratamento. Este resultado destaca a importância da DF lenta para a melhoria substancial da qualidade do efluente, garantindo a adequação aos padrões ambientais e reforçando seu papel indispensável no sistema integrado de tratamento.

Para NO₂ e NO₃ a concentração inicial vinda no reator UASB era de 0,5 e 0,02mg/L respectivamente, ao passar pelo processo de filtração no WCFV a concentração de NO₃ aumentou para 4,8mg/L e no NO₂ para 0,62mg/L, representando aumento de 26 e 3000%. Rohaningsih, D. et al., (2023) também obtiveram resultados indicando o aumento de até 4000% de concentração para NO₃ e até 50000% para PT, em um sistema semelhante.

Na literatura é relatado que a maior eficiência de remoção de NT foi obtida quando a relação C/N afluente foi superior a quatro, e o processo parcial de nitrificação-desnitrificação foi reconhecido como a principal via de remoção de N₂ (LIU, *et al*, 2023). O fenômeno não é um caso isolado, Pan et, al., (2012) ao fazer a avaliação de remoção de N₂ rever, deve ser outra forma de nitrogênio constataram uma baixa eficiência de remoção de NT em WC's obtida no tratamento de esgoto doméstico. Esses estudos indicaram um efeito substancial das concentrações influentes de substrato na eficácia das estratégias para aumentar a remoção de N.

É comum que ocorra o aumento da concentração de N dentro de sistemas WC's. Um dos benefícios já relatados sobre o WCFV é oferecer uma alternativa aeróbica que cria um ambiente adequado para a colonização de bactérias nitrificantes

e desnitrificantes (Liu, *et al.*, 2023). Estudos anteriores sobre WCFV juntamente com outras estratégias aprimoradas, focaram principalmente no desempenho de remoção de espécies nitrogenadas (Zheng *et al.*, 2022 e Yan *et al.*, 2023), mas a exploração de caminhos de remoção de dessas espécies com diferentes concentrações afluentes de substrato e diretrizes para seleções aprimoradas de estratégias raramente foram relatadas (Liu, *et al.*, 2023).

Nesse caso em específico, identificou-se que o efluente proveniente no reator UASB contém alta concentração de nitrogênio amoniacal, como relatado anteriormente, e quando esse efluente passa pelos sistemas de WCFV ocorre oxidação formando assim nitrito e nitrato através da nitrificação ($\text{NH}_4^+ > \text{NO}_2^- > \text{NO}_3^-$).

Um efluente rico em N não precisa necessariamente passar por mais uma etapa de tratamento caso a finalidade seja fertirrigação, prática adotada para correção do solo quando apresenta concentração de nitrogênio $< 15 \text{ g/dm}^3$ (CONAMA, 2021).

Na DF, a concentração de NO_2^- e NO_3^- alcançaram remoções próximas a 100% ($> 0,01 \text{ mg/L}$). O resultado reforça a alta eficiência do sistema de DF lenta na remoção de compostos nitrogenados, permitindo a adequação do efluente final em diferentes legislações de reuso.

Os resultados microbiológicos obtidos para *Escherichia coli* (UFC/100 mL), demonstraram os níveis iniciais de *E. coli* foram de 80×10^5 UFC/100 mL. Após passar pelo WCFV, a carga de *E. coli* foi reduzida para 30×10^4 UFC/100 mL, indicando uma diminuição significativa de 62,5% devido aos mecanismos de filtração, adsorção e inativação biológica proporcionados pelo leito filtrante e pela ação das macrófitas. Na literatura encontra-se relatos de 60-95% de remoção (com variação conforme TAH) (Sezerino *et al.*, 2005; Molle *et al.*, 2005).

O destaque, no entanto, foi observado na etapa final do tratamento, composta pelo sistema de DF, onde os níveis de *E. coli* no efluente final foram drasticamente reduzidos para 141 UFC/100 mL, 99%. Essa etapa desempenhou um papel crucial no processo de polimento microbiológico, garantindo que o efluente tratado alcançasse uma qualidade microbiológica muito superior e mais segura para fins de reuso.

A importância da terceira etapa de tratamento, utilizando a DF, reside na sua capacidade de complementar os processos anteriores, promovendo uma remoção quase total dos microrganismos remanescentes. Essa etapa é essencial para atender

aos padrões de qualidade exigidos pela legislação vigente para efluentes tratados, especialmente no que diz respeito ao controle de organismos patogênicos, como a *E. coli*, que é um indicador crucial de contaminação fecal.

Os resultados obtidos para os parâmetros de Fósforo e Fenóis na primeira vazão testada (200 mm/dia) evidenciam a eficiência gradual do sistema de tratamento integrado (UASB, WCFV e DF) na remoção desses poluentes, promovendo uma melhora progressiva na qualidade do efluente.

No reator UASB, as concentrações iniciais eram de 0,07 mg/L de Fósforo e 0,3 mg/L de Fenóis, valores representativos das características do esgoto tratado anaerobiamente. Após o tratamento no WCFV, observou-se uma redução para 0,06 mg/L de Fósforo e 0,10 mg/L de Fenóis, resultado da remoção proporcionada por processos como adsorção no leito filtrante, assimilação pelas macrófitas e degradação biológica. Souza et al (2004) também observaram grande eficiência na remoção de fósforo (86%) ao longo do primeiro ano de operação em WCFV. Essa etapa demonstrou um impacto significativo na redução dos Fenóis, com uma diminuição de 66,7%, evidenciando a contribuição do WCFV na remoção de compostos orgânicos recalcitrantes.

Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007) afirmam que a remoção de fósforo pode aumentar quando a aplicação do esgoto é realizada em menores volumes, combinado com menores números de aplicações, isto porque estas condições permitem que as águas residuais possam se mover mais devagar através do material filtrante, aumentando assim a adsorção de fosfatos.

Na etapa final, composta pela DF, os níveis de poluentes foram ainda mais reduzidos, atingindo 0,01 mg/L de Fósforo e <0,01 mg/L de Fenóis. Essa redução expressiva confirma o papel fundamental da dupla filtração como etapa de polimento, garantindo a remoção quase completa dos poluentes remanescentes.

O desempenho do sistema como um todo demonstra uma eficiência notável no tratamento de efluentes, com melhorias graduais e contínuas ao longo das etapas. A remoção quase total dos Fenóis na etapa de DF, em particular, é um indicativo de sua importância no tratamento final, assegurando que o efluente tratado atenda a padrões rigorosos de qualidade. Esse avanço progressivo destaca o potencial do sistema integrado para tratar compostos orgânicos e nutrientes, sendo uma solução eficiente e sustentável para o tratamento de efluentes.

6.2 RESULTADOS PARA TAH DE 400 mm d⁻¹ e TCO 56 g DQO/ m². d¹

Na Tabela 8 estão apresentadas as médias dos resultados físico- químicos e microbiológicos para a campanha 2 (TAH de 400 mm.d⁻¹ equivalente a TCO 56 g DQO/m².d¹) das três coletas do efluente de reator anaeróbio (ERA), depois de tratado por tratamento pelos dois WCFV e após a DF lenta.

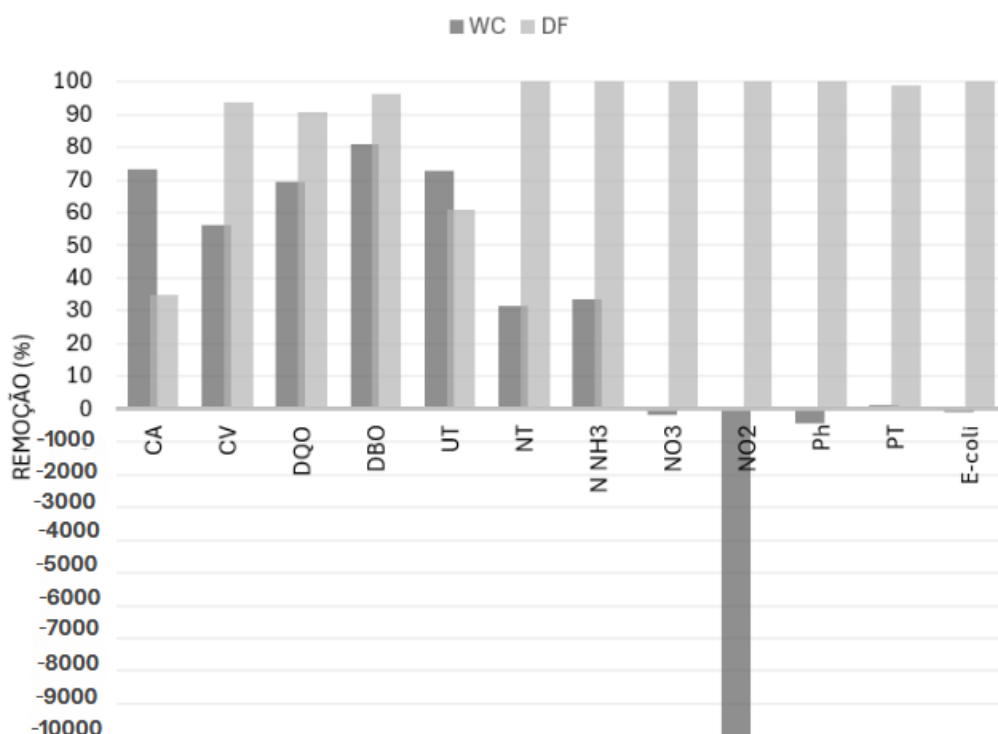
Tabela 8- Resultados obtidos para o pós-tratamento de efluente de UASB por WCFV com TAH de 400 mm.d⁻¹ e DF na campanha 2.

Parâmetros		ERA	WCFV (1 e 2)	DF lenta
Cor Aparente (mg PtCo L ⁻¹)		193± 32	52± 13	126± 24
Cor verdadeira	(mg PtCo L ⁻¹)	160± 33	22± 16	10± 36
DQO (mg/L O ₂)		140,95± 34,17	49,52± 16,65	13,33± 3,30
DBO (mg/L O ₂)		75	14,2	2,7
pH		7,06± 0,4	7,31± 0,3	7,66± 0,3
Turbidez (NTU)		59,1± 21,4	16,00± 12,6	23,10± 5,6
E. coli (UFC/ 100mL)		8.10 ⁷	5.10 ⁶	30.10 ²
Fósforo (mg/L)		0,122±0,1	0,226±0,12	0,0012±0,001
Fenóis (mg/L)		0,4±0,2	2,1±0,5	<0,01
Nitrogênio Total (mg/L)		65,3	44,8	<0,01
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)		64,4	42,9	<0,01
Nitrato (mg/L)		0,45	1,4	<0,1
Nitrito (mg/L)		0,02	2,3	<0,01

Fonte: A autora.

A Figura 20 traz a média de remoção dos parâmetros físico-químicos e biológicos descritos na Tabela 8 durante a TAH 400mm.d⁻¹.

Figura 20: Média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos para a campanha 1 com TAH 400mm.d⁻¹.



Nota: Cor aparente CA; Cor verdadeira CV; Demanda química de oxigênio DQO; Demanda bioquímica de oxigênio DBO; turnidez UT; nitrogênio total NT; Nitrogênio amoniacal N NH₃ ; Nitrato NO₃; Nitrato NO₂; Fenóis Ph; Fósforo totais PT.

Fonte: A autora.

Os resultados mostram que para uma TAH de 400 mm.d⁻¹, após o tratamento inicial no reator UASB, o efluente apresentou uma concentração de DQO de 140,95 mg/L, indicando uma remoção parcial dos compostos orgânicos presentes. Na etapa subsequente, o sistema WCFV reduziu essa concentração para 49,5 mg/L, mesmo com o aumento de 100% na TAH nos WCFV. Esse resultado reflete a capacidade do sistema WCFV em manter a eficiência, mesmo com TAH mais altas. Estudos realizados por Sousa et al. (2000) apresentaram resultados semelhantes, indicando que sistemas de WC podem alcançar eficiências médias de remoção de DQO entre 76% e 84%, mesmo com variações na TAH. Outro estudo, conduzido Olijnyk (2008), avaliou a aplicação de uma TAH elevada (481,1 mm. d⁻¹; para 64,4 g DQO.m². d⁻¹) e obteve para esse sistema experimental, eficiências de remoção entre 48 – 50% de remoção de DQO.

A etapa de DF lenta promoveu uma redução ainda mais significativa, atingindo uma concentração final de DQO de apenas 13,33 mg/L. No total, o sistema alcançou uma remoção de 90,56% da DQO ao longo de todo o processo. Esses resultados reforçam a importância da integração de diferentes tecnologias de

tratamento para maximizar a eficiência, garantindo que o efluente final atenda aos padrões ambientais mesmo diante de variações na operação, como o aumento da TAH, sendo um fator positivo principalmente para atender maior quantidade de efluente por dia.

A análise dos dados de remoção de DBO ao longo das etapas do sistema de tratamento evidencia a eficiência progressiva das tecnologias empregadas. No início do tratamento, o reator UASB reduziu parcialmente a carga orgânica, resultando em uma concentração inicial de 79 mg/L de DBO no efluente.

Na etapa subsequente, os WCFV demonstraram um desempenho expressivo, alcançando uma redução significativa para 10,3 mg/L, o que representa uma remoção de 81% da DBO. Este resultado comprova o potencial do WCFV em tratar a carga orgânica residual proveniente do UASB, mesmo considerando a operação sob uma TAH aumentada, conforme discutido anteriormente.

A última etapa do processo, composta pela DF lenta, foi ainda mais eficiente, promovendo uma redução final para 2,2 mg/L de DBO. Com uma eficiência de remoção de 96,4% na DF lenta. Resultados mais expressivo do que o encontrado na literatura, onde filtros lentos preenchidos com carvão ativado atingiram remoção de até 72% de remoção da DBO de efluentes domésticos (Melo *et al.*, 2020). Esses resultados ressaltam a importância da etapa de polimento final para alcançar uma qualidade superior no tratamento de efluentes domésticos.

A eficiência na remoção de parâmetros como cor aparente, cor verdadeira, SST e turbidez ao longo do sistema de tratamento evidencia a contribuição de cada etapa. Nos WCFV, observou-se uma remoção significativa de 73,05% na cor aparente e 86,25% na cor verdadeira, 72,92% na turbidez, demonstrando alta eficiência mesmo com TAH alta, enquanto a remoção de SST foi de 25%. Baggiotto C. *et al.*, (2023) relata que em WCFV, a eficiência na remoção de SST pode ser significativamente afetada por TAH elevadas.

Na etapa de DF lenta, os ganhos em remoção foram mais modestos para a cor aparente de 34,71%, mas houve um avanço expressivo na cor verdadeira 93,75% e na turbidez 60,9%. Apesar de contribuições variáveis entre os parâmetros, a DF lenta foi essencial para o polimento final do efluente, garantindo a remoção dos compostos residuais que não foram completamente tratados nas etapas anteriores.

Quanto a remoção dos compostos nitrogenados NT, N-NH₃, NO₂, NO₃ o

efluente pré-tratado com UASB apresentou as concentrações de 65,3mg/L para NT e 64,4 mg/L para N-NH₃, ao passar pela etapa de filtração no WCFV reduziu essa concentração para 44,8 mg/L para NT e 42,9mg/L para N-NH₃. Com a passagem do efluente na DF lenta a concentração reduziu para <1,00 para NT e N-NH₃, atingindo 99% de remoção.

Para NO₂ e NO₃ houve novamente um aumento da concentração depois de passar pelo sistema WCFV, atingindo a concentração de 2,3mg/L para NO₂ e 1,4 mg/L para NO₃, representando 21% e 11000% de aumento. Isso ocorre por conta do fenômeno de nitrificação como abordado anteriormente. Ao passar pela última etapa de tratamento, a DF lenta, tanto NO₂ como NO₃ apresentou a concentração <0,01 mg/L, mais uma vez evidenciando a importância que a DF lenta teve para garantir a qualidade final do efluente. Santos *et. al.*, (2018), avaliando as 90 primeiras semanas de operação de um WCFV também obteve resultados positivos de nitrificação, com uma taxa de 6g N-NH₄, os autores obtiveram 28,8 mg L⁻¹ N-Nox produzidos, o que indica a oxidação do nitrogênio.

Os resultados microbiológicos obtidos para *Escherichia coli* (UFC/100 mL) na segunda vazão testada, destacaram o desempenho do sistema de tratamento em condições de maior carga hidráulica. No efluente proveniente do reator UASB, foi registrada uma alta concentração inicial de *E. coli*, com valores de 8×10^7 UFC/100 mL, evidenciando a carga elevada típica de esgotos domésticos. Após o tratamento no WCFV, a carga foi reduzida para 5×10^6 UFC/100 mL, demonstrando a efetividade do WCFV em promover uma significativa remoção microbiológica, mesmo com o aumento na vazão aplicada.

Na etapa final do processo, composta pelo sistema de DF, os níveis de *E. coli* no efluente tratado foram reduzidos para 30×10^2 UFC/100 mL. Esse resultado ressalta a importância da DF como etapa de polimento microbiológico, garantindo a remoção dos microrganismos remanescentes e atingindo níveis consideravelmente mais baixos de contaminação microbiológica.

A eficiência dessa terceira etapa de tratamento é especialmente relevante em cenários de altas vazões, como a testada neste caso, onde a carga hidráulica pode comprometer parcialmente a eficiência das etapas anteriores. A DF atuou de forma determinante para assegurar a qualidade microbiológica do efluente final, complementando os processos de remoção física e biológica realizados pelo WCFV.

Os resultados obtidos para os parâmetros de Fósforo e Fenóis destacam a eficiência progressiva do sistema de tratamento (UASB, WCFV e DF) na remoção desses poluentes, mesmo diante de um aumento na carga hidráulica.

No reator UASB, os níveis iniciais eram de 0,122 mg/L de Fósforo e 0,4 mg/L de Fenóis, valores característicos de um efluente tratado anaerobiamente. Contudo, ao passar pelo WCFV, houve um aumento nos níveis de Fósforo, atingindo 0,226 mg/L, e de Fenóis, chegando a 2,1 mg/L. Esse aumento pode ser atribuído a processos como a liberação de fósforo previamente acumulado no substrato ou pela biomassa vegetal em condições de maior saturação hidráulica, além da possível ressuspensão de partículas e material orgânico, que contribuem para a elevação da concentração de poluentes (Kadlec e Wallace, 2009; Brix, 1997; Vymazal, 2011). Rohaningsih, D. *et al.*, (2023) também relataram aumento na concentração de fósforo ao avaliar um sistema semelhante. Apesar disso, a etapa seguinte, de DF, foi determinante para reverter essa condição.

Na etapa final de DF, os níveis de poluentes foram drasticamente reduzidos, alcançando 0,0012 mg/L de Fósforo e <0,01 mg/L de Fenóis. Essa remoção acentuada reforça a importância do sistema de polimento, que utilizou mecanismos como a retenção física, adsorção e processos biológicos no meio filtrante para eliminar os poluentes remanescentes. A DF demonstrou um desempenho crucial, sendo responsável por uma remoção de praticamente 100% dos Fenóis e por reduzir significativamente o Fósforo a níveis extremamente baixos.

Esses resultados evidenciam a capacidade do sistema de tratamento integrado em lidar com desafios impostos por maiores cargas hidráulicas, garantindo uma melhora gradual e expressiva na qualidade do efluente ao longo das etapas. A eficiência da DF, especialmente, confirma seu papel indispensável no tratamento final, assegurando que o efluente tratado alcance padrões rigorosos de qualidade para descarte ou reuso.

A combinação do sistema integrado, especialmente com o acréscimo da etapa de DF lenta, melhorou consideravelmente a qualidade do efluente final, tornando-o mais adequado para descarte ou reuso, atendendo às exigências dos padrões ambientais, mesmo com o WCFV operando com a TAH alta de 400 mm.d-1 e conseqüentemente com desempenho de remoção inferior ao ser comparado com a TAH de 200 mm.d-1. Levando em consideração que com a TAH mais alta é possível

tratar maior volume de efluente por dia, logo, é mais interessante trabalhar com a TAH mais alta desde que não comprometa a qualidade do efluente final.

6.3 RESULTADOS PARA TAH DE 600 mm.d⁻¹ e TCO 94,87 g DQO/ m². d¹

A Tabela 9 apresenta as médias dos resultados físico-químicos e microbiológicos para a campanha 3 (TAH de 600 mm.d⁻¹ equivalente a TCO 94,87 g DQO/ m². d¹) das três coletas do efluente de reator anaeróbio (ERA), depois de tratado por tratamento pelos dois WCFV e após a DF lenta, com objetivo de comparar a influência.

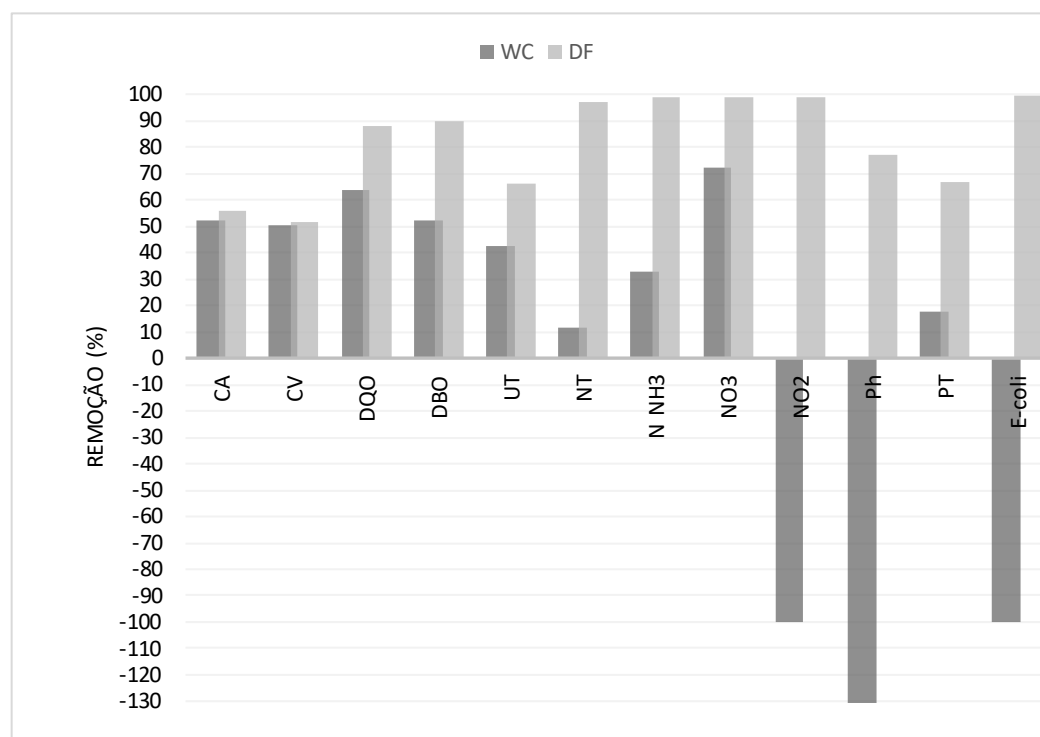
Tabela 9 - Resultados obtidos para o pós-tratamento de efluente de UASB por WCF V com TAH de 600 mm.d¹ e DF na campanha 3

Parâmetros	ERA	WCFV (1 e 2)	DF lenta
Cor Aparente (mg PtCo L ⁻¹)	115± 21	55± 12	51± 6
Cor verdadeira (mg PtCo L ⁻¹)	87± 25	43± 5	42± 3
DQO (mg/L O ₂)	158,12± 23,33	39,53± 27,53	18,82 ± 3,26
DBO (mg/L O ₂)	92	43,8	9,3
pH	6,92± 0,7	6,88± 0,4	7,44± 0,2
Turbidez (NTU)	63,4± 23,4	36,5± 9,4	21,6± 4,5
E. coli (UFC/ 100mL)	10.10 ⁵	20.10 ⁵	35.10 ²
Fósforo (mg/L)	0,12± 0,1	0,099± 0,05	0,04
Fenóis (mg/L)	0,9± 0,4	2,1± 1,3	0,2
Nitrogênio Total (mg/L)	65,6	58,2	1,77
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	59,3	39,9	<0,10
Nitrato (mg/L)	0,5	0,14	<0,01
Nitrito (mg/L)	0,12	16,1	<0,01

Fonte: A autora.

A seguir a figura 21 ilustra a média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos durante a TAH 600 mm.d⁻¹.

Figura 21: Média de remoção de diferentes parâmetros físico-químicos para a campanha 1 com TAH 600mm.d⁻¹



Nota: Cor aparente CA; Cor verdadeira CV; Demanda química de oxigênio DQO; Demanda bioquímica de oxigênio DBO; turnidez UT; nitrogênio total NT; Nitrogênio amoniacal N NH₃ ; Nitrato NO₃; Nitrato NO₂; Fenóis Ph; Fósforo totais PT.

Fonte: A autora.

Verifica-se por meio dos resultados de que quando se utilizou uma TAH de 600 mm.d⁻¹ o sistema de WCFV, reduziu a concentração de DQO para 39,53 mg/L, resultando em uma remoção parcial de 75%, menor do que as apresentadas para 200 e 400 mm.d⁻¹. Esses resultados concordam com a literatura que para TAH muito altas as WC não mantêm a eficiência (Molle *et al.*, 2004 e 2006).

A etapa de DF lenta promoveu o polimento final do efluente, reduzindo a concentração de DQO para 18,82 mg/L. Isso resultou em uma remoção total acumulada de 88% ao longo de todo o sistema de tratamento. O desempenho da DF lenta foi crucial para atingir uma qualidade de efluente que atende aos padrões estabelecidos, complementando as etapas anteriores e garantindo uma maior remoção dos compostos orgânicos remanescentes.

A análise dos dados de remoção da DBO ao longo do sistema de tratamento evidencia a eficiência progressiva de cada etapa. O efluente inicial apresentava uma concentração de DBO de 92 mg/L, destacando a alta carga orgânica típica de efluentes domésticos.

O tratamento no sistema de WCFV reduziu a DBO para 43,8 mg/L, o que

corresponde a uma remoção de 52,4% nesta etapa, a eficiência de remoção foi inferior as TAH menores. Estudos mostram que à medida que a TAH aumenta, a eficiência de remoção de sólidos e matéria orgânica pode diminuir devido à menor sedimentação e à redução do tempo de contato do efluente com biofilmes e meios filtrantes (Kadlec; Wallace, 2009; Langergraber; Simunek, 2012; Ávila; Garfí; García, 2013).

Na sequência, a etapa de DF lenta reduziu a DBO para 9,3 mg/L, atingindo uma remoção acumulada de 89,9%. Este resultado confirma a eficiência da DF lenta como um processo de polimento final, capaz de remover resíduos orgânicos remanescentes e refinar a qualidade do efluente tratado.

O desempenho do sistema em relação à remoção de parâmetros físicos, como cor aparente, cor verdadeira e turbidez, reforça a eficiência das etapas de tratamento. No sistema de WCFV, as porcentagens de remoção foram de 52,17% para cor aparente, 50,57% para cor verdadeira, 11% para SST e 42,4% para turbidez. Esses resultados indicam uma redução inicial comprometida devida a TAH muito alta, evidenciando a importância de mais uma etapa de tratamento.

Na etapa de DF lenta, os resultados de remoção mostraram maior eficiência nos mesmos parâmetros, atingindo 55,65% para cor aparente, 51,72% para cor verdadeira, 33% para SST e 65,93% para turbidez. Esses dados ressaltam a importância da DF lenta como um processo de polimento final, promovendo melhorias substanciais na qualidade do efluente tratado.

A contribuição da DF lenta foi fundamental para aprimorar a claridade do efluente, reduzindo a presença de sólidos suspensos e turbidez, além de refinar a remoção de cor. Esse resultado demonstra que a DF lenta é uma etapa indispensável para alcançar padrões de qualidade que atendam às exigências de reuso ou descarte ambientalmente seguro.

Ao passar pelo sistema WCFV atingiu a concentração de 58,2mg/L para NT e 39,9 mg/L para N-NH₃. Ao passar pela DF lenta a concentração baixou para 1,17 mg/L para NT e <0,10 para N-NH₃.

Para NO₂ e NO₃ a concentração no efluente pré-tratado com UASB era baixa de 0,12 e 0,5 mg/L respectivamente, ao passar pelo sistema WCFV ocorreu a nitrificação, aumentando a concentração de NO₂ 16,6 mg/L e baixou a de NO₃ para 0,14 mg/L. Ao passar pela última etapa do tratamento, na DF lenta, baixou a concentração de ambos compostos para <0,01 mg/L, atingindo alta eficiência de

99,9% na remoção.

Os resultados microbiológicos obtidos para *Escherichia coli* (UFC/100 mL) na terceira vazão testada, destacaram a eficiência progressiva do sistema de tratamento, mesmo sob condições de maior carga hidráulica. No efluente proveniente do reator UASB, a concentração inicial de *E. coli* foi de 10×10^5 UFC/100 mL, um valor elevado, mas dentro dos padrões típicos de efluentes anaeróbios. Após o tratamento no WCFV, a carga microbiológica aumentou ligeiramente para 20×10^5 UFC/100 mL, um fenômeno que pode ser explicado pela ressuspensão de microrganismos já presentes no sistema ou pela saturação parcial do leito filtrante em decorrência da maior vazão aplicada (Vymazal, 2011; Imfeld *et. al.*, 2009).

Na etapa final do tratamento, composta pelo sistema de DF, os níveis de *E. coli* no efluente tratado foram reduzidos significativamente para 35×10^2 UFC/100 mL. Esse resultado evidencia o papel crucial da DF como etapa de polimento microbiológico, garantindo uma remoção substancial dos microrganismos remanescentes e contribuindo para a qualidade final do efluente.

A importância da terceira etapa de tratamento é especialmente evidente neste cenário, onde o aumento da vazão comprometeu parcialmente a eficiência do WCFV, resultando em uma carga microbiológica maior no efluente intermediário. A DF atuou de maneira indispensável para assegurar uma redução significativa de *E. coli*, complementando o tratamento realizado nas etapas anteriores.

Esses dados reforçam que, em condições de altas vazões, a DF desempenha um papel determinante na garantia da qualidade microbiológica do efluente final, permitindo que os padrões estabelecidos pelas legislações sejam atendidos. Além disso, a combinação de processos anaeróbios, wetlands e filtração final demonstra a eficácia de sistemas integrados no tratamento de esgotos, mesmo em condições operacionais desafiadoras.

Os resultados obtidos para os parâmetros de Fósforo e Fenóis na terceira vazão testada (600 mm.d^{-1}) no reator UASB, as concentrações iniciais eram de 0,12 mg/L de Fósforo e 0,9 mg/L de Fenóis, valores indicativos de um efluente tratado anaerobiamente. Após o tratamento no WCFV, os níveis de Fósforo foram reduzidos para 0,099 mg/L, enquanto os Fenóis aumentaram para 2,1 mg/L. Esse aumento na concentração de Fenóis pode estar relacionado à ressuspensão de material orgânico no leito filtrante e à liberação de compostos previamente acumulados no sistema

devido ao aumento da vazão e, conseqüentemente, à menor retenção hidráulica no WCFV (Vymazal, 2011; Tanner *et al.*, 1998). No entanto, essa etapa ainda apresentou uma leve redução na carga de Fósforo, demonstrando a atuação de processos de adsorção e assimilação biológica, embora limitada pela alta carga hidráulica. Essa menor eficiência pode estar relacionada com o menor tempo de permanência do efluente possa ter ficado dentro do WCFV, devido a formação de caminhos preferenciais e do escoamento superficial, este ocasionado pelo fenômeno natural da colmatção (De Paoli, 2010; Von Sperling, 2015).

A etapa final, composta pela DF, foi fundamental para promover uma remoção significativa dos poluentes remanescentes. Após essa etapa, as concentrações foram reduzidas para 0,004 mg/L de Fósforo e 0,2 mg/L de Fenóis, representando uma queda expressiva nos níveis de contaminação. O sistema de DF atuou eficientemente por meio de mecanismos como retenção física, adsorção no meio filtrante e degradação biológica, garantindo um polimento avançado do efluente.

A melhora progressiva ao longo das etapas de tratamento reforça a importância da integração de processos anaeróbios, WC e DF. A DF, em particular, desempenhou um papel essencial no tratamento final, assegurando a redução de poluentes a níveis compatíveis com os padrões de qualidade exigidos. Esses resultados demonstram que, mesmo em condições de maior carga hidráulica, o sistema é capaz de oferecer um tratamento eficaz e sustentável para Fósforo e Fenóis, contribuindo para a proteção ambiental e viabilizando o reuso seguro do efluente tratado.

Ao comparar com a TAH inicial de 200 mm.d⁻¹, o aumento da taxa comprometeu a eficiência de filtração, principalmente nos resultados obtidos para SST. Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007), também obtiveram queda de eficiência no tratamento de poluentes devido ao aumento da TAH. Verificou-se que a queda da eficiência nos parâmetros em geral é controlada, ou seja, sem grandes variações, de acordo com Kotsia *et al.*, (2020) que ao avaliar o desempenho de sistemas WCFV com um aumento de 70% da vazão relata que fatores como o tempo de operação do sistema, faz com que um WCFV amadurecido não apresente grande variação para um aumento de vazão de até 200%.

A integração das três etapas — reator UASB, WCFV e DF lenta — não apenas demonstrou elevada eficiência no tratamento de efluentes domésticos, mas

também confirmou que o aumento na TAH no WCFV compromete parcialmente os resultados. Este sistema combinado apresenta-se como uma solução promissora para a gestão sustentável de efluentes.

6.4 AVALIAÇÃO DE POSSÍVEL REUSO DO EFLUENTE FINAL

A Tabela 12 apresenta os parâmetros do manual de reuso EPA/600/R-12/618 e da resolução paranaense CERH/122/PR/2023 e as possibilidades de reutilização do efluentes pós-tratado.

Tabela 10 – Possibilidades de reuso para o efluente de WCFV e DF tratado.

Possibilidade de reuso		WCVF+DF 200 mm.d ⁻¹	WCVF+DF 400 mm.d ⁻¹	WCVF+DF 600 mm.d ⁻¹	EPA/600/R	CERH/122/PR/2023
Reuso urbano	Irrestrito	EPA/600/R; CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; Turbidez ≤ 2 UNT; CF < 0 /100 mL; CRM 1 mg/L.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/100 mL; CRM 0,5< CTR< 2 mg/L.
	Restrito	EPA/600/R; CERH/122/ PR	EPA/600/R; CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 UFC/100 mL; CRM 1 mg/L	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/100 mL; CRM 0,5< CTR< 2 mg/L.
Represamento	Irrestrito	-	-	-	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; Turbidez ≤ 2 UNT; CF < 0 /100 mL; CRM 1 mg/L.	
	Restrito	EPA/600/R	-	-	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 /100 mL; CRM 1 mg/L.	
Industrial	Torre de resfriamento	EPA/600/R CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	pH = 6,0 9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 /100 mL; CRM 1 mg/L	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/100 mL; CRM 0,5< CTR< 2 mg/L.
Reuso agrícola	Culturas alimentares	-	-	-	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 10 mg/L; Turbidez ≤ 2 UNT; CF < 0 /100 mL; CRM 1 mg/L.	
	Culturas alimentares processadas	EPA/600/R CERH/122/ PR	-	-	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 UFC/100 mL; CRM 1 mg/L.	
	Culturas não alimentares	EPA/600/R CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 UFC/100 mL; CRM 1 mg/L.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/100 mL; CRM 0,5< CTR< 2 mg/L.
Ambiental		EPA/600/R CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	CERH/122/ PR	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 30 mg/L; SST ≤ 30 mg/L; CF ≤ 200 /100 mL; CRM 1 mg/L.	pH = 6,0-9,0; DBO ₅ ≤ 60 mg/L; CF ≤ 1000 UFC/100 mL; CRM 0,5< CTR< 2 mg/L.

Tabela 10 – Possibilidades de reuso para o efluente de WCFV e DF tratado

						(conclusão)
Aquífero Subterrâneo	Potável indireta	-	-	-	CT < 0 /100 mL; CRM 1 mg/L; pH = 6,5 - 8,5; Aquífero subterrâneo Potável indireta TFca/c Turbidez ≤ 2 UNT; COT ≤ 2 mg/L; padrões de água potável.	
Água de superfície	Potável indireta	-	-	-	CT < 0 / 100 mL; CRM 1 mg/L; pH = 6,5 - 8,5; turbidez ≤ 2 UNT; COT ≤ 2 mg/L; Padrões de água potável	

Fonte: EPA/600/R-12/618 e CERH/122/PR/2023. Nota: Cloro residual mínimo= CRM; Coliformes Fecais = CF; Coliformes Totais = CT; sólidos suspensos totais = SST; número mais provável =NMP

O efluente tratado por WCFV e DF atende os requisitos para reuso urbanos não potáveis, agrícolas e florestais, ambientais e industriais proposto pela resolução CERH Nº 122 DE 19/06/2023 do estado do Paraná. Na legislação internacional, EPA/600/R-12/618 atende todas as possibilidades de reuso exceto potável.

Ao comparar as TAH estudadas, aplicar 200 mm.d¹ resulta num efluente com melhores condições físico-químicas e biológicas, somado a DF vai atingir diferentes finalidades de reuso em diversas legislações nacionais e internacionais, entretanto usar a TAH até 600 mm.d¹ tem a vantagem de tratar mais volume de efluente, somando a DF vai atingir parâmetros de reuso para reuso urbano restrito, represamento restrito, industrial, ambiental e reuso agrícola para culturas não alimentares, conforme descrito na Tabela 10.

Considerado o reuso agrícola, o pós-tratamento com WCFV pode ser adequado se usado como fertirrigação, uma vez que, o processo de nitrificação ocorre independente da TAH baixa ou alta. A concentração alta de nitrogênio pode ser utilizada pelas plantas como fonte de nitrogênio após o processo de nitrificação que pode ocorrer no solo através de bactérias. Em um solo rico em nitrogênio o ideal é usar o efluente tratado com WCFV e DF onde ocorre a remoção de 99,9% dos compostos nitrogenados.

A importância da adequação do efluente para reuso agrícola é dada pelo fato de que a agricultura responde por cerca de 70% do uso global de água doce. Nas últimas três décadas, a produção de alimentos mais que dobrou. Segundo a Organização para Alimentação e Agricultura (FAO), até 2050, será preciso ampliar a produção de alimentos em aproximadamente 60% para suprir a demanda da crescente população mundial (FAO, 2017).

O tratamento eficiente dos efluentes domésticos viabiliza o reuso da água, preserva os recursos hídricos contra a contaminação por despejos inadequados e contribui para a manutenção da biodiversidade. Além disso, reduz a pressão sobre os mananciais de água potável, o que é especialmente crucial em áreas sujeitas a secas ou longos períodos de estiagem.

7 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos ao longo do estudo, que compararam diferentes TAH e TCO no tratamento de efluentes domésticos utilizando o reator UASB, WCFV e DF lenta, é possível concluir que:

Embora o aumento da TAH e TCO no WCFV tenha impactado os resultados, com TAH de até 600 mm.d⁻¹, o sistema demonstrou robustez mantendo uma eficiência significativa na remoção de poluentes, como a DQO (39,53 mg/L) e a DBO (43,8 mg/L). No entanto, a etapa de DF lenta foi decisiva para alcançar níveis ainda mais baixos de concentração, como DQO de 18,82 mg/L e DBO de 9,3 mg/L, além de melhorias consistentes na turbidez e cor do efluente.

O desempenho positivo do WCFV mesmo com TAH elevadas é um fator muito importante para aumentar o volume de efluente tratado por dia, e a DF lenta se destacou como a tecnologia eficiente no aprimoramento da qualidade do efluente final, garantindo remoções superiores de parâmetros críticos como DBO, cor verdadeira e turbidez. Assim, a combinação dessas tecnologias, com especial atenção à etapa final de DF lenta, representa uma solução eficaz para o tratamento de efluentes, mesmo em cenários de altas cargas hidráulicas com o carregamento orgânico até 95 g DQO/m².d¹, como avaliado no presente estudo.

Os sistemas de filtração de efluentes, especialmente quando incluem a etapa de DF, sem necessidade de coagulação prévia, são altamente eficazes para a remoção de poluentes microbiológicos, compostos orgânicos (como Fenóis) e nutrientes (como Fósforo). Essa combinação de tecnologias oferece uma solução sustentável e eficiente para o tratamento de efluentes, garantindo que os padrões de qualidade exigidos sejam atingidos. O desempenho robusto, mesmo sob maiores vazões, destaca a adequação desses sistemas para aplicação em cenários variados, como comunidades urbanas e rurais, com benefícios diretos à saúde e ao meio ambiente.

A configuração de tratamento estudada de reator anaeróbico – WCFV – DF lenta atinge qualidade final adequada de reuso para todas as possibilidades

exceto potável na legislação internacional, EPA/600/R-12/618 e para todas as possibilidades de reuso na legislação de reuso do Paraná.

8 PERSPECTIVAS PARA TRABALHOS FUTUROS

- Análise econômica e de viabilidade técnica Investigar o custo-benefício, manutenção, e replicabilidade do sistema em diferentes contextos (urbano/rural, doméstico/industrial);
- Futuras investigações podem incluir a análise da eficiência do sistema na remoção de metais pesados, especialmente considerando o potencial das zeólitas (como a clinoptilolita) e de certos tipos de plantas em wetlands para esse fim;
- Estudos complementares podem investigar a composição microbiana associada às diferentes fases do tratamento, permitindo compreender melhor os mecanismos de degradação da matéria orgânica e remoção de nutrientes.
- Fazer o uso de traçadores que são substâncias (geralmente inertes) adicionadas propositalmente ao sistema Wetlands para estudar o comportamento hidráulico do fluxo da água, tempo de detenção hidráulico real (TDH).

Dessa forma, a presente pesquisa oferece uma base sólida para novos estudos, que poderão não apenas aprofundar o conhecimento técnico, mas também contribuir com soluções sustentáveis e adaptáveis às diferentes realidades ambientais.

REFERÊNCIAS

- ABNT. **Projeto de estação de tratamento de água para abastecimento público -Procedimento**.1992.Disponível em: <https://www.normas.com.br/autorizar/visualizacao-nbr/5609/identificar/visitante> Acesso em: 9 out. 2024.
- ABNT. NBR 13.969: **Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos** – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- AGUIAR, M. R. M. P. DE; NOVAES, A. C.; GUARINO, A. W. S. Remoção de metais pesados de efluentes industriais por aluminossilicatos. **Química nova**, v. 25, n. 6b, p. 1145-1154, 2002.
- AL-AMOUDI, O. S. Wastewater treatment methodologies: review article. **Journal of Environmental Management**, v. 231, p. 59-67, 2019. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/332183222_Wastewater_Treatment_Methodologies_Review_Article. Acesso em: 12 de dez. 2024.
- ALNAHHAL, S.; ABUALHIN, K.; BARHOUM, M. Performance Evaluation of Sand Filter and Ultraviolet Disinfection Prototype on Treated Wastewater in Rafah, Gaza Strip. **International Journal of Waste Resources**, v. 13, n. 5, p. 1-6, 2021. Disponível em: <https://www.walshmedicalmedia.com/open-access/performance-evaluation-of-sand-filter-and-ultraviolet-disinfection-prototype-on-treated-wastewater-in-rafah-gaza-strip-123239.html>. Acesso em: 12 de jan. 2025.
- ALTMAN, S. J.; RHOADES, J. D.; PORENCE, J. Evaluating the effects of hydraulic loading rate and substrate type on contaminant removal in vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 91, p. 494-502, 2016
- ÁLVARES, J. A; RUÍZ, I; SOTO, M. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. **Ecological Engineering**. v, 33, p. 54-67. 2008, Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.02.001>. Acesso em: 12 junho. 2024.
- ARENA, N; LEE, J; CLIFT, R. Life Cycle Assessment of activated carbon production from coconut shells. **Journal of Cleaner Production**, v. 125, p. 68– 77, 2016.
- ASSAF, A. **Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um Wetland construído vertical de fundo saturado**. Disponível em: https://tratamentodeagua.com.br/artigo/wetland-tratamento-esgoto-sanitario/?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 13 mar. 2025.
- APHA, American Public Health Association, AWWA. WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**, v. 21, Washington, 2017.
- ÁVILA, C., GARFÍ, M., GARCÍA, J. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. **Ecological Engineering**, 61, 43-49. 2013.

BAGGIOTTO, C. *et al.* Analysis of the influence of hydraulic application rate and saturation heights in a vertical flow constructed wetland on nitrogen removal. **Eng Sanit Ambient** v. 28, e20220252, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s1413-415220220252>. Acesso em: 04 de junho. 2024.

Brasil. Lei nº 14.546, de 4 de abril de 2023. Altera a Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (Lei de Saneamento Básico), para estabelecer medidas de prevenção a desperdícios, de aproveitamento das águas de chuva e de reuso não potável das águas cinzas. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2023-2026/2023/lei/l14546.htm. Acesso em: 12 de nov. 2024.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. H. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water Science and Technology**, v. 18, n. 10, p. 107-118, 2018. Disponível em: https://research.amanote.com/publication/W4861HMBKQvf0Bhi_ysP/constructed-wetlands-for-wastewater-treatment. Acesso em: 15 de dez. 2024.

BUI, J.J.X.; TAN, Y.Y.; F. E.; CARRIE HO; C. A tracer study in a vertical flow constructed wetland treating septage. **World Journal of Engineering**. 15 (4), 2018.

CAMPOS, S. Study on Sand Filtration for Drinking Water Treatment in Tropical Regions. **Water Science and Technology**, 46(9), 233-240. 2002.

CAMPOS, S. X.; SOTO, M. The use of constructed wetlands to treat effluents for water reuse. **Environments** v. 11, p. 35. 2024.

CARBALLEIRA, T. **Depuración de efluentes urbanos en humedales construídos: influencia da especie vexetal, a configuración e a velocidade de carga orgánica.** Universidade da Coruña. 2014.

ÇEÇEN, F.; AKTAS, Ö. Activated carbon for water and wastewater treatment: integration of adsorption and biological treatment. **Hoboken: John Wiley & Sons**, 2011.

CIRNE, D. G. Control of sulphide during anaerobic treatment of S- containing wastewaters. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 19, n. 3, p. 247-256, 2014. Disponível em: https://repositorium.sdum.uminho.pt/bitstream/1822/7867/1/Cirne_RESB%5B2%5D.pdf. Acesso em: 15 junho. 2024.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2008.

COLLISON, R.S.; GRISMER, M. E. Upscaling the Zeolite-Anammox Process: Treatment of secondary effluent. **Water**. 2018 Disponível em: <http://www.mdpi.com/2073-4441/10/3/236/pdf>. Acesso em: 05 de julho de 2024.

COMINO, E; RIGGIO V.A; ROSSO, M. Constructed wetland treatment of agricultural effluent from an anaerobic digester. **Ecol Eng**. 2013; p. 165–172.

CONAMA. **RESOLUÇÃO Nº 503**. 2021 Disponível em: https://conama.mma.gov.br/index.php?option=com_sisconama&task=arquivo.download&id=813. Acesso em: 20 de junho de 2024.

COSTA, R. H. R. **Avaliação de sistemas de tratamento de efluentes domésticos por zonas de raízes**. 2021. Tese (Doutorado em Engenharia Sanitária e Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2021.

Silva, C. P. **Pós-tratamento de efluente doméstico de reator anaeróbio utilizando dupla e tripla filtração para fins de reúso: estudo físico químico e toxicológico**. 2020. 181p. Tese (Doutorado em Química – Associação Ampla UEL/UEPG/UNICENTRO) – Universidade Estadual de Ponta Grossa. Ponta Grossa, 2020.

DECAZO, D. Advanced wastewater treatment techniques. **Journal of Environmental Management**, v. 180, p. 564-578, 2016.

DECEZARO, S. T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical**. 2016. 173 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/7916>. Acesso em: 13 mar. 2025.

DESILVA, D. G. **Uso de coagulantes naturais no tratamento de efluentes têxteis**. 2000. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2000.

DE PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de Wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2010.

DI BERNARDO, L. **Tratamento de águas de abastecimento por filtração em múltiplas etapas**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Disponível em: <https://repositorio.usp.br/item/001027557>. Acesso em: 10 de dez. 2024.

DI BERNARDO, L. & DANTAS, Â.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. São Carlos: Rima, 2006.

DOTRO, G. *et al.* **TREATMENT WETLANDS**, 1st ed. IWA Publishing. 2017.

DUDA, R. M.; OLIVEIRA, R. A. de. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Eng. Sanit. Ambient.**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 1, p. 91- 100, Mar. 2011. Disponível em: Acesso em 25 Junho 2024.

DWA - Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. **Standard DWA-A 262: Principles for Dimensioning, Construction and Operation of Wastewater Treatment Plants with Planted and Unplanted Filters for Treatment of Domestic and Municipal Wastewater**. Novembro de 2017. Disponível em: <https://shop.dwa.de/en/Standard-DWA-A-262-Principles-for-Dimensioning-Construction-and-Operation-of-Wastewater-Treatment-Plants-with-Planted-and-Unplanted-Filters-for-Treatment-of-Domestic-and-Municipal-Wastewater->

November-2017/A-262E-PDF-17. Acesso em: 23 de jun. 2024.

ENGIDA *et al.* **Review paper on treatment of industrial and domestic wastewaters using UASB reactors integrated into constructed wetlands for sustainable reuse.** ALÖKI Kft., Budapest, Hungary. 2020. Disponível em: http://dx.doi.org/10.15666/aeer/1802_31013129 Acesso em: 20 jan. 2024.

FAO. **Water for Sustainable Food and Agriculture.** Roma: FAO, 2017.

FLORENCIO, L; BASTOS, R. K. X; AISSE, M. M. (coordenador). **Tratamento e utilização de esgotos Sanitários.** PROSAB –Edital IV. Recife: ABES. 427p. 2006.

FU, F.; DIONYSIOU, D. D.; LIU, H. The use of zero-valent iron for groundwater remediation and wastewater treatment: a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 267, p. 194-205, 2018.

GALLITTI, B. P. **Tratamento de esgoto por wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal com diferentes taxas de aeração intermitente.** 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

GARCIA, H. A.; CORZO, G. Hydraulic modeling of constructed wetlands for wastewater treatment: a review. **Water Research**, v. 42, n. 10-11, p. 2795- 2807, 2008.

GHISLENI, L. S.; SOUZA, M. E. Avaliação da eficiência de wetlands construídos no tratamento de efluentes domésticos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 147-156, 2018.

HAMID, S. H. A.; YASIN, N. H. M.; HASAN, H. A.; et al. A review of removal of pollutants from water/wastewater using different types of biochar. **Environmental Technology & Innovation**, v. 20, p. 101-233, 2020.

HUANG, A. K. *et al.* Sequential process of coagulation/flocculation/sedimentationadsorption - microfiltration for laundry effluent treatment. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 7, n. 4, p. 103226, 2019.

IEA, Instituto de Ecologia Aplicada. **“Wetland”.** 2004 Disponível em: <http://www.wetland.com.br>. Acesso em: 18 de jun. 2024.

INGLEZAKIS, V. J. et al. Removal of iron and manganese from underground water by use of natural minerals in batch mode treatment. **Desalination and Water Treatment**, v. 18, n. 1–3, p. 341–346, 2010.

INGLEZAKIS, V. J. The concept of “capacity” in zeolite ion-exchange systems. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 281, n. 1, p. 68-79, 2005

IMFELD, G.; BRAEKEVELT, E.; KAISER, D.; et al. Monitoring and assessing processes of organic contaminant removal in constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 74, n. 3, p. 349-362, 2009

JIANG, Z. *et al.* Synthesis of pure NaA zeolites from coal fly ashes for ammonium

removal from aqueous solutions. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 18, n. 3, p. 629–637, 2016.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.R. **Treatment Wetlands**, 2nd edition, CRC Press, Boca Raton, Florida, 2009.

KADLEC, R.H., WALLACE, S.D. **Treatment Wetlands**, 2nd ed Instituto Nacional de Meteorologia -INMET, Inmet.gov.br, 2009. disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/noticias/ano-de-2023-%C3%A9-o-mais-quente-da-hist%C3%B3ria-do-brasil>>. acesso em: 30 jun. 2024.

KANTAWANICHKUL, S.; NEAMKAM, P. & SHUTES, R. B. E. Nitrogen removal in a combined system: vertical vegetated bed over horizontal flow sand bed. **Water Science & Technology** 44, 138–142. 2009.

KHAN, A. A. *et al.* Sustainable options of post treatment of UASB effluent treating sewage: A review. **Resources, Conservation and Recycling**, v. 55, n. 12, p. 1232–1251. 2011

KOCHI, L. Y. *et al.* Aquatic Macrophytes in Constructed Wetlands: A Fight against Water Pollution. **Sustainability**, v. 12, n. 21, p. 9202–9202, 5 nov. 2020.

KOTSIA, D. *et al.* Converting treatment wetlands into “treatment gardens”: Use of ornamental plants for greywater treatment. **Sci. Total Environ.** p. 744 140889, 2020

LANGERGRABER, G., & ŠIMUNEK, J. Reactive transport modeling of subsurface flow constructed wetlands using the HYDRUS wetland module. **Vadose Zone Journal**, 11(2). 2012.

LINHARES, B. D. **Filtros granulares (areia e carvão ativado) para pós- tratamento de efluente anaeróbio**. 2017. 70 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2017. Disponível em: <https://repositorio.ufpe.br/handle/123456789/29106>. Acesso em: 11 de dez. 2024.

LINHARES, L. S. **Tratamento de efluentes industriais utilizando processos oxidativos avançados**. 2017. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, 2017.

LUI, T. *et al.* Enhancing nitrogen removal in constructed wetlands: The role of influent substrate concentrations in integrated vertical-flow systems. **Environmental Science and Ecotechnology**. v.21, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.esec.2024.100411>. Acesso em: 21 de jun. 2024

LIU, W. *et al.* Evaluation of groundwater hardness removal using activated clinoptilolite. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 27, p. 17541 17549, 2019.

LUZ, A. B. DA. **Zeólitas: Propriedades e Usos industriais**. Rio de Janeiro: CETEM – CENTRO DE TECNÓLOGIA MINERAL/CNPq, p. 35, 1995.

MARGETA, K. *et al.* Natural Zeolites in Water Treatment – How Effective is Their Use. In: **Water Treatment**. London: InTech, 2013.

MATOS, A.T.; LO MONACO, P.A. Tratamento e aproveitamento agrícola de resíduos sólidos e líquidos da lavagem e despolpa de frutos do cafeeiro. **Engenharia na Agricultura**, Boletim Técnico, 7. Viçosa: UFV. p. 68, 2003.

MAZUCATO V. S. H. *et al.* Behavior of partially saturated vertical flow constructed wetland in the removal of nitrogenated organic matter and phosphorus. **Brazilian Journal of Development**, Curitiba, v 6, n. 8, p. 56506- 56520. 2020.

METCALF, L; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. Porto Alegre, 2015.

METCALF, L. e EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: treatment and resource recovery**. 5ª edição, Nova Iorque: McGraw-Hill Education, 2048p. 2013.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**. 69(1), p. 106-12. doi: 10.2166/wst.2013.561. 2014.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A. G.; IWEMA, A. **French vertical flow constructed wetlands: reed bed behaviour and limits due to hydraulic overloading on first stage filters**. In: 9ème conférence sur les marais artificiels et 6ème conférence sur le lagunage naturel, Sep 2004, Avignon, France. v.5. 2004.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to treat raw sewage with constructed wetlands: an overview of the French systems. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 11-21, 2005.

MOLLE, P., LIÉNARD, A., GRASMICK, A., IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**. 40(3), p. 606-612, 2006.

MOLLE, P., LOMBARD LATUNE, R., RIEGEL, C., LACOMBE, G., ESSER, D., MANGEOT, L. French vertical flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. **Water Science and Technology**. 71 (10), p.1516-1523, 2015.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE, S.; AND LIÉNARD, A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full-scale experiment study. **Ecological Engineering**, 34 (1), p. 23-29, 2008.

MONTÉGUT, G.; MICHELIN, L.; BRENDLÉ, J.; LEBEAU, B.; PATARIN, J. Ammonium and potassium removal from swine liquid manure using clinoptilolite, chabazite and faujasite zeolites. **Journal of Environmental Management**, v. 167, p. 147-155, 2016.

NÚÑEZ, M. S. **Sistema combinado dioxestor-humidal seguido de fotodegradación para a depuração de águas residuais e contaminantes orgânicos emergentes**. 2021. Tese (Doutorado em ciência e tecnologia ambiental) - Universidade de Coruña -Coruña, 2021.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands) de fluxo vertical e horizontal – sistemas híbridos**. 113 f. Dissertação (mestrado) – Centro Tecnológico,

Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

PAING, J. GUILBERT, A GAGNON, V. CHAZARENC, F. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. **Ecological Engineering**. 80, p. 46-52, doi: 10.1016/j.ecoleng.2014.10.029. 2015.

PAN, J. H. ZHANG, W. LI, F. Full-scale experiment on domestic wastewater treatment by combining artificial aeration vertical- and horizontal-flow constructed wetlands system. **Water, Air, Soil Pollut.** 223. 5673e5683. 2012.

PATERNIANI, J. E. S.; SILVA, M. J. M.; RIBEIRO, T. A. P.; BARBOSA, M. Pré-filtração em pedregulho e filtração lenta com areia, manta não tecida e carvão ativado para polimento de efluentes domésticos tratados em leitos cultivados. **Engenharia Agrícola**, v. 31, n. 4, p. 803-812, jul./ago. 2011. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/eagri/a/55DjTKyZwLtJLpMDtJ6Hk5b/?format=pdf>. Acesso em: 20 de nov. 2024.

PELISSARI, C.; ÁVILA, C.; TREIN, C.; GARCÍA, J.; DE ARMAS, R. D.; SEZERINO, P. H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390- 399. 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>. Acesso em 01 de jul. 2024.

PFANNES, K. R.; VEENSTRA, N.; BEERENDONK, E. F.; MEDEMA, G. J.; VAN DER KOOIJ, D. Selective elimination of bacterial faecal indicators in the schmutzdecke of slow sand filtration. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 99, n. 23, p. 10323–10332, 2015. Disponível em: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00253-015-6882-9>. Acesso em: 10 de abr. 2024.

PRADO, M. A. C.; CAMPOS, C. M. M.; SILVA, J. F. da. Estudo da variação da concentração de metano no biogás produzido a partir das águas residuárias do café. **Ciênc. agrotec.**, Lavras, v. 34, n. 2, p. 475- 484, Abr. 2010. Disponível em: Acesso em 25 jan. 2024.

PROSAB. **Rede cooperativa de pesquisas. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Local de Edição: RiMa, Artes e Textos, 1º edição. Rio de Janeiro, 1999.

PROCHASCHA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I.; ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage, **Ecological Engineering**, v. 1, p. 57-66, 2007.

PROST-BOUCLE, S. *et al.* **Les filtres plantés de roseaux avec aération forcée suivi de la station de Tarcenay, procédé e Rhiwosph'air** (syntea) HAL-03185685. 2021.

QUEIROZ, S.C.B. *et al.* Dupla filtração para o tratamento de água eutrofizada na região norte do Brasil. **Revista DAE**, v.66, n. 212, p. 41–60, 2018.

RESENDE, N. G. A. M.; MONTE, M. B. M.; PAIVA, P. R. P. **Zeólitas Naturais**. In:

VALARELLI, J. V.; LUZ, A. B.; LINS, F. A. F. (Org.). *Rochas e Minerais Industriais no Brasil: Usos e Especificações*. 2. ed. Rio de Janeiro: CETEM/MCTI, 2008. p. 889-915, 2008.

RODRIGUES, L.S. *et al.* Tratamento de efluentes de abatedouro de frangos por meio de reator UASB seguido de filtro anaeróbio. **Arq. Bras. Med. Vet. Zootec.**, Belo Horizonte, v. 68, n. 1, p. 97-103, fev. 2016. Disponível em: Acesso em 25 mai. 2024.

ROHANINGSIH, D.; HENNY, C.; SUSANTI, E.; SUDIYONO, B. T.; FEBRIANTI, D.; WALUYO, SUGIARTI, A.; LESTARI, F. S. The efficacy of *Vetiveria zizanioides* in horizontal subsurface flow constructed wetland for treating textile wastewater.

Earth Environ. Sci. 2023. Disponível em: file:///C:/Users/milen/Downloads/The_efficacy_of_Vetiveria_zizanioides_in_horizonta.pdf. Acesso em: 12 de mar. 2024.

SANTOS, M.O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B.Z.; FREITAS, M.N.; SEZERINO, P.H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **Tecnológica**, Santa Cruz do Sul, v. 22, n. 1, p. 25-29, jan./jun. 2018. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v22i1.10500>. Acesso em 18 de fev. 2025.

SAKARAI, K. S. Hybrid constructed wetlands as post-treatment of blackwater: an assessment of the removal of antibiotics. **Journal of Envir. Management**. v, 278, p. 2, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111552>. Acesso em: 23 de jun. de 2024.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; OLIJNYK, D. P.; PHILIPPI, L.S. Nitrificação em wetlands construídos de fluxo vertical empregando diferentes cargas aplicadas sob condições de clima subtropical. In: **XXXI Congresso Interamericano AIDIS**, Santiago – Chile: AIDIS. CD-ROM, 2008.

SEZERINO, P. H. *et al.* Wetlands Construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário: Recomendações para implementação e boas práticas de operação e manutenção. **GESAB - UFSC**. Copiart. Tubarão / Santa Catarina, 2018.

SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. Combined process of chemically enhanced sedimentation and rapid filtration for urban wastewater treatment for potable reuse. **Environmental Technology**, v. 4, p. 1-12, 2022.

SILVA, C. P. *et al.* Post-treatment of anaerobic reactor effluent for reuse using a triple filtration system. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 76-82, 2019.

SILVA, C. P.; CAMPOS, S. X. The effects of anaerobic reactor post-treatments by rapid filtration systems and conventional techniques. **Environ Sci Pollut Res** 29, 61870–61880 (2022). Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s11356-021-16350-8>. Acesso em: 09 de jun de 2024

SILVA, C. P. *et al.* Post-treatment of anaerobic reactor effluent for reuse using a triple filtration system. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 76–82, 2019.

SILVA, W. P. *et al.* Peracetic acid: Structural elucidation for applications in wastewater

treatment. **Water Research**, v. 168, p. 115143, 2020.

SIMATE, G. S. The treatment of brewery wastewater for reuse by integration of coagulation/flocculation and sedimentation with carbon nanotubes 'sandwiched' in a granular filter bed. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v. 21, p. 1277–1285, 2015.

SHINZATO, M. C. Remoção de metais pesados em solução por zeólitas naturais: revisão crítica. **Revista do Instituto Geológico**, São Paulo, v. 27, n. 28, p. 65-78, 2007.

SHOUSHTARIAN, F.; NEGAHBAN-AZAR, M. Worldwide Regulations and Guidelines for Agricultural Water Reuse: A Critical Review. **Water**, v.12 p. 971. 2020.

SOUSA, J.T.; VAN HAANDEL, A.C.; LIMA, E.P.C.; HENRIQUE, I.N. Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré- tratados em reator UASB. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 9, n.4, p. 285-290, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-41522004000400004>. Acesso em 18 de fev. 2025.

SPELLMAN, F. R. **Handbook of water and wastewater treatment plant operations**. Boca Raton: CRC Press, 2014.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v. 38, n. 3, p. 49-56, 1998

TANG, X.Y., *et al.* Removal of chlorpyrifos in recirculating vertical flow constructed wetlands with five wetland plant species. **Chemosphere**, 216, 195-202.2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.150>. Acesso em: 02 de jul. de 2024.

TAVARES, F. V., OLIVEIRA, R. P., DANIEL, L. A. Post-treatment of anaerobic effluent using sand filtration: Efficiency and operational strategies. **Environmental Technology**, 38(15), 1893-1903. 2017.

TYAGI, V. K. et al. Slow sand filtration of UASB reactor effluent: A promising post treatment technique. **Desalination**, v. 249, n. 2, p. 571–576, 2009.

TLILI, T. *et al.* Potential of Phragmites australis in vertical flow constructed wetland for heavy metals removal from urban wastewater. **Research Square**. 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-2613123/v1>. Acesso em: 20 junho 2024.

TONETTI, C.; DENG, K.; CHRISTIANSEN, A.; et al. Self-reported bleeding on brushing as a predictor of bleeding on probing: early observations from the deployment of an Internet of Things network of intelligent power-driven toothbrushes in a supportive periodontal care population. **Journal of Clinical Periodontology**, v. 47, p. 1219-1226, 2020. Disponível em: <https://www.scirp.org/reference/referencespapers?referenceid=3768489>. Acesso em: 01 de fev. 2025.

TONON, D.; TONETTI, A. L.; CORAUCCI FILHO, B.; BUENO, D. A. C. Wastewater treatment by anaerobic filter and sand filter: Hydraulic loading rates for removing organic matter, phosphorus, pathogens and nitrogen in tropical countries.

Ecological Engineering, v. 82, p. 583-589, 2015. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0925857415300380>. Acesso em: 10 de jan. 2025.

TORRIJOS, M. Anaerobic digestion of municipal solid waste: state of the art. **Water Science and Technology**, v. 75, n. 6, p. 1333-1342, 2017.

TRZCINSKI, A. P.; OFOEGBU, N. Anaerobic treatment of food waste using a two-phase pilot-scale anaerobic digester for methane production. **Waste Management**, v. 31, n. 3, p. 50-56, 2011.

TUFANER, F. Post-treatment of effluents from UASB reactor treating industrial wastewater sediment by constructed wetland. **Environmental Technology**, p. 912-920, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/09593330.2018.1514073>. Acesso em: 02 de jul. de 2024. UNESCO. Nature-based Solutions. **The United Nations World Water Development Report.**, Brasília, p. 154, 2023.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Guidelines for Water Reuse**. Washington, D.C.: USEPA, 2012. Disponível em: <https://www.epa.gov>. Acesso em: 06 jun. 2024.

UTE. **Reator UASB**. UFRJ. Centro Experimental de Saneamento Ambiental, Rio de Janeiro, 2016. Disponível em: <http://www.saneamento.poli.ufrj.br/site/pt-br/reator-uasb/>. Acesso em 16 jun 2024.

VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; HUIBERS, F. **(pré-)tratamento anaeróbico para a recuperação descentralizada de águas residuais domésticas, estimulando a reutilização agrícola**. – Anais do VII Workshop e Simpósio Latino-Americano sobre Digestão Anaeróbica, 22-25 de outubro de, Mérida, México. 2002.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. **Environmental Science & Technology**, v. 45, n. 1, p. 61–69, 2011. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es101403q>. Acesso em: 11 de dez. de 2024.

VON SPERLING, M. Comparison of simple, small, full-scale sewage treatment systems in Brazil: UASB-maturation ponds-coarse filter; UASB- horizontal subsurface-flow wetland; vertical-flow wetland (first stage of French system). **Water Sci. Technol.** v. 71, n.3, p.329. 2015.

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

VYRIDES, I.; CONTERAS, P. A.; STUCKEY, D. C. Post-treatment of a submerged anaerobic membrane bioreactor (SAMBR) saline effluent using powdered activated carbon (PAC). **J. of hazardous materials**. v. 177. p. 836- 841. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.109>. Acesso em: 19 jun. de 2024.

WU, S. *et al.* Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107–120, 2014.

YAN, Y. *et al.* Remoção aprimorada de nitrogênio do esgoto doméstico rural por meio de nitrificação parcial-anammox em áreas úmidas construídas com fluxo subterrâneo vertical integrado. **Environ. Res.** p. 233. 2023.

YUNA, Z. Review of the natural, modified, and synthetic zeolites for heavy metals removal from wastewater. **Environmental Engineering Science**, v.33, n.7, p. 443-454, 2016.

ZHANG, D.; GERSBERG, R. M.; KEAT, T. S. Review constructed wetlands in China. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1367–1378, 2009.

ZHANG, N.; *et al.* Mn oxides enhanced pyrene removal with both rhizosphere and non-rhizosphere microorganisms in subsurface flow constructed wetlands. **Chemosphere**, 307, 135821. 2022.

ZHENG, Y. Z. *et al.* Efeitos de melhoria e caminhos de remoção de nitrogênio por fonte de carbono baseada em plantas em áreas úmidas construídas com fluxo vertical integrado. **J. Water Process Eng.** p. 47. 2022.