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

JULIO CESAR MACHADO

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO UTILIZANDO WETLANDS E FILTRAÇÃO LENTA NA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS

PONTA GROSSA
2026

JULIO CESAR MACHADO

PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO UTILIZANDO WETLANDS E FILTRAÇÃO LENTA NA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Exame de defesa apresentado como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Química no Programa de Pós-Graduação em Química Universidade Estadual de Ponta Grossa.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

PONTA GROSSA

2026

Machado, Julio Cesar
M149 Pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio utilizando wetlands e filtração lenta na remoção de metais potencialmente tóxicos / Julio Cesar Machado. Ponta Grossa, 2026.
95 f.

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

Orientador: Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos.

1. Tecnologias - natureza. 2. Contaminantes potencialmente tóxicos. 3. Filtração lenta. 4. Pós-tratamento - efluentes anaeróbios. 5. Reúso não potável. I. Campos, Sandro Xavier de. II. Universidade Estadual de Ponta Grossa. Química. III.T.

CDD: 540

Ficha catalográfica elaborada por Maria Luzia Fernandes Bertholino dos Santos- CRB9/986

TERMO DE APROVAÇÃO

JULIO CESAR MACHADO

“PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE REATOR ANAERÓBIO UTILIZANDO *WETLANDS* E DUPLA FILTRAÇÃO LENTA NA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS”

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 Documento assinado digitalmente
SANDRO XAVIER DE CAMPOS
Data: 08/07/2026 11:30:35-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Orientador Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos

UEPG/PR

gov.br Documento assinado digitalmente
CARLOS MAGNO DE SOUSA VIDAL
Data: 03/07/2026 06:48:23-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

Prof. Dr. Carlos Magno de Sousa Vidal

UNICENTRO/PR

gov.br Documento assinado digitalmente
ELAINE REGINA LOPES TIBURTIUS
Data: 07/07/2026 17:58:38-0300
Verifique em https://validar.iti.gov.br

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

Ponta Grossa, 26 de junho de 2026.

AGRADECIMENTOS

A Deus, por me guiar e iluminar em cada etapa desta jornada.
Ao meu orientador, Prof. Dr. Sandro Xavier de Campos, pela dedicação, paciência e ensinamentos que foram fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho.
Aos meus amigos do grupo QAAS, especialmente à Milene e ao Cleber, pelo apoio constante, pela troca de conhecimentos e por tornarem os desafios do laboratório mais leves.
À SANEPAR Estação de Tratamento de Efluentes Gertrudes e a toda sua equipe, pela colaboração essencial para a realização desta pesquisa.
Aos meus pais, Natália e Marco, pelo amor, incentivo e por sempre acreditarem no meu potencial.
À minha irmã Juliana, por estar ao meu lado e me motivar em cada conquista.
E a todos que, de alguma forma, contribuíram para que este trabalho se tornasse realidade.
Muito obrigado!

RESUMO

A crescente pressão sobre os recursos hídricos e a necessidade de ampliar alternativas para o reúso de água têm reforçado a importância do desenvolvimento de sistemas de tratamento de efluentes com maior eficiência e menor custo operacional. Nesse contexto, este trabalho avaliou em escala piloto, o desempenho de um sistema de pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio composto por wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) associados à dupla filtração lenta, com foco na remoção de parâmetros físico-químicos e de metais potencialmente tóxicos. O sistema foi constituído por dois WCFV preenchidos com camadas de areia e cascalho e *Juncus spp.*, seguidos por uma etapa de dupla filtração lenta (DF) com materiais filtrantes de areia, carvão ativado e clinoptilolita. Foram avaliadas três taxas de aplicação hidráulica (TAH), sendo: 200, 400 e 600 $mm \cdot d^{-1}$. Para os parâmetros físico-químicos, o sistema apresentou bom desempenho nas três condições operacionais, sem diferenças significativas no efluente final entre as TAH avaliadas. Considerando o sistema WCFV e DF, as remoções globais variaram de 88,2 a 93,2% para DQO, de 91,2 a 97,2% para DBO, de 68,4 a 93,0% para turbidez, de 86,2 a 98,1% para fósforo total, de 90,0 a 96,2% para nitrogênio total, de 92,4 a 97,1% para nitrogênio amoniacal e de 86,2 a mais de 96% para fenóis. Para os metais potencialmente tóxicos, a influência da TAH foi mais evidente. Na condição de 200 $mm \cdot d^{-1}$, as remoções globais foram de 91,0% para Cd, 94,2% para Pb, 91,0% para Cr, 91,8% para Ni e 92,6% para Cu. Em 400 $mm \cdot d^{-1}$, as remoções permaneceram elevadas, porém menores, variando de 78,9 a 90,6%. Já em 600 $mm \cdot d^{-1}$, os valores ficaram entre 60,4 e 75,7%, mostrando que o aumento da carga hidráulica afetou diretamente os mecanismos de remoção desses elementos no sistema. De modo geral, a associação entre WCFV e DF lenta mostrou-se promissora para o pós-tratamento de efluentes anaeróbios, com potencial para remoção de efluentes contaminados com metais e indicando potencial de aplicação do efluente tratado em estratégias de reúso agrícola, conforme os critérios estabelecidos pela legislação do Estado do Paraná.

Palavras-chave: tecnologias baseadas na natureza; contaminantes potencialmente tóxicos; filtração lenta; pós-tratamento de efluentes anaeróbios; reúso não potável.

ABSTRACT

The increasing pressure on water resources and the need to expand alternatives for water reuse have reinforced the importance of developing wastewater treatment systems with higher efficiency and lower operating costs. In this context, this study evaluated, at pilot scale, the performance of a post-treatment system for anaerobic reactor effluent composed of vertical flow constructed wetlands (VFCW) associated with double slow filtration, focusing on the removal of physicochemical parameters and potentially toxic metals. The system consisted of two VFCW units filled with layers of sand and gravel and planted with Juncus spp., followed by a double slow filtration (DF) stage using sand, activated carbon and clinoptilolite as filter media. Three hydraulic loading rates (HLR) were evaluated: 200, 400 and 600 $mm \cdot d^{-1}$. For the physicochemical parameters, the system showed good performance under the three operational conditions, with no significant differences in the final effluent among the evaluated HLR. Considering the VFCW and DF system, global removals ranged from 88.2 to 93.2% for COD, 91.2 to 97.2% for BOD, 68.4 to 93.0% for turbidity, 86.2 to 98.1% for total phosphorus, 90.0 to 96.2% for total nitrogen, 92.4 to 97.1% for ammoniacal nitrogen and 86.2 to more than 96% for phenols. For potentially toxic metals, the influence of HLR was more evident. At 200 $mm \cdot d^{-1}$, global removals were 91.0% for Cd, 94.2% for Pb, 91.0% for Cr, 91.8% for Ni and 92.6% for Cu. At 400 $mm \cdot d^{-1}$, removals remained high, although lower, ranging from 78.9 to 90.6%. At 600 $mm \cdot d^{-1}$, removal values ranged from 60.4 to 75.7%, showing that the increase in hydraulic loading directly affected the removal mechanisms of these elements in the system. Overall, the association between VFCW and double slow filtration proved to be promising for the post-treatment of anaerobic effluents, with potential for the removal of metal-contaminated effluents and for the application of the treated effluent in agricultural reuse strategies, according to the criteria established by the legislation of the State of Paraná.

Keywords: nature-based technologies; potentially toxic contaminants; slow filtration; anaerobic effluent post-treatment; non-potable reuse.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Inserção dos WC em abordagens de economia circular, reúso e recuperação de recursos.....17
Figura 2 – Ilustração de um reator UASB.....19
Figura 3 – WC de fluxo horizontal de escoamento superficial.....22
Figura 4 – Ilustração de WCFH subsuperficial.....23
Figura 5 – Ilustração de WCFV.....24
Figura 6 – Reator UASB da ETE Gertrudes.....34
Figura 7 – Filtros biológicos percoladores de fluxo descendente.....35
Figura 8 – Decantadores secundários da ETE Gertrudes.....35
Figura 9 – Leitos de secagem de lodo.....36
Figura 10 – Foto ilustrativa dos recipientes plásticos cilíndricos.....36
Figura 11 – Canos de distribuição de efluente sobrepostos no WCFV.....37
Figura 12 – Tubos de aeração.....38
Figura 13 – Curva de distribuição granulométrica.....39
Figura 14 – Esquema do WCFV.....39
Figura 15 – Disposição dos dois filtros da filtração lenta.....41
Figura 16 – Eficiência de remoção dos parâmetros no sistema para TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ e DF de 13,58 $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$.....49
Figura 17 – Eficiência de remoção dos metais para TAH 200 $mm \cdot d^{-1}$.....56
Figura 18 – Eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no sistema para TAH 400 $mm \cdot d^{-1}$.....61
Figura 19 – Eficiência de remoção dos metais para TAH 400 $mm \cdot d^{-1}$.....66
Figura 20 – Eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no sistema para TAH 600 $mm \cdot d^{-1}$.....70
Figura 21 – Eficiência de remoção dos metais para TAH 600 $mm \cdot d^{-1}$.....75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Aplicações e parâmetros para uso de efluentes em diferentes regiões do mundo.....15
Tabela 2 – Poluentes e o principal mecanismo de eliminação no WCFV.....21
Tabela 3 – Principais mecanismos de remoção de metais em wetlands construídos e sua relação com o sistema estudado.....26
Tabela 4 – Concentrações-alvo dos metais na fortificação do efluente.....43
Tabela 5 – Relação estequiométrica utilizada no preparo da fortificação metálica em 100 L de ERA.....44
Tabela 6 – Parâmetros operacionais para determinação de metais por AAS.....46
Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos analisados e os métodos de análise empregados.....47
Tabela 8 – Qualidade do efluente ao longo das etapas de tratamento para TAH 200 $mm \cdot d^{-1}$ e DF de 13,58 $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$.....48
Tabela 9 – Concentração de metais ao longo do sistema para TAH 200 $mm \cdot d^{-1}$.....55
Tabela 10 – Qualidade do efluente ao longo das etapas de tratamento para TAH 400 $mm \cdot d^{-1}$.....60
Tabela 11 – Concentração de metais ao longo do sistema para TAH 400 $mm \cdot d^{-1}$...65
Tabela 12 – Qualidade do efluente ao longo das etapas de tratamento para TAH 600 $mm \cdot d^{-1}$.....69
Tabela 13 – Concentração de metais ao longo do sistema para TAH 600 $mm \cdot d^{-1}$....75
Tabela 14 – Comparação das concentrações finais de metais com padrões normativos.....81

LISTA DE SIGLAS

APHA – American Public Health Association
CA – Cor aparente
CERH/PR – Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Paraná
CNRH – Conselho Nacional de Recursos Hídricos
CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
CTC – Capacidade de troca catiônica
CV – Cor verdadeira
DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
DF – Dupla filtração lenta
DQO – Demanda química de oxigênio
ERA – Efluente de reator anaeróbio
ETE – Estação de Tratamento de Esgoto
FAAS – Espectrometria de absorção atômica com chama
ICP-OES – Espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado
LQ – Limite de quantificação
NT – Nitrogênio total
PT – Fósforo total
SST – Sólidos suspensos totais
TAH – Taxa de aplicação hidráulica
TCO – Taxa de carga orgânica
TRH – Tempo de retenção hidráulica
UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket
USEPA – United States Environmental Protection Agency
WC – Wetland construído
WCFH – Wetland construído de fluxo horizontal
WCFV – Wetland construído de fluxo vertical

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO 11

2 OBJETIVOS 13

2.1 GERAL 13

2.2 ESPECÍFICOS 13

3 REVISÃO DA LITERATURA 14

3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES E A IMPORTÂNCIA DO REUSO DA ÁGUA ..14

3.2 REATORES ANAERÓBIOS DO TIPO UASB 18

3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS (WC) NO TRATAMENTO DE EFLUENTES 20

3.3.1 Modalidades de WC's 22

3.3.2 Remoção de metais potencialmente tóxicos em WC 25

3.4 TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA (TAH) E SUA INFLUÊNCIA NO DESEMPENHO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS 29

3.5 SISTEMAS DE FILTRAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES 31

4 METODOLOGIA 34

4.1 LOCAL DE PESQUISA 34

4.2 SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL (WCFV) 36

4.2.1 Material Filtrante das WCFV 38

4.2.2 Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) 40

4.3 DUPLA FILTRAÇÃO 41

4.4 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS 42

4.4.1 Preparo da solução e fortificação do efluente 43

4.4.2 Aplicação no sistema e pontos de amostragem 45

4.4.3 Determinação dos metais 45

4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS 47

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO 48

5.1 DESEMPENHO DO SISTEMA PARA TAH 200 mm·d^{-1} 48

5.1.1 Remoção dos metais para TAH 200 mm·d^{-1} 55

5.2 DESEMPENHO DO SISTEMA PARA TAH 400 mm·d^{-1} 60

5.2.1 Remoção dos metais para TAH 400 mm.d^{-1} 65

5.3 DESEMPENHO DO SISTEMA PARA TAH 600 mm·d^{-1} 69

5.3.1 Remoção dos metais para TAH 600 mm·d^{-1} 75

6 AVALIAÇÃO EM RELAÇÃO À LEGISLAÇÃO DE LANÇAMENTO E AO POTENCIAL DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO 80

7 CONCLUSÕES 83

REFERÊNCIAS 86

1 INTRODUÇÃO

A crescente pressão sobre os recursos hídricos, impulsionada pelo aumento da urbanização, pela crescente demanda e pela degradação da qualidade da água, tem reforçado a necessidade de alternativas capazes de ampliar a disponibilidade hídrica e, ao mesmo tempo, reduzir os impactos do lançamento de efluentes no ambiente. Nesse contexto, o tratamento e o reuso de águas residuais assumem papel estratégico, especialmente em países que ainda enfrentam limitações relacionadas à universalização do saneamento e a adoção de tecnologias de baixo custo e fácil operação. Além de contribuir para a preservação dos corpos hídricos, o reuso representa uma possibilidade concreta de aproveitamento mais racional da água em atividades menos restritivas (UNESCO, 2024).

Entre os sistemas utilizados no tratamento de esgotos sanitários, os reatores anaeróbios do tipo *Up-flow Anaerobic Sludge Blanket* (UASB) ocupam posição de destaque, principalmente em regiões de clima mais quente, por aliarem simplicidade operacional, baixo consumo de energia e boa remoção de matéria orgânica. Apesar dessas vantagens, o efluente produzido nesses reatores, não apresenta qualidade suficiente para atender padrões mais rigorosos de lançamento ou de reúso, o que torna necessária a adoção de etapas complementares de pós-tratamento.

Dentre as alternativas disponíveis, os wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) têm sido reconhecidos como uma opção promissora, sobretudo por combinarem baixo custo operacional, relativa simplicidade de manutenção e capacidade de promover remoção adicional de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes. No entanto, o desempenho desses sistemas depende diretamente das condições de operação, e a taxa de aplicação hidráulica (TAH) é um dos parâmetros mais importantes nesse processo, por influenciar o tempo de contato entre o efluente, o meio filtrante, os microrganismos e a vegetação. Em geral, taxas mais conservadoras tendem a favorecer a eficiência do tratamento, mas também exigem áreas maiores para implantação. Por outro lado, a operação com TAH mais elevadas pode tornar o sistema mais compacto e mais viável do ponto de vista prático, embora também possa comprometer seu desempenho. Por isso, avaliar o comportamento dos WCFV sob maiores cargas hidráulicas é uma questão relevante, especialmente quando se busca conciliar eficiência e aplicabilidade em escala real.

Além da remoção de parâmetros convencionais, a qualidade final do efluente deve ser analisada em relação à presença de contaminantes que podem limitar seu

reúso, como os metais potencialmente tóxicos. Mesmo em baixas concentrações, esses elementos podem representar risco ambiental e restringir aplicações do efluente tratado, o que torna sua avaliação relevante em estudos voltados à produção de água para reúso. Em WCFV, a remoção desses elementos pode ocorrer por mecanismos como filtração, adsorção, precipitação e interação com o substrato e com a vegetação.

A associação entre wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) e processos de filtração como a dupla filtração (DF) pode representar uma estratégia importante de aprimoramento do pós-tratamento, sobretudo quando se utilizam materiais com potencial adsorvente, como carvão ativado e zeólitas. Essa combinação permite não apenas o polimento do efluente, mas também a avaliação de arranjos mais robustos para aplicação prática, principalmente em situações em que se pretende produzir água com melhor qualidade para reúso.

Diante disso, o presente estudo avalia, em escala piloto, um sistema de pós-tratamento de efluente de reator UASB constituído por WCFV associados à DF lenta. O diferencial da pesquisa está na investigação do desempenho do sistema sob três diferentes taxas de aplicação hidráulica, com ênfase em condições mais elevadas de operação, buscando verificar até que ponto o aumento da TAH pode tornar o sistema mais compacto sem comprometer de forma significativa sua eficiência. Além dos parâmetros físico-químicos, o estudo também considera a remoção de metais potencialmente tóxicos, visando discutir o potencial do arranjo proposto para a produção de efluente com qualidade compatível com práticas de reúso.

2 OBJETIVOS

2.1 GERAL

- Avaliar o desempenho de um sistema de pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio do tipo UASB, constituído por wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) associados à dupla filtração lenta (DF), com foco na operação sob diferentes taxas de aplicação hidráulica (TAH) e na remoção de metais potencialmente tóxicos.

2.2 ESPECÍFICOS

- Avaliar a eficiência dos WCFV operando sob diferentes taxas de aplicação hidráulica, com ênfase no comportamento do sistema em condições de maior carga hidráulica.
- Verificar a influência da taxa de aplicação hidráulica na qualidade do efluente após o tratamento nos WCFV, considerando os principais parâmetros físico-químicos de desempenho.
- Avaliar o desempenho da DF lenta, utilizando meios filtrantes como areia, carvão ativado e zeólitas, no polimento do efluente proveniente dos WCFV e na remoção de metais potencialmente tóxicos.
- Analisar o desempenho do sistema integrado UASB/WCFV/DF na melhoria da qualidade final do efluente tratado, considerando sua potencial aplicação em estratégias de reúso não potável.

3 REVISÃO DA LITERATURA

3.1 TRATAMENTO DE EFLUENTES E A IMPORTÂNCIA DO REUSO DA ÁGUA

Considerando a escassez do recurso hídrico e a necessidade crescente de desenvolver estratégias eficazes para o tratamento e reutilização de efluentes, a adoção de tecnologias como os Wetlands Construídos (WC) surge como uma prática imprescindível para garantir uma gestão sustentável da água.

O tratamento de efluentes e o reuso da água são temas cruciais para a gestão sustentável dos recursos hídricos. Diversos estudos têm demonstrado a eficácia de diferentes tecnologias no tratamento de águas residuais, visando sua reutilização segura (MARRON et al., 2019). Embora os sistemas convencionais, como os lodos ativados, sejam eficientes na remoção de matéria orgânica e nutrientes, eles podem apresentar limitações na eliminação de contaminantes emergentes e microrganismos patogênicos (Aslan et al., 2018; Chacón et al., 2020).

O reúso de águas residuais tem sido cada vez mais reconhecido como parte crítica da prática para uma gestão hídrica sustentável, especialmente em regiões com escassez de água. As águas residuais tratadas estão sendo utilizadas em diversas aplicações, como irrigação, abastecimento de água potável e recarga de águas subterrâneas. No entanto, o reúso de águas residuais impõe desafios relacionados à qualidade da água e aos riscos ambientais associados a esse recurso.

Os processos avançados, como filtração por membrana, adsorção em carvão ativado e oxidação avançada, são eficazes na remoção de matéria orgânica dissolvida nos efluentes (Michael-Kordatou et al., 2015). No entanto, sua eficiência varia conforme os compostos presentes e a tecnologia utilizada, sendo que alguns compostos de baixo peso molecular podem persistir, desafiando o reúso potável (MARRON et al., 2019). Além disso, o alto consumo energético e a geração de resíduos podem comprometer os benefícios da reciclagem da água, exigindo uma análise criteriosa das tecnologias e escalas de aplicação (BareseL et al., 2015).

A Tabela 1 apresenta algumas regulamentações disponíveis em diferentes regiões do mundo (CAMPOS; SOTO, 2024).

Tabela 1 – Aplicações e parâmetros para uso de efluentes em diferentes regiões do mundo.

País	USA[1]	China[2]	EU[3]	Victória[4]	Spain[5]
Exemplos de Aplicação de Reuso	Culturas de consumo direto [a] Uso urbano irrestrito [b] Lagos [c] Uso potável indireto: água subterrânea [d]	Uso para recreação em rios e lagos [a] Uso urbano para limpeza de ruas [b] Uso urbano paisagístico [c] Uso industrial: Resfriamento [d]	Classe A- Todas as culturas de consumo direto [a] Classe B- Culturas de consumo indireto [b] Classe C- Culturas de consumo indireto por gotejamento [c] Classe D- Uso industrial, energia e irrigação de sementes [d]	Culturas de consumo direto [a] Uso doméstico em jardins [b] Uso industrial para lavagem de pisos [c] Uso urbano não potável [d]	Uso urbano de jardins [a] Culturas de consumo direto [b] Uso industrial para limpeza [c] Uso em espaços de recreação como lagos [d]
pH	6,0– 9,0[a,b,c]; 6,5- 8,5[d]	6,0–9,0[a,b,c],6,5-8,5[d]	-	6,0 – 9,0[a,b,c,d]	-
DBO (mg/L)	≤ 10[a,b,c,d]	6[a]; 15[b]; 20[c]; 10[d]	≤10[a,b,c,d]	≤10[a,b]; ≤20[c,d]	-
Turbidez (NTU)	≤ 2[a,b,c,d]	5[a]; 10[b,c]; 3[d]	≤5[a,b,c,d]	≤ 2[a,b]	2[a]; 15[c]; 10[b,d]
SST	-	-	≤10[a,b,c,d]	5[a,b],35[c], 30[d]	10[a]; 20[d]; 35[c];
Coliformes totais (CFU/100 mL)	-	30[a,b,c,d]	-	-	-
Coliformes Fecais (CFU/100 mL)	Não detectável	5000[a] 20000[d]	≤10[a], ≤100[b], ≤1000[c], ≤10.000[d]	≤100[c]; ≤1000[d]	0[a]; 100[b]; 1000[c]; 200[d]
Legionella spp.: CFU/L	-	-	<1,000[a,b,c,d]	-	100[a,c,d]; 1000[b]
Helminth eggs (egg/L)	-	-	≤1[a,b,c,d]	-	0,1[a,b,c,d]
Cloro Residual (mg/L)	1[a,b,c,d]	0,05[a,d]; 1[b,c]	-	-	-
Cor	-	30[a,b,c,d]	-	-	-
NH_3 -N (mg/L)	-	5[a]; 10[b,d]; 20[c]	-	-	-
NT (mg/L)	-	15[c]	-	-	-
PT (mg/L)	-	1[a,b]	-	-	-

2012 United States Environmental Protection Agency (USEPA) - Guidelines for Water Reuse; [2] China Reclaimed Water Reuse Regulations (2002-2005), [3]EU COM (2018)Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on minimum requirements for water reuse; [4] Victorian guideline for water recycling (2021); [5] Spanish regulations for water reuse, Royal Decree 1620 (2007). [a,b,c,d] classes de reúso; quando não indicado, o valor não é especificado.

Na maioria das diretrizes, coliformes totais e fecais são utilizados como indicadores da qualidade microbiológica patogênica, enquanto turbidez, DBO e SST são parâmetros de qualidade físico-química (Tabela 1). Além disso, a China possui uma das regulamentações mais completas do mundo quanto aos requisitos e objetivos do reúso de água, o que contribui para sua posição de destaque, com aproximadamente 7,1 bilhões de m^3 reutilizados anualmente, seguida pelos EUA, com 6,63 bilhões de m^3/ano. Para avançar e expandir o reúso de água, tanto os wetlands construídos (WC) quanto as tecnologias convencionais de tratamento de efluentes têm passado por adaptações em suas configurações, a fim de atender a regulamentações cada vez mais exigentes, frequentemente demandando abordagens inovadoras (Campos; Soto, 2024).

Para cada finalidade são estabelecidos limites físico-químicos e biológicos de contaminação 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 (Silva; Campos, 2022).

No Brasil o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) na resolução Nº 54, de 28 de novembro de 2005, descreve, sucintamente, quatro modalidades de reúso direto não potável, contemplando os fins agrícolas, ambientais, indústrias e aquicultura (CNRH, 2005). No ano de 2023 foi estabelecido no Paraná a Resolução nº 122 desenvolvida pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH/PR), órgão vinculado ao Instituto Água e Terra (IAT), regulamenta o reúso da água para uso urbano, agrícola, florestal, ambiental e industrial. As atividades para o uso dessa água vão desde a irrigação de áreas verdes, lavagem de veículos e de superfícies, até a construção civil, uso predial, combate a incêndios, produção agrícola e regularização da vazão de corpos hídricos, entre outras.

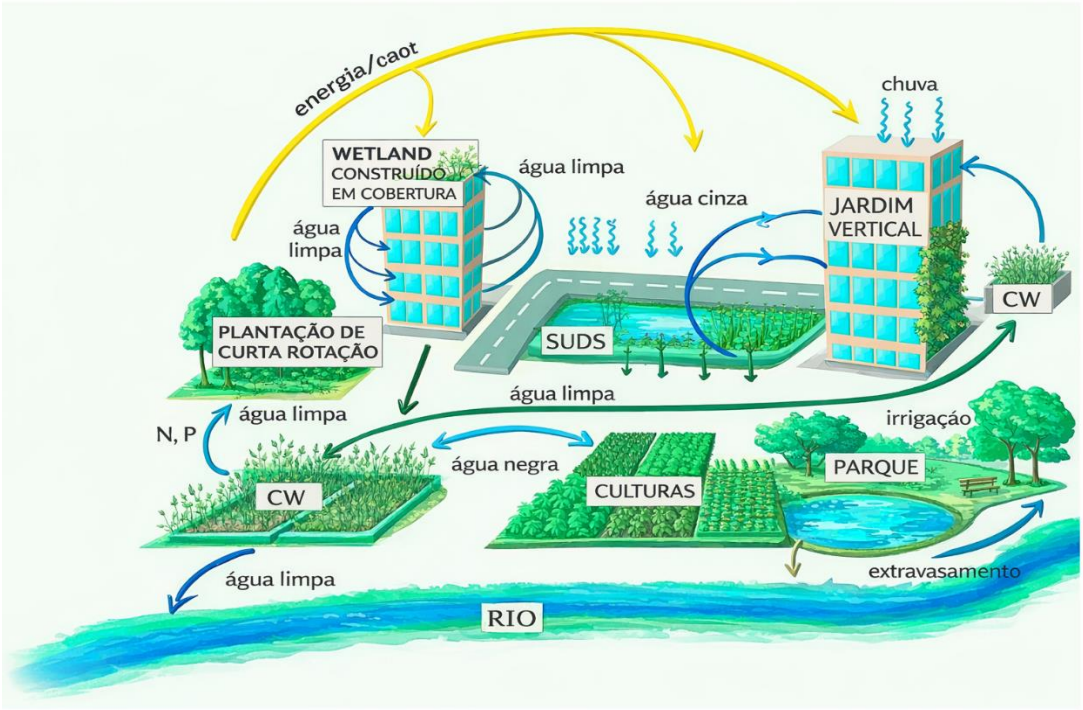
Nos últimos anos, o reúso de água deixou de ser discutido apenas como alternativa pontual diante da escassez hídrica e passou a ser incorporado a estratégias mais amplas de economia circular e recuperação de recursos. Nessa perspectiva, WC vêm sendo considerados tecnologias de interesse não apenas pelo tratamento em si, mas também por sua inserção em sistemas mais sustentáveis, com menor demanda energética, menor produção de lodo e potencial de integração com recuperação de água e nutrientes (Masi; Rizzo; Regelsberger, 2018).

Essa discussão é particularmente relevante em países e regiões onde a expansão do saneamento depende de soluções descentralizadas, robustas e de baixo

custo operacional. Em sistemas compactos, a associação entre tratamento anaeróbio, WC e etapas complementares de polimento pode ampliar a possibilidade de reúso não potável e melhorar a qualidade final do efluente sem exigir estruturas altamente complexas (Gikas; Tsihrintzis, 2012).

Nesse contexto, os WC vêm sendo inseridos em discussões mais amplas sobre reúso, economia circular e recuperação de recursos. A Figura 1 ilustra essa mudança de perspectiva, mostrando como esses sistemas podem contribuir não apenas para o tratamento de efluentes, mas também para estratégias mais integradas de gestão hídrica sustentável.

Figura 1 – Inserção dos WC em abordagens de economia circular, reúso e recuperação de recursos.



Fonte: Adaptado de Masi, Rizzo e Regelsberger (2018), com modificação realizada com auxílio de inteligência artificial (IA).

Nota: SUDS = sistemas urbanos de drenagem sustentável; N = nitrogênio; P = fósforo.

A Figura 1 evidencia que os WC podem desempenhar múltiplas funções dentro de sistemas de saneamento sustentáveis, incluindo o tratamento descentralizado de águas residuárias, a melhoria da qualidade do efluente para fins de reúso e a integração com estratégias de recuperação de recursos. Essa abordagem amplia a compreensão dos WC para além de uma tecnologia de tratamento convencional, aproximando-os de um modelo mais moderno de gestão da água, no qual o efluente

tratado passa a ser visto como recurso potencial e não apenas como resíduo a ser descartado (Masi; Rizzo; Regelsberger, 2018). Essa interpretação é particularmente relevante para o presente estudo, que avalia um sistema integrado voltado ao pós-tratamento e à melhoria da qualidade do efluente com vistas ao reúso.

Nesse contexto, a remoção de metais potencialmente tóxicos torna-se um aspecto essencial na avaliação de efluentes destinados ao reúso, especialmente em aplicações agrícolas e ambientais. Diferentemente da matéria orgânica, esses elementos não são degradados biologicamente e podem persistir no ambiente, acumular-se no solo, ser absorvidos por plantas e alcançar a cadeia alimentar. Metais como Cd, Pb, Cr, Ni e Cu, quando presentes em concentrações inadequadas, podem representar riscos à saúde humana e aos ecossistemas, sendo associados a efeitos tóxicos sistêmicos, bioacumulação e alterações na qualidade do solo e da água (Tchounwou et al., 2012; Khan et al., 2008; Rattan et al., 2005). Dessa forma, a avaliação da remoção desses elementos é necessária para discutir com maior segurança o potencial de aplicação do efluente tratado em estratégias de reúso não potável.

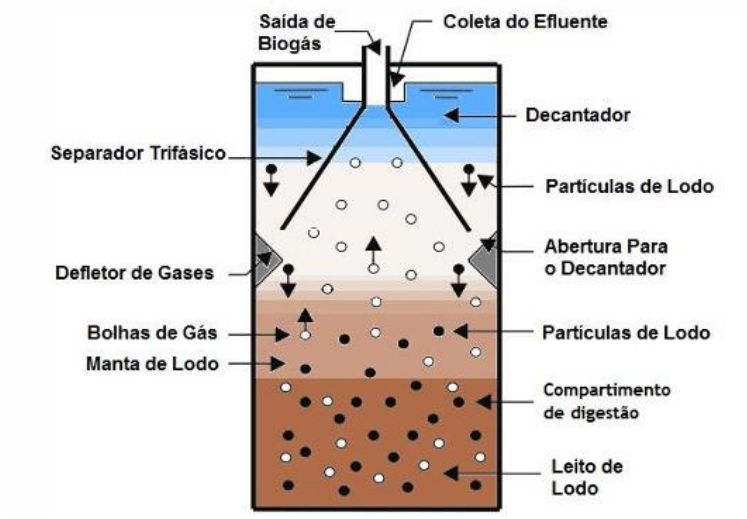
3.2 REATORES ANAERÓBIOS DO TIPO UASB

Os reatores anaeróbios são tecnologias de tratamento de águas residuárias que utilizam microrganismos que operam na ausência de oxigênio para degradar a matéria orgânica. Diferente dos sistemas aeróbios, os reatores anaeróbios promovem a transformação da matéria orgânica em biogás, sendo esta uma das principais vantagens desses sistemas, já que o biogás gerado pode ser aproveitado como uma fonte de energia renovável. Dentre os tipos de reatores anaeróbios, reator anaeróbio de manta de lodo de fluxo ascendente (UASB) se destaca por sua eficiência, versatilidade e aplicabilidade em diferentes tipos de efluentes (Barros et al., 2016; Cabrera-Díaz et al., 2016).

O sistema UASB (figura 2) caracteriza-se por um fluxo ascendente de efluente que passa por um leito de lodo granular anaeróbio. Nesse tipo de reator, as bactérias anaeróbias presentes no lodo degradam a matéria orgânica do efluente, e, como resultado desse processo, ocorre a produção de biogás, principalmente metano. O desempenho do reator UASB é notável, alcançando eficiências de remoção de DQO (Demanda Química de Oxigênio) de 70 a 80% (Barros et al., 2016). Isso o torna uma opção vantajosa para o tratamento de efluentes de diferentes origens, como águas

residuárias industriais, esgoto urbano e efluentes agroindustriais (Damasceno et al., 2018; Delforno et al., 2017).

Figura 2 – Ilustração de um reator UASB



Fonte - Adaptado de Chernicharo, 2007.

Em termos de vantagens operacionais, o sistema UASB apresenta a característica de ser uma tecnologia de baixo consumo energético, uma vez que o processo anaeróbio não depende da aeração, o que resulta em uma significativa redução de custos operacionais. Além disso, a produção de biogás pode ser utilizada como fonte de energia renovável, contribuindo para a sustentabilidade econômica do sistema. O baixo custo de operação, a alta eficiência na remoção de matéria orgânica e a produção de biogás fazem do UASB uma alternativa vantajosa para o tratamento de efluentes em diversos cenários.

Embora o sistema UASB apresente boa remoção de matéria orgânica e produção de biogás, ele não remove completamente contaminantes remanescentes, como microrganismos, metais e compostos emergentes. Efluentes que passam por esse sistema, normalmente apresentam matéria orgânica solubilizada, alguns nutrientes e sulfetos, necessitando de sistema de pós-tratamento como os wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV). Uma unidade de pós-tratamento, como WCFV é frequentemente necessária para cumprir com os padrões de qualidade da água das regulamentações aplicáveis (Fernández Del Castillo et al., 2022).

Portanto, a utilização de sistemas de pós-tratamento, como os WC, é uma solução eficiente para complementar os reatores anaeróbios para complementar os reatores anaeróbios, garantindo a remoção adicional de contaminantes

remanescentes e atendendo aos padrões exigidos para o reúso ou descarte dos efluentes tratados.

Em sistemas compactos de tratamento doméstico, a etapa anaeróbia tende a funcionar como unidade principal de abatimento de carga orgânica, enquanto unidades complementares, como WCFV e filtros com materiais adsorventes, são empregadas para melhorar a qualidade final do efluente (Gikas; Tsihrintzis, 2012).

3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS (WC) NO TRATAMENTO DE EFLUENTES

Os WC têm se consolidado como uma solução promissora e eficiente para o tratamento de efluentes, principalmente em contextos de pequena escala, como pequenos núcleos urbanos e áreas rurais. Essas tecnologias de biorremediação combinam processos naturais com designs projetados para filtrar e purificar a água, aproveitando interações entre macrófitas, micro-organismos e substratos para promover a remoção de poluentes (Kochi et al., 2020; Von Sperling; Sezerino, 2018). Os WC reproduzem os mecanismos envolvidos em vários processos naturais e são projetados especificamente para obter condições de tratamento que resultem na melhor qualidade possível do efluente final (Campos; Soto, 2024).

De acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), os WC podem ser vistos como sistemas que imitam as funções dos wetlands naturais, utilizando processos biológicos, físicos e químicos para promover a remoção de poluentes, adaptando-se às especificidades dos afluentes tratados, como esgoto doméstico e efluentes industriais de baixa carga. Os WC têm sido aceitos cada vez mais no tratamento de águas residuais domésticas e industriais, demonstrando uma capacidade eficaz para remover poluentes, dos efluentes tratados (Campos; Soto, 2024).

Estudos demonstram que a combinação de diferentes tipos de fluxo (como flutuante, ascendente, descendente alternado e fluxos verticais saturados) pode melhorar a eficácia do tratamento, criando zonas aeróbicas e anaeróbicas que favorecem a remoção de uma ampla gama de contaminantes (Colares et al., 2019).

A escolha das espécies vegetais é um fator crucial para o desempenho desses sistemas. Algumas espécies podem não contribuir para a eficiência do tratamento e podem se tornar problemáticas devido à produção excessiva de biomassa, enquanto a introdução de espécies invasoras pode causar desequilíbrios ecológicos (Kochi et al., 2020). A escolha das espécies vegetais e do substrato é fundamental, pois

diferentes variantes têm impacto direto na eficiência do sistema de tratamento (Campos; Soto, 2024).

A literatura também destaca a necessidade de considerar cuidadosamente os parâmetros de projeto, como a configuração do sistema e as eficiências de remoção esperadas, para garantir o sucesso desses sistemas a longo prazo (Von Sperling; Sezerino, 2018). A combinação de diferentes concepções de WC e a associação com tecnologias convencionais e avançadas podem melhorar a remoção de poluentes, incluindo novos contaminantes que aparecem regularmente (Campos; Soto, 2024).

Tabela 2 – Poluentes e o principal mecanismo de eliminação no WCFV.

Contaminante	Principal mecanismo de eliminação
Sólidos suspensos	Filtração e sedimentação.
Matéria orgânica	Decantação ou 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; adsorção 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.

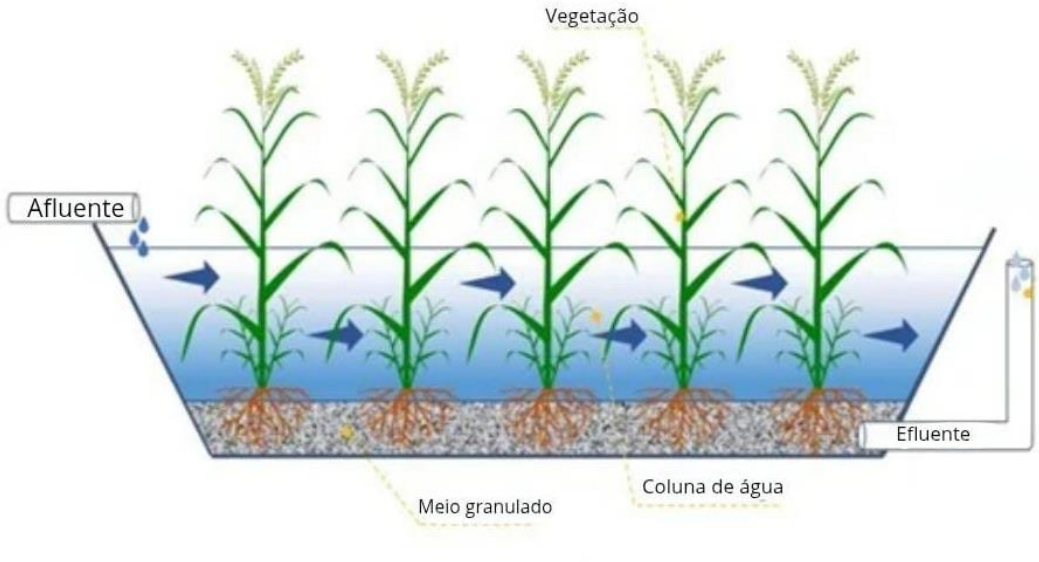
Fonte: Adaptado de Machado (2025).

3.3.1 MODALIDADES DE WC’s

Existem diferentes modelos de WC dentre os mais conhecidos estão os WC classificados como escoamento superficial e o subsuperficial. O escoamento superficial é classificado apenas de fluxo horizontal, enquanto que o subsuperficial o fluxo pode ser horizontal ou vertical.

Na figura 3 é possível observar WC de fluxo horizontal superficial.

Figura 3 – WC de fluxo horizontal de escoamento superficial



Fonte: Adaptado de Sánchez Núñez (2021).

O WC de escoamento superficial (Figura 3) funciona de forma semelhante a uma área alagada natural, mas com um design adaptado para tratar efluentes de maneira mais eficiente. Por conta da quantidade de resíduos presentes na água, esses sistemas costumam ser mais rasos, permitindo um maior contato do efluente com as plantas e o solo. Esse contato favorece a remoção de poluentes, tornando o tratamento mais eficaz.

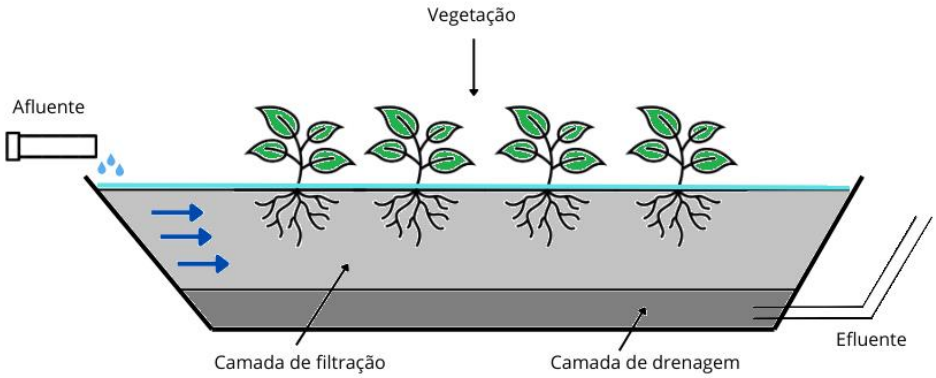
Outro modelo de WC são sistemas que operam com um fluxo subsuperficial, permitindo a passagem contínua de água através de um meio filtrante composto por materiais como cascalho e areia. Esse tipo de sistema é amplamente utilizado para o tratamento descentralizado de águas residuais devido à sua eficiência na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Segundo Sánchez Núñez (2021), nos WC de fluxo subsuperficial horizontal, o substrato opera com fluxo saturado e plantado com macrófitas, enquanto as águas residuais entram continuamente por um extremo,

atravessando o meio granular em sentido horizontal, e sendo recolhidas finalmente pelo lado oposto.

A vegetação desempenha um papel essencial nesses sistemas, auxiliando na estabilização do meio filtrante, além de promover a transferência de oxigênio para a rizosfera, o que favorece a atividade microbiológica responsável pela remoção de poluentes. No entanto, a predominância de condições anaeróbias nos WCFH pode limitar a eficiência da nitrificação, o que impacta na remoção do nitrogênio total. Existe uma zona aeróbia, mas ela está limitada a microambientes próximos às raízes e rizomas que filtram o oxigênio para o leito (Sánchez Núñez, 2021).

A figura 4 abaixo exemplifica um sistema de WCFH de fluxo subsuperficial, e como esse sistema opera diante do fluxo do afluente.

Figura 4 – ilustração de WCFH subsuperficial



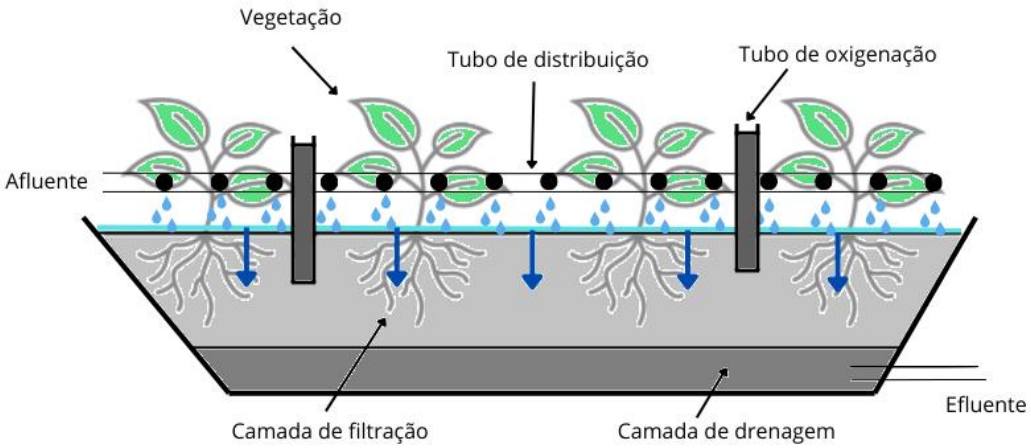
Fonte – O autor.

Os wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV) são sistemas de tratamento de águas residuais que operam com um fluxo descendente e ascendente de água através de um meio filtrante, geralmente composto por camadas de areia e cascalho. Seu escoamento é feito de forma subsuperficial. Essa forma promove a interação entre a água, o substrato, os microrganismos e a vegetação, resultando em uma remoção eficiente de poluentes (Kadlec; Wallace, 2009).

A alimentação da água é feita de forma intermitente, o que permite a oxigenação do meio filtrante, favorecendo processos aeróbios como a nitrificação (Stefanakis; Tsihrintzis, 2012).

A figura 5 apresenta uma ilustração da WCFV subsuperficial, sua distribuição é padronizada para toda superfície, apresentando sistema de distribuição, tubos de oxigenação, meio filtrante, camada de drenagem e vegetação.

Figura 5 – ilustração de WCFV



Fonte – O autor.

A vegetação desempenha um papel crucial nesses sistemas, não apenas pela absorção de nutrientes, mas também pela criação de um ambiente favorável à atividade microbiana. Espécies como *Phragmites australis* e *Typha spp.* são comumente utilizadas devido à sua capacidade de adaptação e eficiência na remoção de poluentes (Vymazal, 2011).

Os WCFV são particularmente eficazes na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e nutrientes, como nitrogênio e fósforo. A remoção de nitrogênio ocorre principalmente através dos processos de nitrificação e desnitrificação. A nitrificação, que converte amônio em nitrato, ocorre nas camadas aeróbias do sistema, enquanto a desnitrificação, que transforma nitrato em nitrogênio gasoso, ocorre em condições anóxicas (Kadlec; Wallace, 2009). A remoção de fósforo, por outro lado, é mais dependente da adsorção ao substrato e da precipitação química. A eficiência de remoção de fósforo pode variar significativamente dependendo das características do meio filtrante e das condições operacionais do sistema (Stefanakis; Tsihrintzis, 2012).

Uma das principais vantagens dos WCFV é a sua capacidade de tratar águas residuais com alta eficiência em uma área relativamente pequena, o que os torna ideais para comunidades rurais ou áreas com baixa densidade populacional (Zhang et al., 2014). No entanto, esse sistema também pode ser implementado em grande escala, permitindo o aumento da área e do fluxo do efluente que passa pelo sistema.

Além disso, esses sistemas são de baixo custo operacional e manutenção, não requerendo o uso de produtos químicos ou energia elétrica (Wu; et al., 2015).

No entanto, os WCFV também enfrentam desafios, como o entupimento do meio filtrante devido ao acúmulo de sólidos suspensos e matéria orgânica. Para mitigar esse problema, é comum a utilização de pré-tratamentos, como digestores anaeróbios, que reduzem a carga de sólidos antes da entrada (Núñez, 2021).

Os WCFV têm sido amplamente utilizados para o tratamento de águas residuais domésticas, agrícolas e industriais. Em regiões como a Galicia, onde a dispersão populacional é alta, esses sistemas representam uma solução viável para o tratamento descentralizado de águas residuais (Núñez, 2021).

3.3.2 REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS EM WC

A presença de metais potencialmente tóxicos em águas residuárias representa uma limitação importante ao reúso, uma vez que esses elementos não sofrem degradação biológica e podem se acumular no ambiente ao longo do tempo. Em WC, a remoção desses contaminantes depende de mecanismos como adsorção ao substrato, precipitação, troca iônica, sedimentação de partículas associadas e retenção na biomassa vegetal. Marchand et al. (2010), em revisão sobre metais e metaloides em WC, destacam que o desempenho do sistema depende fortemente do substrato, das condições redox, da forma química do metal e da participação das plantas no processo de remoção.

Além da composição do meio filtrante, a vegetação exerce papel relevante na dinâmica desses contaminantes. Segundo Marchand et al. (2010), as plantas podem atuar tanto por absorção e acúmulo em tecidos quanto por modificações indiretas na rizosfera, alterando o microambiente e favorecendo processos físico-químicos e microbiológicos associados à retenção metálica. Esse aspecto é especialmente importante em WC nos quais a interação entre raízes, biofilme e substrato define parte importante do desempenho do sistema.

Vymazal (2014), ao revisar a aplicação de WC em efluentes industriais, destaca que sistemas de fluxo subsuperficial, incluindo os verticais, vêm sendo empregados no tratamento de águas residuárias complexas contendo contaminantes inorgânicos e orgânicos específicos. O autor ressalta que a eficiência é variável entre metais e entre configurações, mas aponta que os wetlands constituem uma alternativa

promissora quando inseridos em arranjos integrados com pré e pós-tratamento. Essa abordagem é particularmente coerente com estudos que avaliam sistemas compostos por UASB, WCFV e filtração complementar.

Nesse contexto, a tabela 3 resume os principais mecanismos envolvidos na remoção de metais em WC.

Tabela 3 – Principais mecanismos de remoção de metais em wetlands construídos e sua relação com o sistema estudado

Mecanismo	Descrição	Relação com o presente trabalho
Sedimentação/floculação	Remoção de metais associados a partículas sólidas e coloides	Pode ocorrer desde a saída do UASB e continuar nas etapas subsequentes
Adsorção ao substrato	Fixação dos metais na superfície de areia, cascalho e outros materiais filtrantes	Mecanismo central na etapa de WCFV e também na DF
Precipitação/co-precipitação	Formação de compostos metálicos pouco solúveis, favorecida por condições químicas adequadas	Importante para retenção de Pb, Cr e Cu no leito
Troca iônica	Substituição de cátions presentes no meio filtrante por íons metálicos do efluente	Relevante quando o sistema possui materiais com maior CTC
Complexação com matéria orgânica	Formação de complexos metal-matéria orgânica, reduzindo mobilidade	Pode ocorrer no leito e influenciar retenção ou transporte
Oxidação/redução	Alteração do estado químico dos metais, influenciando mobilidade e precipitação	Relacionada às condições redox da rizosfera e do substrato
Atividade microbiana	Participação indireta de microrganismos na transformação e imobilização dos metais	Favorecida pela presença de biofilme no WCFV
Absorção pelas plantas	Acúmulo de parte dos metais em raízes e tecidos vegetais	Via complementar, geralmente menos importante que a retenção no substrato

Fonte: Adaptado de Marchand et al. (2010), Pat-Espadas et al. (2018) e Zhang et al. (2024).

A Tabela 3 mostra que a retenção de metais em WC ocorre por um conjunto de mecanismos complementares, e não por uma única via dominante, o que já havia sido destacado em revisões sobre a remoção de metais nesses sistemas. A remoção observada para Cd, Pb, Cr, Ni e Cu pode ser interpretada como resultado da combinação entre filtração física, adsorção ao substrato, reações químicas no leito e polimento final na etapa de dupla filtração, mecanismos amplamente descritos para WC e meios filtrantes associados (Marchand et al., 2010). Em outras palavras, a eficiência do sistema não depende apenas do wetland, mas da interação entre as características hidráulicas, o material filtrante e a etapa complementar de DF, que pode ampliar a retenção de metais residuais antes do efluente final. Essa leitura também é coerente com estudos que apontam o substrato como elemento central na remoção de metais e destacam que a configuração hidráulica e a presença de materiais adsorventes influenciam fortemente o desempenho do sistema (Pat-Espadas et al., 2018).

Além dos mecanismos já discutidos, evidências experimentais indicam que a remoção de metais potencialmente tóxicos em WC ocorre predominantemente por processos de retenção no meio sólido, com destaque para o papel do substrato. Em estudo conduzido com WC plantados tratando efluente industrial, observou-se que metais como Zn, Cu e Cd apresentaram comportamento distinto ao longo do sistema, sendo majoritariamente associados as frações sólidas e acumulados no leito filtrante, o que reforça a importância da adsorção e da precipitação como mecanismos dominantes de remoção (Calheiros; Rangel; Castro, 2009). Esses resultados indicam que a eficiência do sistema está diretamente ligada as propriedades físico-químicas do material suporte, como área superficial e capacidade de troca iônica.

Desta forma, investigações em WC de fluxo subsuperficial tratando esgoto doméstico demonstraram que elementos como Pb, Cr e Ni tendem a se concentrar preferencialmente no substrato ao longo do tempo, enquanto a fração acumulada na biomassa vegetal é geralmente menor e mais variável (Lesage et al., 2007). Nesse estudo, os autores destacam que a retenção de metais está fortemente associada com a interação da matéria orgânica e a formação de compostos pouco solúveis, especialmente em zonas com condições redox favoráveis. Essa dinâmica reforça que a remoção observada em wetlands não representa eliminação dos metais, mas sim sua imobilização no sistema, o que deve ser considerado em análises de longo prazo.

Adicionalmente, fatores operacionais exercem influência significativa na eficiência de remoção. Em sistemas experimentais em escala piloto, verificou-se que parâmetros como tempo de detenção hidráulica, tipo de substrato e presença de vegetação afetam diretamente o desempenho na retenção de contaminantes, incluindo metais como Cu, Zn e Ni (Akratos; Tsihrintzis, 2007). Os autores observaram que materiais com maior capacidade de adsorção e maior tempo de contato entre o efluente e o leito favorecem a remoção, evidenciando que o desempenho do sistema não depende apenas da presença do wetlands, mas também de seu dimensionamento e condições operacionais.

Do ponto de vista químico, metais como Cr e Cu podem apresentar comportamentos distintos em função do estado de oxidação e das condições ambientais do sistema. Em WC, as condições redox influenciam diretamente a especiação e a mobilidade dos metais, sendo que ambientes mais redutores favorecem a formação de compostos pouco solúveis, como sulfetos metálicos, enquanto condições mais oxidantes podem alterar essas formas químicas e influenciar sua mobilidade no sistema (Marchand et al., 2010).

Quando esses aspectos são analisados no contexto do sistema proposto neste trabalho, observa-se uma complementaridade entre as unidades de tratamento. O reator UASB, ao operar em condições anaeróbias, pode favorecer a remoção inicial de metais por sedimentação de sólidos e pela formação de compostos metálicos insolúveis, como sulfetos. Portanto, o WCFV atua como unidade principal de retenção, promovendo filtração, adsorção e transformações químicas no leito, em linha com os mecanismos descritos na literatura para metais como Pb, Cu, Zn e Ni. Por fim, a etapa de dupla filtração contribui para o polimento do efluente, especialmente na remoção de frações particuladas finas e coloides metálicos remanescentes, ampliando a eficiência global de todo o sistema.

Dessa forma, a remoção de metais potencialmente tóxicos no arranjo estudado deve ser compreendida como resultado da atuação integrada de processos físicos, químicos e biológicos ao longo das diferentes unidades, sendo o substrato e as condições operacionais elementos-chave para o desempenho do sistema.

3.4 TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA (TAH) E SUA INFLUÊNCIA NO DESEMPENHO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

A taxa de aplicação hidráulica (TAH) é um dos parâmetros operacionais mais importantes no projeto e funcionamento de WC. Segundo Kadlec e Wallace (2009), a taxa hidráulica é definida como o volume de água aplicado por unidade de área do WC por unidade de tempo, geralmente expressa em $mm.d^{-1}$. Esse parâmetro influencia diretamente o tempo de retenção hidráulica (TRH), que é o período em que efluente permanece em contato com o meio filtrante e os microrganismos, afetando a eficiência de remoção de poluentes.

A TAH é um parâmetro crítico porque determina o equilíbrio entre a carga de poluentes aplicada ao sistema e a capacidade do de tratar essa carga. Como destacam Stefanakis e Tsihrintzis (2012), uma TAH muito alta reduz o tempo de contato entre o efluente e os mecanismos de tratamento, como a atividade microbiana e a adsorção ao substrato, comprometendo a eficiência do sistema. Uma TAH muito alta pode levar ao acúmulo excessivo de sólidos e ao entupimento do meio filtrante, além de aumentar o risco de anaerobiose em algumas áreas do wetland.

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

(1)

$$TAH = \frac{Qa}{A_{total}}$$

Em que:

TAH = taxa de aplicação hidráulica média [$m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$]

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

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

Em wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV), a TAH é particularmente importante porque esses sistemas dependem de uma distribuição uniforme da água através do meio filtrante para garantir a oxigenação adequada e a ocorrência de processos aeróbios, como a nitrificação. A TAH usual para WCFV varia, em geral, entre 0,05 e 0,20 $m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$, equivalente a 50–200 mm d^{-1}, dependendo das características do efluente e do projeto do sistema (Vymazal, 2011).

Em WCFH, uma TAH elevada pode reduzir a eficiência de remoção de nitrogênio, pois o tempo de retenção insuficiente limita a ocorrência de processos como a nitrificação e a desnitrificação. Por outro lado, uma TAH muito baixa pode levar à formação de zonas anaeróbias, prejudicando a nitrificação, que é um processo aeróbio.

No caso da remoção de fósforo, a TAH também desempenha um papel crucial. Sistemas com TAH elevada, a adsorção do fósforo ao substrato pode ser insuficiente, resultando em uma menor eficiência de remoção. Já em TAHs mais baixas, o fósforo tem mais tempo para interagir com o meio filtrante, aumentando a eficiência de remoção (Stefanakis; Tsihrintzis, 2012).

Para otimizar o desempenho dos WC em relação à TAH, é essencial considerar as características do efluente, o tipo de WC (fluxo vertical, horizontal ou híbrido) e as condições climáticas da região. A realização de pré-tratamento antes da entrada em wetlands construídos desempenha papel fundamental na redução da carga de sólidos aplicada ao sistema, uma vez que o acúmulo desses materiais está diretamente associado à colmatação do meio filtrante e à diminuição da condutividade hidráulica (Pedescoll et al., 2011; Puigagut et al., 2007). Além disso, o monitoramento contínuo e a integração de tecnologias complementares, como fotodegradação ou processos de oxidação avançada, podem melhorar a eficiência do tratamento em casos onde a TAH precisa ser aumentada (Wu et al., 2015).

Um estudo realizado por Baggiotto et al. (2023) avaliou a influência da saturação de fundo e diferentes TAH em WCFV no tratamento de esgoto doméstico. Os resultados indicaram que a combinação de uma TAH de 100 mm. dia^{-1} com uma altura de saturação de fundo de 25 cm proporcionou a maior eficiência na remoção de nitrogênio total, demonstrando que ajustes na TAH e na saturação de fundo podem otimizar o desempenho do sistema. Porém, mesmo sob condições de maior taxa de aplicação hidráulica, é possível observar desempenho satisfatório em wetlands construídos. Em estudo com sistema híbrido operando com TAH de aproximadamente 0,27 m d^{-1} (≈ 270 mm d^{-1}), foram obtidas elevadas eficiências de remoção, com valores de 93% para DBO, 82% para DQO e 96% para sólidos suspensos, indicando boa capacidade do sistema em suportar cargas hidráulicas elevadas sem comprometimento significativo do desempenho (Ávila et al., 2016).

Além do efeito sobre matéria orgânica, sólidos e nutrientes, a TAH também interfere na retenção de contaminantes de remoção mais lenta, como metais. Como a

permanência do efluente no leito influencia diretamente a interação com superfícies reativas do substrato, taxas mais elevadas tendem a reduzir a eficiência de mecanismos como adsorção, precipitação e troca iônica. Marchand et al. (2010) destacam a importância das condições internas do sistema na retenção de metais, enquanto Saeed et al. (2021) mostram que alterações no regime hidráulico podem modificar significativamente o desempenho de wetlands para contaminantes inorgânicos. Em estudo desenvolvido com efluente de reator UASB, WCFV e DF lenta, Machado (2025) avaliou TAH de 200, 400 e 600 $mm \cdot d^{-1}$, correspondentes a TCO de 26,8, 56,0 e 94,87 g $DQO \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$, respectivamente, observando redução do desempenho dos WCFV com o aumento da TAH e maior contribuição da DF na etapa final de polimento.

Esses resultados reforçam que a definição da TAH deve considerar não apenas a capacidade hidráulica do sistema, mas também a qualidade final esperada e a necessidade de etapas complementares de filtração.

3.5 SISTEMAS DE FILTRAÇÃO COMO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTES

A filtração é um processo físico de separação de sólidos presentes em efluentes, realizado quando a água passa através de um meio filtrante. A filtração é essencial para a remoção de partículas suspensas e coloidais que não são completamente eliminadas nas etapas anteriores do tratamento (Metcalf; Eddy, 2014). Esse processo tem grande importância no pós-tratamento de águas residuais, sendo utilizado para melhorar a qualidade do efluente, particularmente em sistemas onde a remoção de turbidez, matéria orgânica e partículas microscópicas é necessária. A filtração é eficiente na redução da carga de sólidos, proporcionando efluentes mais claros e com menor risco de contaminação por patógenos. Além disso, a filtração também contribui para a remoção de substâncias que podem ser tóxicas ou prejudiciais ao ambiente, como metais pesados e compostos orgânicos (Zhang et al., 2019).

Existem diferentes tipos de filtração, cada um com características específicas de aplicação. A filtração lenta, por exemplo, é indicada para sistemas de baixa vazão e alta eficiência na remoção de patógenos (Crites et al., 2014). Já a filtração rápida é mais comum em estações de tratamento de grande porte, onde a velocidade de

filtração é priorizada. A filtração dupla e tripla, por sua vez, combina os diferentes materiais filtrantes para aumentar a eficiência na remoção de poluentes.

A escolha do material filtrante é crucial para o desempenho do sistema de filtração. A areia é o material mais tradicional, eficaz na remoção de sólidos suspensos. O pedregulho é utilizado como suporte para outros materiais filtrantes. O carvão ativado é amplamente reconhecido por sua capacidade de adsorção de compostos orgânicos e metais pesados (Zhang et al., 2019). Já as zeólitas, que são materiais de origem vulcânica, são eficazes na remoção de amônio e outros íons.

A integração de WC com sistemas de filtração tem se consolidado como uma solução eficaz para o pós-tratamento de efluentes, uma vez que oferece benefícios complementares. A combinação de WC com filtros de areia ou carvão ativado pode aumentar significativamente a eficiência na remoção de nutrientes e poluentes emergentes (Vymazal, 2011). Essa abordagem integrada tira proveito da capacidade de tratar organicamente os poluentes, ao mesmo tempo em que a filtração, com seus mecanismos físicos e químicos, permite a remoção adicional de substâncias não tratadas de forma eficiente, como compostos farmacêuticos e micropoluentes. A utilização de filtros de carvão ativado, por exemplo, tem mostrado grande eficiência na adsorção de contaminantes difíceis de eliminar, como metais pesados e produtos químicos industriais (Alves, 2007).

Com isso, a combinação desses sistemas oferece um tratamento mais completo e adaptável, capaz de lidar com uma variedade maior de poluentes, ampliando a aplicabilidade em diferentes tipos de efluentes e melhorando a qualidade da água tratada.

Além dos aspectos já discutidos, estudos experimentais evidenciam o papel da filtração como etapa de polimento em sistemas de tratamento. Em filtros de areia aplicados como pós-tratamento, observa-se redução consistente de turbidez e de partículas finas, o que também contribui indiretamente para a melhoria da qualidade microbiológica do efluente, uma vez que microrganismos tendem a se associar a essas frações (Logsdon, 2002).

Quando associada a WC, a filtração tem se mostrado especialmente eficaz na remoção de contaminantes remanescentes. Em sistema composto por wetland seguido de filtração em areia, foi verificada redução adicional de sólidos suspensos, turbidez e matéria orgânica após a etapa filtrante, indicando que a filtração atua como

complemento direto aos processos físico-químicos e biológicos ocorridos no WC (Ávila et al., 2013). Essa integração contribui para maior estabilidade do sistema, mesmo sob variações de carga.

A escolha do material filtrante também influencia diretamente o desempenho do pós-tratamento. Materiais com maior capacidade adsorvente, como o carvão ativado, apresentam melhor desempenho na remoção de compostos orgânicos dissolvidos, enquanto zeólitas se destacam na remoção de amônio por troca iônica (Karadağ et al., 2006). Isso evidencia que a eficiência da filtração está relacionada não apenas à retenção de sólidos, mas também à natureza dos contaminantes presentes no efluente.

Além disso, a filtração pode contribuir para a remoção de metais em concentrações residuais. Mesmo após o tratamento em WC, parte desses elementos pode permanecer no efluente em formas dissolvidas ou associadas a partículas finas, sendo posteriormente retida no meio filtrante por mecanismos de adsorção e retenção física (Mohan; Pittman JR., 2007).

Estudos desenvolvidos no grupo QAAS/UEPG também têm demonstrado a aplicabilidade da filtração como etapa de polimento no pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Silva (2020) avaliou sistemas de DF e TF em escala piloto, utilizando meios filtrantes como areia, carvão ativado e clinoptilolita, e verificou melhora expressiva da qualidade final do efluente, incluindo redução de turbidez, matéria orgânica, nitrogênio amoniacal e íons metálicos. Em estudo posterior, Machado (2025) avaliou WCFV associados à DF lenta no pós-tratamento de ERA, sob diferentes TAH, observando que a etapa de filtração contribuiu para aumentar a eficiência global do sistema e ampliar o potencial de reúso do efluente tratado. Esses trabalhos reforçam a importância da associação entre tratamento anaeróbio, WC e filtração como estratégia de pós-tratamento voltada à melhoria da qualidade final do efluente (Silva, 2020; Machado, 2025).

Dessa forma, a filtração como pós-tratamento atua de forma complementar ao WC, permitindo a remoção de frações não totalmente eliminadas nas etapas anteriores e contribuindo para a obtenção de um efluente final com melhor qualidade e maior confiabilidade operacional.

4 METODOLOGIA

4.1 LOCAL DE PESQUISA

O efluente utilizado neste trabalho é proveniente da Estação de Tratamento de Esgoto Gertrudes (ETE Gertrudes), localizada em Ponta Grossa, Paraná. A capacidade nominal da ETE é de 60 L/s, embora atualmente sua operação atenda a aproximadamente 7.000 residências, com uma vazão média de 30 L/s. O sistema de tratamento tem início em uma estação elevatória e, em seguida, é submetido ao pré-tratamento, que inclui gradeamento manual fino, desarenador tipo ciclônico e calha Parshall para medição da vazão.

Na etapa seguinte, o tratamento anaeróbio é realizado em dois reatores UASB (Figura 6). Após essa etapa, o efluente segue para dois filtros biológicos percoladores de fluxo descendente (Figura 7) e, posteriormente, para dois decantadores secundários, responsáveis pela remoção de sólidos sedimentáveis (Figura 8). O lodo gerado no processo é encaminhado a 12 leitos de secagem (Figura 9), nos quais ocorre a desidratação antes da destinação final ou eventual reaproveitamento.

Figura 6 – Reator UASB da ETE Gertrudes



Fonte – O autor.

Figura 7 - Filtros biológicos percoladores de fluxo descendente



Fonte – O autor.

Figura 8 – Decantadores secundários da ETE Gertrudes



Fonte – O autor.

Figura 9 – Leitos de secagem de lodo



Fonte – O autor.

4.2 SISTEMA WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL (WCFV)

Foram utilizados dois WCFV, montados em recipientes plásticos cilíndricos idênticos, conforme adaptação do sistema descrito por Machado (2025). As unidades foram construídas em escala piloto, com 59 cm de diâmetro e 89 cm de altura (Figura 10). Cada unidade foi preenchida com material filtrante disposto em camadas e equipada com sistema de distribuição superficial do efluente, tubos de aeração e drenagem inferior.

Figura 10 – Foto ilustrativa dos recipientes plásticos cilíndricos



Fonte – O autor.

A distribuição do efluente sobre a superfície dos WCFV foi realizada por tubulações de PVC de 25 mm, instaladas horizontalmente na parte superior das

unidades, contendo 13 orifícios de 5 mm para favorecer a aplicação homogênea do afluente sobre o leito (Figura 11). O efluente proveniente do reator UASB era inicialmente acumulado em uma caixa de 300 L e, posteriormente, direcionado às unidades por esse sistema de distribuição.

Figura 11 – Canos de distribuição de efluentes sobrepostos no WCFV



Fonte – O autor.

Para favorecer a entrada de oxigênio no interior do leito, cada WCFV recebeu dois tubos laterais de PVC de 25 mm, com 88 cm de comprimento, perfurados com orifícios de 5 mm até a altura de 16 cm e com as extremidades superiores abertas (Figura 12). Esse arranjo foi adotado para auxiliar a oxigenação interna do sistema e contribuir para a manutenção de condições predominantemente aeróbias no meio filtrante.

Figura 12 – Tubos de aeração



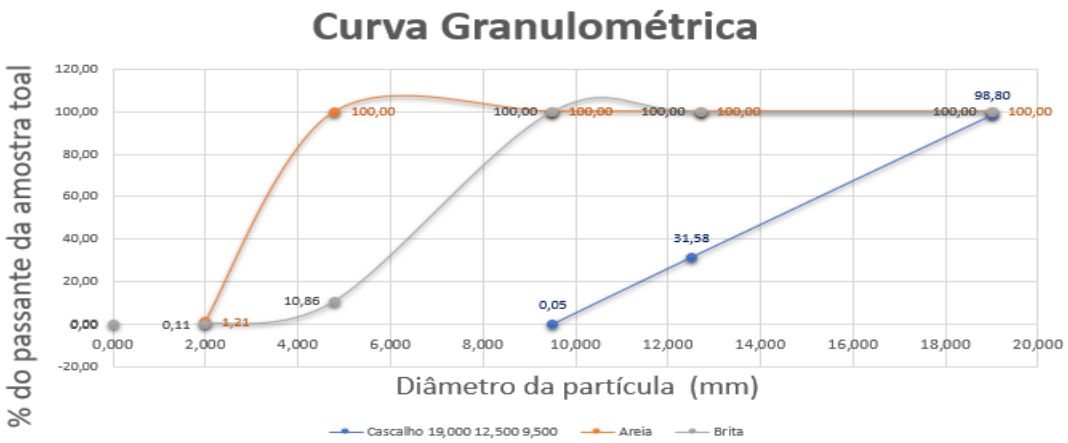
Fonte: Adaptado de Machado (2025).

A drenagem inferior foi composta por tubulação de PVC de 25 mm, instalada no fundo de cada unidade, com 13 orifícios de 5 mm em cada lado de um tubo central. Essa tubulação conduzia o percolado até a saída do sistema, permitindo a coleta do efluente após sua passagem pelo leito filtrante.

4.2.1 MATERIAL FILTRANTE DAS WCFV

Foram utilizados como meios filtrantes dos WCFV areia, pedregulho e cascalho, materiais comumente empregados em WC (Cavalcante; Martins; Medeiros, 2021). A caracterização granulométrica dos materiais filtrantes da figura 13 foi realizada conforme a Norma Mercosul 248:2003, com referência na NBR 6.457/2016. Foram analisadas três amostras com granulometrias distintas: 1 kg de areia, 1 kg de brita e 3 kg de cascalho (Figura 13).

Figura 13 – Curva de distribuição granulométrica.

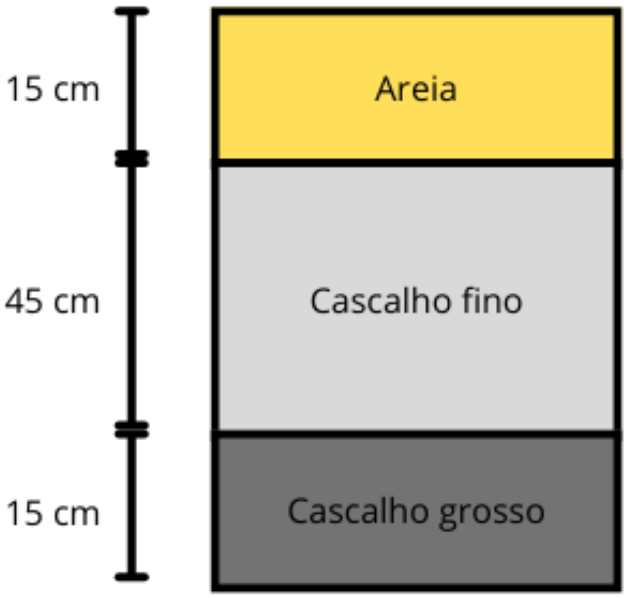


Fonte: MACHADO, M. 2025

Os resultados da análise granulométrica indicam o coeficiente de não uniformidade Cu = D60/D10 para o cascalho, areia e brita, em que valores de Cu < 5 classificam o material como solo uniforme.

Os sistemas WCFV foram preenchidos de forma idêntica com material filtrante, com a seguinte distribuição: uma camada de drenagem (15 cm) com cascalho grosso (12–20 mm), uma camada de transição (45 cm) com cascalho fino (5–10 mm) e uma camada principal (15 cm) com areia lavada (0,1–4 mm), conforme mostrado na figura 14.

Figura 14 – Esquema do WCFV



Fonte – O autor.

4.2.2 TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA (TAH)

A taxa de aplicação hidráulica (TAH) de cada condição operacional foi ajustada manualmente por meio do controle da entrada e da saída de efluente no sistema. A TAH foi calculada de acordo com a Equação 2.

(2)

$$TAH\ (mm.d^{-1}) = \frac{Q}{A} x1000$$

Em que:

Q = vazão aplicada ao sistema;

A = área superficial do wetland.

Foram avaliadas três condições de operação, correspondentes às TAH de 200, 400 e 600 mm d^{-1}. O sistema foi operado em ciclos de quatro dias de alimentação e três dias de descanso, estratégia adotada para favorecer a entrada de oxigênio no leito e manter condições predominantemente aeróbias no meio filtrante.

A eficiência dos WCFV sob as diferentes TAH foi avaliada por meio de três campanhas experimentais, sendo uma para cada condição hidráulica. Em cada campanha, foram realizadas três coletas, com intervalo de sete a dez dias entre elas, sempre de forma simultânea nas duas unidades de wetland. Quando ocorreram eventos de chuva, aguardou-se um período mínimo de 48 horas antes da realização da coleta seguinte, com o objetivo de minimizar interferências das condições climáticas sobre os resultados.

Para cada TAH, foram coletadas amostras em três pontos do sistema: i) efluente de entrada; ii) efluente de saída dos WCFV, considerando a média entre as duas unidades; e iii) efluente final após a etapa de dupla filtração lenta. As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos previamente higienizados, transportadas ao laboratório em curto intervalo de tempo e mantidas sob refrigeração até a realização das análises, que ocorreram em até 48 horas após a coleta.

As campanhas experimentais foram distribuídas ao longo do período de operação do sistema, sendo a TAH de 200 mm d^{-1} avaliada no mês de novembro, a

TAH de 400 mm d^{-1} no mês de dezembro de 2025, e a TAH de 600 mm d^{-1} no mês de janeiro de 2026.

4.3 DUPLA FILTRAÇÃO

O efluente proveniente dos WCFV foi armazenado em uma caixa d'água com capacidade de 500 L para posterior aplicação na etapa de DF lenta. Com auxílio de uma bomba, o efluente foi conduzido ao primeiro filtro descendente de areia e, em seguida, passou por gravidade pelo segundo filtro descendente, preenchido com carvão ativado e clinoptilolita. A operação foi realizada com taxa de filtração de 13,58 $m^3 \cdot m^{-2} \cdot d^{-1}$.

A instalação da unidade piloto de DF está montada na ETE Gertrudes com o apoio da SANEPAR, que disponibiliza toda infraestrutura. Uma bomba submersa envia o efluente dos WCFV 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 três 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 15.

Figura 15 – Disposição dos 2 filtros da filtração lenta



Fonte: Adaptado de Machado (2025).

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 materiais utilizados em conjunto, contendo carvão ativado com 700 mm de altura e clinoptilolita com 800 mm de altura.

O carvão ativado utilizado era proveniente de endocarpo 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.

4.4 AVALIAÇÃO DA REMOÇÃO DE METAIS POTENCIALMENTE TÓXICOS

Com o objetivo de avaliar a eficiência do sistema WCFV associado à DF na remoção de metais potencialmente tóxicos, foi realizada a fortificação controlada do efluente proveniente de reator anaeróbio do tipo UASB. A fortificação de amostras é uma prática amplamente empregada em estudos experimentais e métodos analíticos, pois permite maior controle das concentrações dos contaminantes e melhor reprodutibilidade dos resultados (Apha, 2017; USEPA, 1992). Essa abordagem também é aplicada em estudos com WC para simular condições controladas de contaminação e avaliar a eficiência de remoção de poluentes (Kadlec; Wallace, 2009; CALHEIROS et al., 2008).

Os metais avaliados foram cádmio (Cd), chumbo (Pb), cromo total (Cr), níquel (Ni) e cobre (Cu), selecionados com base em sua toxicidade, relevância ambiental e ocorrência em efluentes domésticos e industriais, além dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011.

As concentrações de fortificação foram definidas com finalidade experimental, visando garantir valores acima do limite de quantificação do método e permitir o cálculo da remoção ao longo das etapas de tratamento. Assim, não foram utilizados limites legais de lançamento ou padrões de potabilidade como base para a definição das concentrações iniciais, pois esses critérios se aplicam à avaliação do efluente tratado, e não à preparação de amostras fortificadas.

Os valores adotados foram estabelecidos na faixa de $\mu g\ L^{-1}$, correspondendo a 10 $\mu g\ L^{-1}$ para Cd, 100 $\mu g\ L^{-1}$ para Pb, 150 $\mu g\ L^{-1}$ para Cr total, 140 $\mu g\ L^{-1}$ para Ni

e 400 µg L^{-1} para Cu. Essa faixa permite avaliar a remoção dos metais em condições similares às encontradas em efluentes domésticos, industriais ou matrizes contaminadas (Lesage et al., 2007; Calheiros; Rangel; Castro, 2009; Marchand et al., 2010; Vymazal, 2014).

A Tabela 4 apresenta as concentrações-alvo dos metais no efluente fortificado.

Tabela 4 – Concentrações alvo dos metais na fortificação do efluente.

Metal	Concentração-alvo (µg L^{-1})	Referências
Cádmio (Cd)	10	Marchand et al. (2010); Vymazal (2014)
Chumbo (Pb)	100	Lesage et al. (2007); Marchand et al. (2010)
Cromo total (Cr)	150	Calheiros, Rangel e Castro (2009); Vymazal (2014)
Níquel (Ni)	140	Lesage et al. (2007); Marchand et al. (2010)
Cobre (Cu)	400	Calheiros, Rangel e Castro (2009); Marchand et al. (2010)

Fonte: O autor.

4.4.1 PREPARO DA SOLUÇÃO E FORTIFICAÇÃO DO EFLUENTE

A fortificação foi realizada em um reservatório contendo 100 L de efluente proveniente do reator UASB. Para a adição dos metais, foram utilizadas soluções padrão preparadas a partir de sais de grau analítico (PA), sendo:

- cloreto de cádmio ($CdCl_2 \cdot 2H_2O$);
- nitrato de chumbo ($Pb(NO_3)_2$);
- dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$);
- cloreto de níquel ($NiCl_2 \cdot 6H_2O$);
- sulfato de cobre pentahidratado ($CuSO_4 \cdot 5H_2O$).

Os sais foram previamente dissolvidos em água ultrapura para preparo de soluções estoque, a partir das quais foram calculados os volumes necessários para atingir as concentrações estabelecidas.

O cálculo das massas necessárias considerou a fração mássica do metal em cada sal utilizado, de acordo com a massa molar do composto e a massa atômica do elemento de interesse. Para sais hidratados, as moléculas de água de hidratação

foram incluídas no cálculo da massa molar total. A massa de sal necessária para a fortificação foi calculada pela Equação 3:

(3)

$$m_{sal} = \frac{C_{metal} \times V \times MM_{sal}}{n \times MA_{metal}}$$

Em que: m_{sal} corresponde à massa do sal necessária para a fortificação; C_{metal} é a massa do metal a ser adicionada ao efluente; V é o volume de efluente fortificado; MM_{sal} é a massa molar do sal utilizado; MA_{metal} é a massa atômica do metal; e n é o número de átomos do metal presentes na fórmula do sal. Para o dicromato de potássio, considerou-se n=2, devido à presença de dois átomos de Cr na molécula de $K_2Cr_2O_7$.

Para o volume de 100 L de ERA, as concentrações-alvo corresponderam a 1,0 mg de Cd, 10,0 mg de Pb, 15,0 mg de Cr, 14 mg de Ni e 40,0 mg de Cu. A partir da relação estequiométrica entre o sal e o metal, foram obtidas as massas equivalentes dos sais. Devido às baixas massas envolvidas, as soluções foram preparadas previamente como soluções estoque, sendo posteriormente adicionados ao ERA os volumes necessários para atingir as concentrações-alvo.

Tabela 5 – Relação estequiométrica utilizada no preparo da fortificação metálica em 100 L de ERA

Metal	**Sal utilizado**	**Massa molar do sal (g mol⁻¹)**	**Fração mássica do metal no sal**	**Metal adicionado em 100 L**	**Massa equivalente do sal**
Cd	$CdCl_2 \cdot 2H_2O$	219,32	0,5125	1,0 mg	1,95 mg
Pb	$Pb(NO_3)_2$	331,21	0,6256	10,0 mg	15,98 mg
Cr	$K_2Cr_2O_7$	294,18	0,3535	15,0 mg	42,43 mg
Ni	$NiCl_2 \cdot 6H_2O$	237,69	0,2469	14,0 mg	56,70 mg
Cu	$CuSO_4 \cdot 5H_2O$	249,69	0,2545	40,0 mg	157,16 mg

Fonte: O autor.

Após a adição, o efluente foi homogeneizado manualmente por, no mínimo, 15 minutos, garantindo a distribuição uniforme dos metais no volume total.

4.4.2 APLICAÇÃO NO SISTEMA E PONTOS DE AMOSTRAGEM

O efluente fortificado foi aplicado ao sistema experimental, mantendo-se a mesma configuração hidráulica adotada nas etapas anteriores do estudo.

As amostras foram coletadas em três pontos:

- Ponto 1: efluente fortificado (reservatório de alimentação);
- Ponto 2: efluente de saída do WCFV, considerando a média das unidades;
- Ponto 3: efluente final após a etapa de dupla filtração lenta.

As coletas foram realizadas nas três taxas de aplicação hidráulica (TAH): 200, 400 e 600 $mm \cdot d^{-1}$.

As amostras foram acondicionadas em frascos plásticos previamente higienizados, acidificadas com ácido nítrico (HNO_3) até pH < 2 e armazenadas sob refrigeração a 4 °C até a realização das análises.

4.4.3 DETERMINAÇÃO DOS METAIS

A determinação das concentrações de Cd, Pb, Cr total, Ni e Cu foi realizada por espectrometria de absorção atômica com chama (FAAS) e, quando necessário, por espectrometria de emissão óptica com plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), conforme a faixa de concentração das amostras e os limites de quantificação dos métodos analíticos. A etapa de preparo das amostras foi realizada por digestão ácida, com base no método 3005A da USEPA (1992), indicado para determinação de metais totais recuperáveis em amostras aquosas.

A digestão foi realizada por via úmida, mediante adição de ácido nítrico concentrado (HNO_3) às amostras previamente homogeneizadas, seguida de aquecimento em bloco digestor até redução do volume e solubilização dos metais. Após o resfriamento, as amostras foram filtradas, quando necessário, transferidas para balões volumétricos e o volume final ajustado com água ultrapura.

As determinações por FAAS foram realizadas em espectrômetro de absorção atômica com chama, equipado com lâmpadas de cátodo oco específicas para cada elemento. Essa técnica foi empregada principalmente para as amostras com concentrações dentro da faixa de trabalho do método. As condições operacionais utilizadas para FAAS estão apresentadas na Tabela 6.

Tabela 6 – Parâmetros operacionais para determinação de metais por FAAS

Metal	Comprimento de onda (nm)
Cd	228,8
Pb	217,0
Cr	357,9
Ni	232,0
Cu	324,8

Fonte: APHA (2017), método 3111B

As amostras com concentrações próximas ou inferiores ao limite de quantificação da FAAS foram analisadas complementarmente por ICP-OES, técnica mais sensível para quantificação de metais em baixas concentrações. As curvas de calibração foram preparadas com padrões certificados de 1000 mg L^{-1}, utilizando diluições adequadas à faixa de cada elemento. Durante as análises, foram empregados branco analítico e padrões de verificação para garantir a estabilidade instrumental e a confiabilidade dos resultados. Os resultados foram expressos em µg L^{-1} e apresentados como média ± desvio padrão das determinações realizadas.

Foram calculadas duas eficiências de remoção: i) remoção na etapa dos WCFV, considerando a concentração dos efluentes fortificados e a concentração média do efluente de saída dos wetlands; e ii) remoção global do sistema, considerando a concentração do efluente fortificado e a concentração final após a dupla filtração lenta.

A eficiência de remoção (ER) foi calculada de acordo com a Equação 4:

(4)

$$ER(\%) = \frac{Ci - Cf}{Ci} x100$$

em que:

- C_i = concentração inicial no efluente fortificado (µg L^{-1});
- C_f = concentração no ponto de saída avaliado (µg L^{-1}).

4.5 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

As análises foram realizadas utilizando parâmetros físico-químicos para a caracterização dos efluentes e seguem as metodologias presentes no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2017).

Tabela 7 – Parâmetros físico-químicos analisados e os métodos de análise empregados.

Parâmetro	Unidade	Método / equipamento empregado
Cor aparente	mg PtCo L^{-1}	Spectroquant Move 100
Cor verdadeira	mg PtCo L^{-1}	Spectroquant Move 100
Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	mg L^{-1} O_2	Determinação por kit comercial pronto
Demanda Química de Oxigênio (DQO)	mg L^{-1} O_2	Determinação por kit comercial pronto
pH	-	AK130 Max
Sólidos suspensos totais (SST)	mg L^{-1}	Standard Methods 2540 D
Temperatura	°C	Medição direta no momento da coleta
Turbidez	NTU	Spectroquant Move 100
Fenóis totais	mg L^{-1}	Espectrofotométrico 4500
Fósforo total	mg L^{-1}	Espectrofotométrico 4500
Nitrogênio Total	mg L^{-1}	Spectroquant Move 100 Ammonium Test
Nitrogênio Amoniacal	mg L^{-1}	Spectroquant Move 100 Ammonium Test

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

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DESEMPENHO DO SISTEMA PARA TAH 200 mm·d⁻¹

Na Tabela 8 são apresentadas as médias dos resultados físico-químicos do efluente do reator UASB (ERA), para a taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 200 mm·d⁻¹ nos WCFV e taxa de filtração na dupla filtração lenta (DF) de 13,58 m³·m⁻²·d⁻¹.

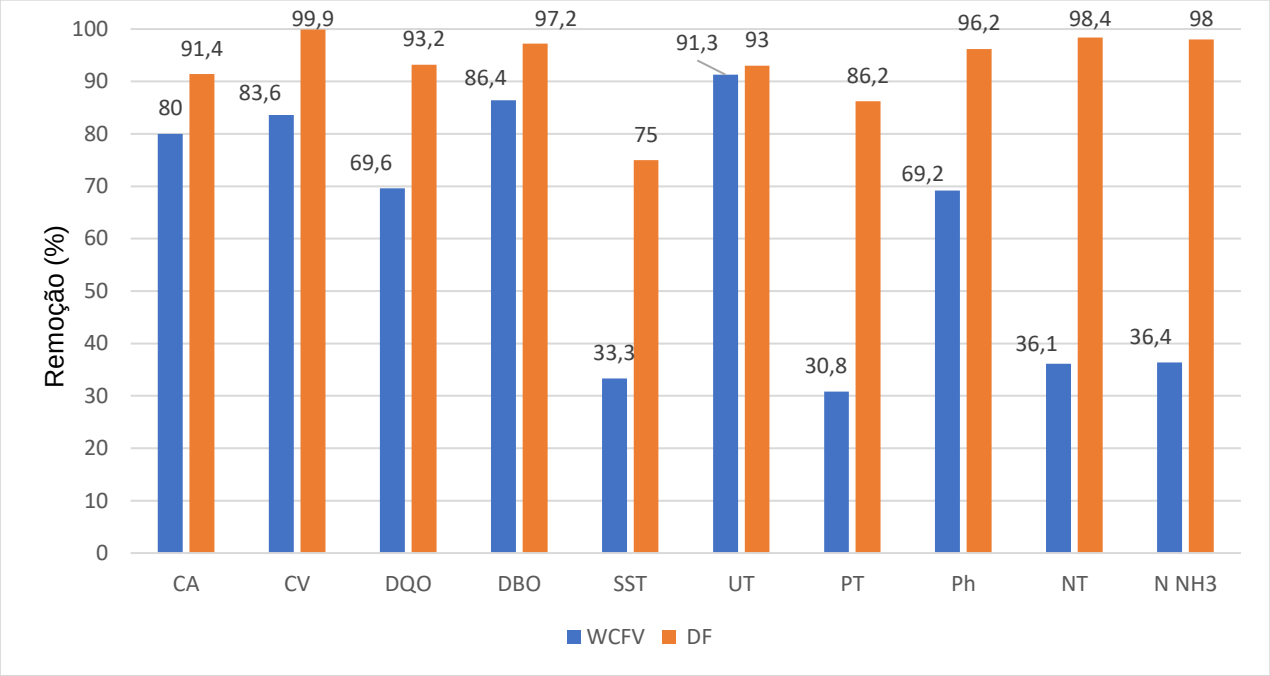
Tabela 8 – Qualidade do efluente ao longo das etapas de tratamento para TAH 200 mm·d⁻¹ e DF de 13,58 m³·m⁻²·d⁻¹

Parâmetros	ERA	WCFV	DF lenta
Cor aparente (mg PtCo L⁻¹)	210 ± 24	42 ± 10	18 ± 6
Cor verdadeira (mg PtCo L⁻¹)	110 ± 19	18 ± 8	< 0,01
DQO (mg L⁻¹ O_2)	125 ± 18	38 ± 11	8,5 ± 3,1
DBO (mg L⁻¹ O_2)	72,0 ± 9,0	9,8 ± 2,7	2,0 ± 0,8
SST (mg L⁻¹)	72 ± 5	48 ± 3	18 ± 2
Turbidez (NTU)	41,0 ± 17,0	3,6 ± 4,9	2,9 ± 3,8
pH	6,8 ± 0,3	7,1 ± 0,2	7,4 ± 0,3
Fósforo total (mg L⁻¹)	0,065 ± 0,020	0,045 ± 0,010	0,009
Fenóis (mg L⁻¹)	0,260 ± 0,110	0,080 ± 0,050	< 0,010
Nitrogênio total (mg L⁻¹)	61,4 ± 5,8	39,2 ± 4,6	2,5 ± 0,7
Nitrogênio amoniacal (mg L⁻¹)	49,7 ± 4,9	31,6 ± 3,8	1,6 ± 0,5

Fonte: O autor.

A figura 16 apresenta a porcentagem de remoção dos parâmetros físico-químicos, cor, DQO, DBO, SST e turbidez, fósforo, fenóis, nitrogênio total, amoniacal, nitrato e nitrito.

Figura 16 – Eficiência de remoção dos parâmetros no sistema para TAH de 200 mm·d^{-1} e DF de 13,58 m^3·m^{-2}·d^{-1}.



Nota: Cor aparente CA; Cor verdadeira CV; Demanda química de oxigênio DQO; Demanda bioquímica de oxigênio DBO; sólidos suspensos totais SST; turbidez (UT); nitrogênio amoniacal (N-NH_3); fenóis; fósforo total (PT).
Fonte: O autor.

Os resultados obtidos para a TAH de 200 mm·d^{-1} demonstraram bom desempenho do sistema integrado composto por UASB, WCFV e DF no pós-tratamento do efluente anaeróbio. De modo geral, observou-se redução progressiva dos parâmetros ao longo das etapas, com maior contribuição dos WCFV para a remoção inicial da carga orgânica e papel importante da DF no polimento final, principalmente para nutrientes e fenóis.

A DQO foi reduzida de 125 mg L^{-1} O_2 no ERA para 38 mg L^{-1} O_2 após os WCFV, correspondendo a 69,6% de remoção nessa etapa. Após a DF, a concentração final atingiu 8,5 mg L^{-1} O_2, resultando em remoção global de 93,2%. Esse comportamento evidencia a eficiência dos WCFV na remoção da matéria orgânica residual proveniente do tratamento anaeróbio, enquanto a DF promoveu a remoção complementar da fração orgânica remanescente.

A remoção da DQO nos WCFV está associada à retenção de frações particuladas no meio suporte e à degradação microbiana da matéria orgânica no biofilme, favorecida pela alimentação intermitente e pela renovação de oxigênio no leito (Brix; Arias, 2005; Saeed; Sun, 2012). Em WCFV preenchidos com areia, operando com TAH entre 153,7 e 307,4 mm·d^{-1} e TCO entre 24 e 48 g DQO·m^{-2}·d^{-1},

foram relatadas remoções médias de DQO entre 66% e 73%, valores próximos aos obtidos na condição avaliada (Sezerino et al., 2008).

Essa comparação é relevante porque a TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ encontra-se dentro da faixa relatada por esses autores. Entretanto, diferentemente de WC alimentados diretamente com esgoto bruto, o efluente aplicado aos WCFV já havia passado pelo reator UASB. Essa condição reduz parte da fração sedimentável da matéria orgânica e torna mais importante a remoção da fração dissolvida residual. Mesmo assim, a eficiência obtida nos WCFV permaneceu na mesma ordem de grandeza da literatura (Molle et al., 2005) indicando que a TAH adotada não comprometeu o desempenho da etapa.

Sistemas franceses de WCFV são geralmente organizados em múltiplos estágios, operados com alimentação intermitente e aplicados ao tratamento de esgoto bruto, condição em que a fração particulada e a carga orgânica afluente tendem a ser mais elevadas (Molle et al., 2005). Na condição avaliada, mesmo com o uso de efluente proveniente do tratamento anaeróbio, a remoção de DQO foi semelhante à relatada para sistemas de WCFV, indicando que essa etapa ainda contribuiu para a remoção da matéria orgânica remanescente no ERA após o tratamento anaeróbio. A remoção global superior a 90% após a DF reforça o efeito complementar da etapa de polimento, responsável pela redução da fração orgânica que não foi completamente removida nos WCFV.

A DBO apresentou comportamento semelhante ao da DQO. A concentração foi reduzida de 72 mg L^{-1} O_2 no ERA para 9,8 mg L^{-1} O_2 após os WCFV, correspondendo a 86,4% de remoção. Após a DF, a concentração final foi de 2,0 mg L^{-1}, resultando em remoção global de 97,2%. A maior eficiência de remoção da DBO, quando comparada à DQO, está relacionada à fração biodegradável da matéria orgânica avaliada por esse parâmetro, que tende a ser mais facilmente assimilada pelos microrganismos.

Nos WCFV, a remoção da DBO ocorre principalmente pela atividade microbiológica no biofilme aderido ao meio filtrante, favorecida pela disponibilidade de oxigênio no leito. A alimentação intermitente e a estrutura do meio suporte contribuem para a formação de zonas aeradas, favorecendo a degradação da matéria orgânica biodegradável (Brix; Arias, 2005; Vymazal, 2011). A eficiência obtida na etapa de WCFV indica que o arranjo utilizado foi suficiente para remover grande parte da fração biodegradável remanescente do ERA. A DF elevou a remoção global para 97,2%,

demonstrando sua contribuição como etapa final de polimento, por meio da retenção de partículas finas, e da adsorção de compostos orgânicos residuais.

A cor aparente foi reduzida de 210 para 42 mg PtCo L^{-1} nos WCFV, com remoção de 80,0%, atingindo 18 mg PtCo L^{-1} após a DF, com remoção global de 91,4%. A cor verdadeira passou de 110 para 18 mg PtCo L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 83,6% de remoção, e atingiu valor inferior ao limite de detecção após a DF. Observa-se que a redução da cor ocorreu de forma intensa já nos WCFV, mas a etapa de DF foi determinante para o polimento final, principalmente no caso da cor verdadeira.

A cor aparente está associada tanto à presença de partículas em suspensão quanto a compostos dissolvidos, enquanto a cor verdadeira está mais relacionada à fração dissolvida. Dessa forma, a remoção observada nos WCFV indica a atuação conjunta de filtração física, retenção de partículas e degradação parcial da matéria orgânica. A redução da cor verdadeira para valor inferior ao limite de detecção após a DF sugere contribuição importante de mecanismos adsortivos, especialmente em função da presença de carvão ativado e clinoptilolita no sistema de filtração. Esses materiais ampliam a superfície de contato do efluente com o meio filtrante e favorecem a remoção de compostos dissolvidos remanescentes.

A turbidez foi reduzida de 41 NTU no ERA para 3,6 NTU após os WCFV, correspondendo a 91,3% de remoção, e para 2,9 NTU após a DF, resultando em remoção global de 93,0%. Esse resultado mostra que os WCFV foram eficientes na retenção da maior parte das partículas responsáveis pela turbidez. Em WCFV, a remoção de turbidez está diretamente relacionada à passagem do efluente pelo meio granular, onde ocorrem retenção física, sedimentação intersticial e formação de biofilme, que contribui para a captura de partículas finas (Kadlec; Wallace, 2009; Vymazal, 2011).

Apesar da elevada redução da turbidez, a remoção de SST foi menor. A concentração de SST foi reduzida de 72 para 48 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 33,3% de remoção, e para 18 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 75,0%. Esse comportamento indica que, embora turbidez e SST estejam associados à presença de partículas no efluente, os dois parâmetros não expressam exatamente a mesma característica. A turbidez está relacionada à dispersão da luz por partículas finas e coloidais, enquanto os SST representam a massa de sólidos retida no método analítico. Assim, a menor remoção de SST pode estar associada à permanência de

frações sólidas mais finas ou de menor sedimentabilidade após os WCFV, cuja retenção foi complementada pela DF.

A DF foi determinante para a melhoria desse parâmetro, promovendo retenção complementar ao longo do leito filtrante. Esse comportamento é coerente com a função da filtração lenta, que atua na remoção progressiva de partículas remanescentes por filtração em profundidade, adsorção e atividade biológica no meio granular (Huisman; Wood, 1974). Assim, mesmo que os WCFV tenham apresentado menor eficiência para SST em comparação com a turbidez, a associação com a DF permitiu atingir remoção global mais expressiva.

Em relação às formas nitrogenadas, o nitrogênio total (NT) foi reduzido de 61,4 mg L^{-1} no ERA para 39,2 mg L^{-1} após os WCFV, correspondendo a 36,2% de remoção. Após a DF, a concentração final foi de 2,47 mg L^{-1}, resultando em remoção global de 96,0%. O nitrogênio amoniacal apresentou redução de 49,7 para 31,6 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 36,4%, atingindo 1,64 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 96,7%.

A remoção parcial de nitrogênio nos WCFV está associada principalmente à nitrificação, favorecida pela maior disponibilidade de oxigênio em WCFV. Entretanto, a remoção completa do NT depende também da desnitrificação, processo que exige zonas anóxicas e disponibilidade de carbono orgânico (Vymazal, 2007). Em WC, a remoção de nitrogênio é reconhecidamente variável, pois depende da configuração do sistema, da carga aplicada, das condições de oxigenação, da relação carbono/nitrogênio e das características do meio suporte (Vymazal, 2011; Saeed; Sun, 2012).

Na condição avaliada, a remoção de aproximadamente 36% nos WCFV indica que houve transformação parcial das formas nitrogenadas, mas que essa etapa isolada não foi suficiente para alcançar elevada remoção global. A expressiva redução após a DF indica a atuação de mecanismos complementares, como retenção no meio filtrante, desenvolvimento de biofilme e adsorção de amônio pela clinoptilolita. A remoção de amônio por zeólitas ocorre principalmente por troca iônica com cátions trocáveis presentes na estrutura mineral, como Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+} e Mg^{2+}, mecanismo associado à afinidade desses materiais pelo íon NH_4^{+} (GUIDA et al., 2020). Dessa forma, a presença de clinoptilolita na DF contribui para explicar a forte redução do nitrogênio amoniacal na etapa final.

O fósforo total foi reduzido de 0,065 para 0,045 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 30,8%, e para 0,009 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 86,2%. A remoção limitada nos WCFV é coerente com o comportamento geralmente observado em WC preenchidos com areia e cascalho, uma vez que a remoção de fósforo depende menos da degradação biológica e mais de mecanismos de adsorção, precipitação química e retenção no substrato.

Em sistemas com substratos convencionais, a capacidade de remoção de fósforo tende a ser moderada e pode diminuir ao longo do tempo em função da saturação dos sítios de adsorção (Kadlec; Wallace, 2009; Vymazal, 2011). Estudos com WCFV tratando efluentes agroindustriais também indicam que a eficiência de remoção de fósforo está fortemente associada às características do meio suporte, sendo favorecida por materiais com maior teor de cálcio, ferro ou alumínio (Sezerino et al., 2003). Na condição avaliada, a remoção de 30,8% nos WCFV sugere limitação do meio suporte para retenção desse nutriente. A maior eficiência após a DF indica que a etapa final ampliou a retenção de fósforo, possivelmente pela maior superfície de contato e pela presença de materiais filtrantes com maior capacidade de adsorção como as zeólitas.

Os fenóis foram reduzidos de 0,26 para 0,08 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 69,2% de remoção, e atingiram valores inferiores ao limite de detecção após a DF, com remoção global superior a 96%. A remoção desses compostos nos WCFV pode estar associada à biodegradação aeróbia e à adsorção no meio filtrante. Compostos fenólicos podem apresentar comportamento variável em sistemas biológicos, dependendo da concentração afluente, da matriz do efluente, do tempo de contato e da adaptação da microbiota (Vymazal, 2014; Dan et al., 2017).

Em WCFV em escala laboratorial tratando lixiviado de aterro sintético, com TAH entre 49 e 98 $mm.d^{-1}$ e operação batelada sequencial com ciclos de 3 a 7 dias, foram observadas remoções de fenol entre 88% e 100%, sendo a adsorção mais relevante na fase inicial e a biodegradação o principal mecanismo ao longo da operação (Dan et al., 2017). Assim, a menor remoção observada nos WCFV, de 69,2%, pode estar associada à maior carga hidráulica aplicada, ao menor tempo de contato e à maior complexidade da matriz real em comparação ao efluente sintético. Ainda assim, a eficiência global superior a 96% demonstra que a DF foi decisiva para a remoção final. A presença de carvão ativado na etapa de filtração provavelmente contribuiu para

esse desempenho, devido à afinidade desse material por compostos orgânicos dissolvidos.

De modo geral, verifica-se que a TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ proporcionou condição favorável ao desempenho do sistema integrado. Os WCFV removeram a maior parte da matéria orgânica biodegradável, da DQO e da turbidez, enquanto a DF complementou o tratamento por meio da retenção de frações finas, adsorção de compostos dissolvidos e polimento de nutrientes e fenóis. A comparação com a literatura mostra que os resultados obtidos estão dentro das faixas reportadas para WCFV, mesmo considerando diferenças importantes, como o uso de ERA em vez de esgoto bruto, vegetação com Juncus spp. e associação posterior com DF. Assim, o desempenho observado não representa apenas repetição de resultados já descritos, mas demonstra que a combinação WCFV + DF pode manter elevada eficiência no pós-tratamento de efluentes anaeróbios.

A qualidade final obtida após a DF também permite relacionar o desempenho do sistema com possibilidades de reúso não potável. Na TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$, o efluente final apresentou pH de 7,4, DBO de 2,0 mg L^{-1} O_2, DQO de 8,5 mg L^{-1} O_2, SST de 18 mg L^{-1}, turbidez de 2,9 NTU, NT de 2,5 mg L^{-1}, nitrogênio amoniacal de 1,6 mg L^{-1} e fenóis abaixo de 0,010 mg L^{-1}. Esses valores são compatíveis com diferentes diretrizes de reúso apresentadas na Tabela 1, especialmente para parâmetros físico-químicos como pH, DBO, SST e turbidez, que são frequentemente utilizados como critérios de qualidade para aplicações urbanas, ambientais, industriais e agrícolas não potáveis. A DBO final ficou abaixo dos limites mais restritivos apresentados em diretrizes internacionais, enquanto os SST e a turbidez permaneceram em faixa compatível com usos não potáveis que admitem menor grau de contato direto com o efluente tratado.

No contexto estadual, a Resolução CERH/PR nº 122/2023 regulamenta o reúso de água para finalidades urbanas, agrícolas, florestais, ambientais e industriais no Paraná, estabelecendo critérios de qualidade conforme a aplicação pretendida. Considerando os parâmetros físico-químicos avaliados neste estudo, o efluente tratado na TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ apresentou características favoráveis para discussão de reúso não potável, principalmente em modalidades menos restritivas, como irrigação de áreas verdes, uso paisagístico, usos ambientais controlados e aplicações industriais sem contato direto. Esse resultado é coerente com estudos desenvolvidos no grupo QAAS/UEPG, nos quais sistemas de filtração associados ao pós-tratamento

de efluentes anaeróbios também demonstraram potencial para melhorar a qualidade final do efluente e ampliar possibilidades de reúso (Silva, 2020; Machado, 2025). No entanto, a definição da modalidade específica de reúso deve considerar, além dos parâmetros físico-químicos, a avaliação microbiológica e os requisitos próprios de cada finalidade. Portanto, os resultados não indicam aplicação irrestrita do efluente tratado, mas evidenciam que a associação WCFV + DF constitui uma alternativa promissora para produzir efluente com qualidade compatível com estratégias de reúso não potável, especialmente quando operada sob TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$.

5.1.1 REMOÇÃO DOS METAIS PARA TAH 200 $mm \cdot d^{-1}$

Na Tabela 9 são apresentadas as concentrações de Cd, Pb, Cr total, Ni e Cu no ERA antes e após a fortificação, após os WCFV e após a DF lenta, considerando a TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$. Antes da fortificação, as concentrações naturais dos metais no ERA foram inferiores ao limite de quantificação do método analítico, indicando baixa presença desses elementos no efluente anaeróbio sem adição controlada. Após a fortificação, as concentrações obtidas no ERA foram utilizadas como condição inicial de referência para avaliação da remoção ao longo do sistema.

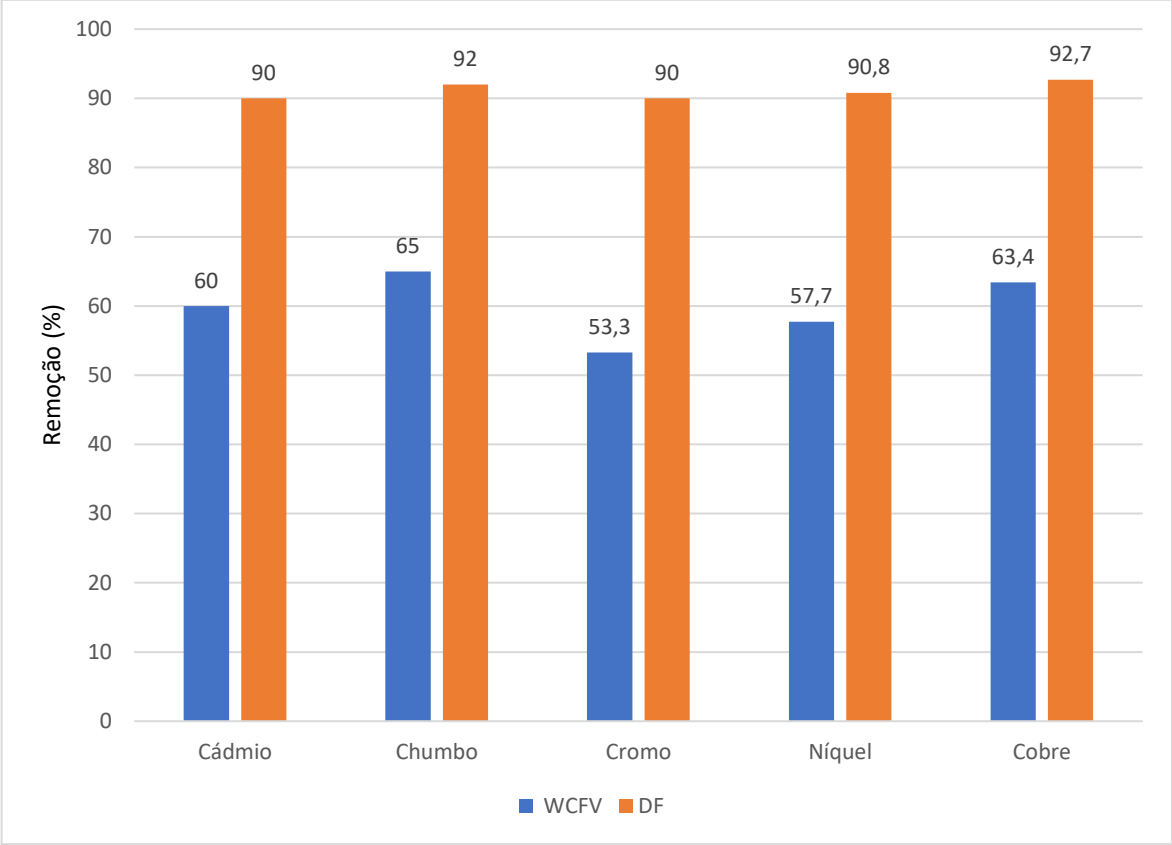
Tabela 9 – Concentração de metais ao longo do sistema (TAH = 200 $mm \cdot d^{-1}$)

Metal	ERA antes da fortificação ($\mu g\ L^{-1}$)	ERA após fortificação ($\mu g\ L^{-1}$)	WCFV ($\mu g\ L^{-1}$)	DF lenta ($\mu g\ L^{-1}$)
Cádmio (Cd)	< 1,0	13,4 ± 4,0	4,1 ± 0,2	1,2 ± 0,1
Chumbo (Pb)	< 10	118,0 ± 27,0	32,0 ± 13,0	6,8 ± 0,5
Cromo total (Cr)	< LQ	163,0 ± 46,0	61,0 ± 1,8	14,7 ± 0,9
Níquel (Ni)	< LQ	141,0 ± 3,4	49,0 ± 1,5	11,5 ± 0,7
Cobre (Cu)	< 100	372,0 ± 78,0	129,0 ± 3,6	27,4 ± 1,2

Fonte: O autor.

Observa-se, a partir da Tabela 9, que todos os metais apresentaram redução de concentração ao longo do sistema, indicando que tanto os WCFV quanto a DF contribuíram para a retenção desses contaminantes. De modo geral, os WCFV foram responsáveis por uma parcela expressiva da remoção inicial, enquanto a DF atuou como etapa complementar de polimento, reduzindo ainda mais as concentrações remanescentes no efluente final.

Figura 17 – Eficiência de remoção dos metais para TAH 200 mm·d⁻¹



Fonte: O autor.

Nos WCFV, as remoções foram de 69,4% para Cd, 72,9% para Pb, 62,6% para Cr total, 65,2% para Ni e 65,3% para Cu. Após a DF, as remoções globais aumentaram para 91,0% para Cd, 94,2% para Pb, 91,0% para Cr total, 91,8% para Ni e 92,6% para Cu. Os WCFV já reduziram substancialmente as concentrações dos metais, mas a DF foi decisiva para alcançar os menores valores no efluente final.

A remoção de metais em WC ocorre pela associação de mecanismos físicos, químicos e biológicos, como adsorção no meio suporte, retenção em partículas sólidas, complexação com matéria orgânica, precipitação química, interação com o biofilme e absorção parcial pelas macrófitas. A contribuição de cada mecanismo depende da forma química do metal, do pH, do potencial redox, do tipo de substrato, da vegetação e das condições hidráulicas do sistema (Kadlec; Wallace, 2009; Marchand et al., 2010). Na condição avaliada, a TAH de 200 mm·d⁻¹ deve ser interpretada dentro do próprio arranjo experimental, pois permitiu o contato do ERA fortificado com o leito dos WCFV, com a biomassa aderida e, posteriormente, com os materiais filtrantes da DF.

No caso do Cd, a concentração foi reduzida de 13,4 para 4,1 µg L^{-1} nos WCFV e para 1,2 µg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 91,0%. A retenção desse metal está relacionada principalmente à adsorção em superfícies minerais, à troca iônica, à complexação com matéria orgânica e à retenção no meio filtrante. Em WC de fluxo livre contínuo tratando efluente industrial, foi observada remoção de 91,9% para Cd (Khan et al., 2009). Já em WCFV tratando efluente de refinaria, plantados com *Canna indica*, preenchidos com argila expandida e areia, e operados com Tempo de Retenção Hidráulica (TRH) de 3 dias, o Cd também esteve entre os metais mais removidos, com eficiência de 93,5% (Ghezali et al., 2022). Embora essas configurações não sejam iguais à utilizada nesta pesquisa, elas indicam que o Cd pode ser removido com elevada eficiência quando há contato adequado com o meio suporte.

O Pb foi o metal com maior remoção global, passando de 118,0 µg L^{-1} no ERA fortificado para 32,0 µg L^{-1} após os WCFV e 6,8 µg L^{-1} após a DF. A eficiência global foi de 94,2%. Esse resultado é coerente com o comportamento químico do Pb, que apresenta elevada afinidade por partículas, matéria orgânica e superfícies minerais. Em WC de fluxo livre contínuo tratando efluente industrial, foi relatada remoção de 50% para Pb (Khan et al., 2009). Em WCFV com *Phragmites australis* tratando efluente oleoso, operados com TRH entre 5 e 15 dias, foram observadas remoções mais baixas para Pb, próximas de 36,7% (Nafasi et al., 2024). A remoção global obtida neste estudo foi superior, atingindo 94,2%, o que se deve principalmente ao fato de o desempenho ter sido avaliado no sistema integrado WCFV + DF, e não apenas na etapa de WC. Como o Pb apresenta elevada afinidade por partículas, matéria orgânica e superfícies minerais, a etapa de DF favoreceu sua retenção complementar, reduzindo a concentração final para 6,8 µg L^{-1}.

A remoção de Cr total também foi elevada. A concentração foi reduzida de 163,0 para 61,0 µg L^{-1} nos WCFV e para 14,7 µg L^{-1} após a DF, com remoção global de 91,0%. Em WC, a retenção de Cr está fortemente associada à sua especiação química, podendo envolver redução de Cr (VI) para Cr (III), adsorção, precipitação e coprecipitação em superfícies minerais e biofilmes. Em WC de fluxo livre contínuo tratando efluente industrial, foi relatada remoção de 89% para Cr (Khan et al., 2009). Em sistemas híbridos compostos por unidade vertical seguida de unidade horizontal, aplicados ao tratamento de lixiviado de aterro e com *Phragmites australis* ou *Chrysopogon zizanioides*, foram observadas remoções globais de Cr entre 95% e 99%

(Saeed et al., 2021). Esses valores reforçam que a remoção de Cr é favorecida por sistemas com maior interação entre efluente, meio suporte e biomassa. Na condição avaliada, mesmo sem recirculação e com matriz composta por ERA fortificado, a associação WCFV + DF promoveu elevada retenção de Cr total.

O comportamento do Ni merece destaque porque esse metal pode apresentar maior mobilidade relativa no meio filtrante, principalmente por permanecer mais disponível na fase dissolvida e apresentar menor associação com partículas e matéria orgânica quando comparado a Pb e Cu (Kabata-Pendias, 2011; Marchand et al., 2010). Dessa forma, sua retenção depende mais do contato com o substrato e de mecanismos como adsorção e troca iônica. A concentração foi reduzida de 141,0 para 49,0 µg L^{-1} nos WCFV e para 11,5 µg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 91,8%. Em WCFH tratando esgoto doméstico, as remoções médias de Ni variaram entre 25% e 35%, com maior contribuição do material de preenchimento do que da vegetação (Galletti; Verlicchi; Ranieri, 2010). Em sistemas híbridos vertical-horizontal tratando lixiviado, foram observadas remoções de Ni entre 55% e 73% (Saeed et al., 2021). Já em WCFH piloto tratando água sintética com metais, com *Nerium oleander* e operado com TRH de 7 dias, a remoção de Ni atingiu 86,3% (M-Ridha et al., 2021). Na condição avaliada, a remoção global de 91,8% indica que a DF foi importante para reduzir a concentração residual de Ni após os WCFV, de 49,0 para 11,5 µg L^{-1}.

Entre os metais avaliados, o Cu apresentou a maior concentração inicial, passando de 372,0 µg L^{-1} no ERA fortificado para 129,0 µg L^{-1} após os WCFV e 27,4 µg L^{-1} após a DF. A remoção global foi de 92,6%. A retenção de Cu é favorecida por sua afinidade com matéria orgânica, superfícies minerais e materiais carbonáceos. Em WC de fluxo livre tratando efluente industrial, foi relatada remoção de 48,3% para Cu (Khan et al., 2009). Em WCFH tratando esgoto doméstico, foram observadas remoções entre 3% e 9% (Galletti; Verlicchi; Ranieri, 2010). Em WCFH piloto com *Nerium oleander* e TRH de 7 dias, a remoção de Cu atingiu 99,5% (M-Ridha et al., 2021). Esses resultados mostram que a remoção de cobre varia bastante conforme a configuração do sistema, o substrato e o tempo de contato. No arranjo avaliado, a redução adicional após a DF evidencia a contribuição dos materiais filtrantes, especialmente do carvão ativado e da clinoptilolita.

A contribuição da DF fica evidente quando se observa a queda das concentrações após os WCFV. Para Cd, a concentração passou de 4,1 para 1,2 µg L^{-1}; para Pb, de 32,0 para 6,8 µg L^{-1}; para Cr total, de 61,0 para 14,7 µg L^{-1}; para Ni,

de 49,0 para 11,5 µg L^{-1}; e para Cu, de 129,0 para 27,4 µg L^{-1}. Essa redução complementar mostra que a DF não atuou apenas como barreira física, mas também como etapa de retenção físico-química. Estudos com carvão ativado e zeólitas aplicados ao desenvolvimento de WC modificados indicam elevada capacidade de retenção de Pb, Cr e Cu, além de remoção de Cd, Cu, Ni, Pb e Zn em sistemas de coluna. Esses resultados também mostram que menores tempos de retenção e maiores concentrações de matéria orgânica e amônio podem reduzir a eficiência de remoção, destacando a importância do contato entre o efluente e os materiais adsorventes (Ofiera; Bose; Kazner, 2024).

A composição do meio suporte também ajuda a explicar os resultados. Em WCFV utilizados no tratamento de esgoto municipal, a retenção de Ni, Cu e Pb variou conforme o material empregado, incluindo areia, material rico em zeólita e material vulcânico rico em clinopiroxênio. A sequência de afinidade observada foi maior para Pb e Cu e menor para Ni, mostrando que a natureza mineral do substrato interfere diretamente na distribuição e retenção dos metais ao longo do leito (Huang et al., 2017). Esse comportamento se relaciona com o desempenho da DF deste trabalho, uma vez que a presença de clinoptilolita e carvão ativado ampliou os mecanismos de adsorção e retenção em relação ao uso exclusivo de areia e cascalho.

Na TAH de 200 mm·d^{-1}, o sistema apresentou desempenho consistente para a remoção dos metais potencialmente tóxicos avaliados. Os WCFV removeram entre 62,6% e 72,9% dos metais, e a DF elevou as remoções globais para valores superiores a 91%. Os resultados se explicam principalmente pela combinação entre escoamento vertical, contato com o meio suporte, presença de *Juncus spp*. e polimento final com materiais adsorventes. Em estudos com WCFV modificados com biochar, zeólita e carvão ativado granular, operados com TAH de 120 mm·d^{-1} e vegetados com *Phragmites australis*, foram relatadas remoções de 86% para Cr, 91% para Ni e 92% para Cu (Ofiera et al., 2025). As remoções obtidas neste trabalho para esses mesmos metais foram de 91,0%, 91,8% e 92,6%, respectivamente, mesmo com TAH superior. Esse resultado reforça que a etapa de DF com areia, carvão ativado e clinoptilolita foi fundamental para manter elevada eficiência no polimento do ERA fortificado. As concentrações finais obtidas após a DF foram consideradas posteriormente na avaliação normativa apresentada na Seção 6.

5.2 DESEMPENHO DO SISTEMA PARA TAH 400 mm·d^{-1}

A Tabela 10 apresenta os valores médios dos parâmetros físico-químicos do sistema operando com TAH de 400 mm·d^{-1}, considerando o efluente do reator anaeróbio UASB (ERA), a saída dos WCFV e o efluente final após a DF lenta.

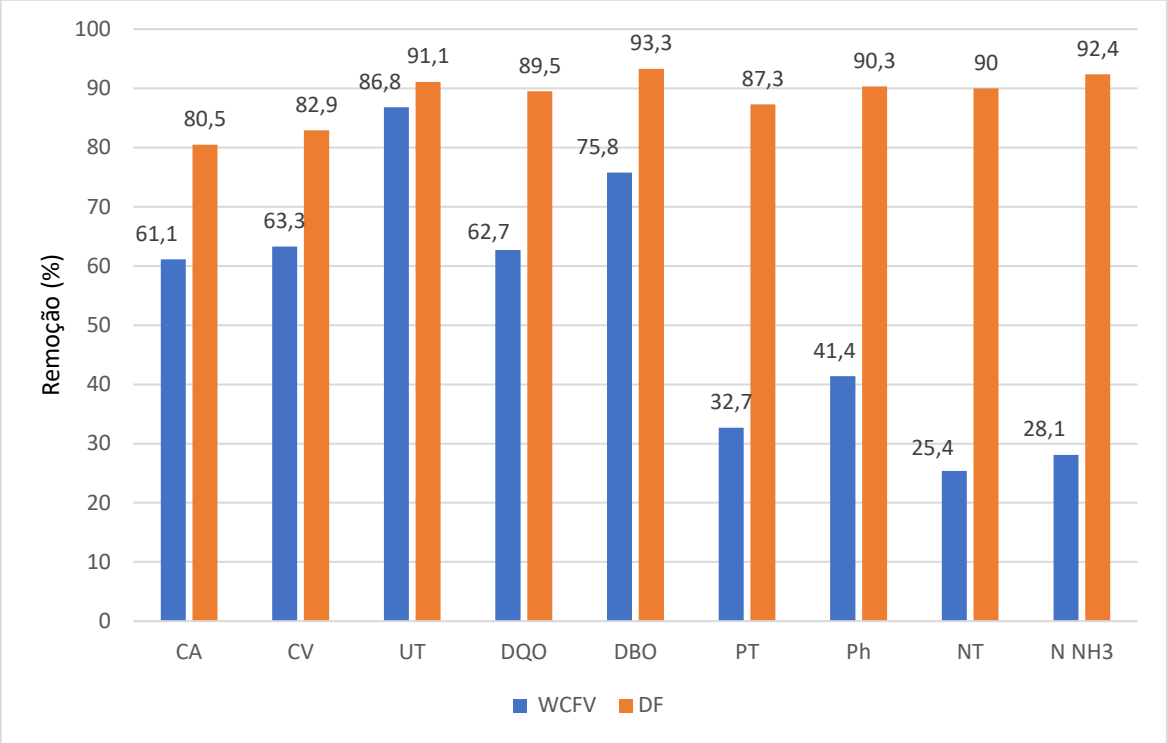
Tabela 10 – Qualidade do efluente ao longo das etapas de tratamento para TAH 400 mm·d^{-1}

Parâmetros	ERA	WCFV (1 e 2)	DF lenta
Cor aparente (mg PtCo L^{-1})	185 ± 29	72 ± 18	36 ± 11
Cor verdadeira (mg PtCo L^{-1})	158 ± 31	58 ± 17	27 ± 9
DQO (mg L^{-1} O_2)	110 ± 21	41 ± 15	11,6 ± 4,8
DBO (mg L^{-1} O_2)	78 ± 10	18,9 ± 5,1	5,2 ± 1,7
SST (mg L^{-1})	82 ± 6	61 ± 2	26 ± 1
Turbidez (NTU)	48,6 ± 12,7	6,4 ± 1,7	4,3 ± 1,1
Fósforo total (mg L^{-1})	0,11 ± 0,03	0,074 ± 0,02	0,014 ± 0,005
Fenóis (mg L^{-1})	0,29 ± 0,16	0,17 ± 0,12	0,028 ± 0,010
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	63,8 ± 5,9	47,6 ± 5,1	6,4 ± 1,9
Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	51,2 ± 4,8	36,8 ± 4,2	3,9 ± 1,2
pH	7,35 ± 0,2	7,42 ± 0,3	7,61 ± 0,1

Fonte: O autor.

A Figura 18 apresenta as eficiências de remoção dos parâmetros avaliados no sistema para a TAH de 400 mm·d^{-1}, considerando a remoção nos WCFV e a remoção global após a DF lenta.

Figura 18 – Eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no sistema para TAH 400 mm·d⁻¹



Nota: Cor aparente CA; Cor verdadeira CV; Demanda química de oxigênio DQO; Demanda bioquímica de oxigênio DBO; sólidos suspensos totais SST; turbidez UT; nitrogênio total NT; Nitrogênio amoniacal N NH3; Fenóis Ph; Fósforo total PT.
Fonte: O autor.

Na TAH de 400 mm·d⁻¹, o sistema integrado manteve desempenho satisfatório no pós-tratamento do ERA, embora com maior participação da DF na qualidade final do efluente. Os WCFV continuaram atuando como a principal etapa de remoção inicial, principalmente para matéria orgânica e turbidez, enquanto a DF foi importante para reduzir as concentrações remanescentes de sólidos, nutrientes e fenóis. Essa mudança no comportamento do sistema é esperada em condições de maior carga hidráulica, pois o aumento do volume aplicado por área tende a reduzir o tempo efetivo de contato do efluente com o leito, com o biofilme e com as zonas de maior atividade biológica.

A DQO foi reduzida de 110 para 41 mg L⁻¹ após os WCFV, correspondendo a 62,7% de remoção nessa etapa. Após a DF, a concentração final atingiu 11,6 mg L⁻¹, resultando em remoção global de 89,5%. A DBO apresentou redução de 78 para 18,9 mg L⁻¹ nos WCFV, com remoção de 75,8%, e atingiu 5,2 mg L⁻¹ após a DF, totalizando 93,3% de remoção global. Esses resultados indicam que a remoção de matéria orgânica permaneceu elevada na TAH de 400 mm·d⁻¹, embora inferior à observada

em 200 mm·d⁻¹. A diferença mais evidente entre o efluente dos WCFV e o efluente final mostra que, nessa condição, a DF passou a ter maior peso no polimento do sistema.

Esse comportamento é compatível com estudos que avaliaram WCFV sob maiores cargas hidráulicas. Em sistema de dois estágios de WCFV tratando esgoto doméstico bruto em clima tropical, operado com TAH de 150 e 225 mm·d⁻¹, a elevação da carga hidráulica manteve a remoção global de DQO em torno de 90%, embora sem ganho proporcional de desempenho na primeira etapa do sistema (Yadav; Chazarenc; Mutnuri, 2018). Em condições mais severas, WCFV franceses modificados operados com TAH de 560 e 940 mm·d⁻¹ apresentaram remoções médias de 53 ± 18% para DQO e 69 ± 16% para SST, sendo observado aumento da eficiência quando a carga hidráulica foi reduzida (Arévalo-Durazno et al., 2023). Esses resultados ajudam a interpretar a resposta obtida em 400 mm·d⁻¹, pois mostram que a elevação da TAH não impede o tratamento, mas pode tornar os WCFV menos eficientes e mais dependentes de unidades complementares.

Os parâmetros físicos também indicaram boa resposta do sistema, principalmente para turbidez. A cor aparente foi reduzida de 185 para 72 mg PtCo L⁻¹ nos WCFV, com remoção de 61,1%, e atingiu 36 mg PtCo L⁻¹ após a DF, com remoção global de 80,5%. A cor verdadeira passou de 158 para 58 mg PtCo L⁻¹ nos WCFV, correspondendo a 63,3% de remoção, e alcançou 27 mg PtCo L⁻¹ no efluente final, totalizando 82,9% de remoção global. A turbidez foi reduzida de 48,6 para 6,4 NTU nos WCFV, com remoção de 86,8%, e para 4,3 NTU após a DF, resultando em remoção global de 91,2%. Os SST, por sua vez, passaram de 82 para 61 mg L⁻¹ nos WCFV, com remoção de 25,6%, e atingiram 26 mg L⁻¹ após a DF, com remoção global de 68,3%.

A diferença entre a remoção elevada de turbidez e a menor remoção de SST sugere que os WCFV retiveram de forma eficiente a fração particulada mais facilmente separável, enquanto parte dos sólidos finos e coloidais permaneceu no efluente até a etapa de DF. Esse comportamento é comum em sistemas submetidos a maior carga hidráulica, nos quais a remoção física pode continuar satisfatória, mas a retenção de partículas mais finas passa a depender mais fortemente da etapa filtrante. Em tratamento terciário de esgoto urbano por filtração em areia seguida de carvão ativado granular, foram obtidas remoções de 94% para turbidez, 83% para DQO e 92% para

DBO, evidenciando a contribuição de etapas de filtração na remoção de frações residuais após tratamento biológico (Khelladi et al., 2020). Esse comportamento também é coerente com Silva (2020), que avaliou o pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por DF e TF e verificou melhoria expressiva da qualidade final do efluente tratado. De forma semelhante, Machado (2025), ao estudar WCFV associados à DF lenta sob diferentes TAH, observou que a etapa de filtração contribuiu para aumentar a eficiência global do sistema. No presente estudo, a DF exerceu função semelhante ao complementar a retenção dos materiais que não foram totalmente removidos nos WCFV.

Para NT, a concentração foi reduzida de 63,8 para 47,6 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 25,4% de remoção. Após a DF, a concentração final foi de 6,4 mg L^{-1}, com remoção global de 90,0%. O N-amoniacal passou de 51,2 para 36,8 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 28,1%, e atingiu 3,9 mg L^{-1} após a DF, totalizando 92,4% de remoção global. A remoção intermediária mais limitada indica que, na TAH de 400 mm·d^{-1}, as transformações nitrogenadas nos WCFV foram mais sensíveis ao aumento da carga hidráulica do que a remoção de DQO, DBO e turbidez.

Esse comportamento sugere que, em 400 mm·d^{-1}, os processos de transformação nitrogenada nos WCFV já começaram a responder ao aumento da carga hidráulica. Esse comportamento é coerente com estudos que relacionam maiores carregamentos à maior variabilidade na remoção de DQO e nitrogênio Kjeldahl total em WCFV, especialmente em faixas próximas ou superiores a 600 mm·d^{-1} (Paing et al., 2015). Na condição avaliada, a redução expressiva após a DF mostra que a etapa final contribuiu para manter baixas concentrações de NT e N-amoniacal no efluente tratado. No caso do N-amoniacal, esse comportamento pode ser associado à presença de clinoptilolita no meio filtrante, uma vez que zeólitas naturais favorecem a remoção de NH_4^+ principalmente por troca iônica.

O fósforo total foi reduzido de 0,11 para 0,074 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 32,7%, e atingiu 0,014 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 87,3%. A proximidade com o desempenho observado em 200 mm·d^{-1} indica que, nessa faixa de TAH, a remoção de fósforo esteve mais associada à retenção físico-química no meio filtrante do que à atividade biológica. Estudos com WCFV contendo materiais de maior reatividade também apontam a influência direta do substrato na remoção de fósforo e amônio (El Ghadraoui et al., 2020).

Os fenóis foram reduzidos de 0,29 para 0,17 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 41,4% de remoção, e atingiram 0,028 mg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 90,3%. Esse comportamento mostra que os WCFV promoveram remoção parcial, mas que a DF foi determinante para a redução desse parâmetro. Compostos fenólicos podem ser removidos por biodegradação, adsorção no meio suporte e retenção em materiais carbonáceos, sendo a eficiência influenciada pela carga aplicada e pelo contato com o leito. Em sistema de tratamento de água residuária de indústria de óleo de oliva composto por filtro adsorvente multicamadas com carvão ativado granular e pedra vulcânica seguido de WCFV plantado, foram observadas remoções elevadas de compostos fenólicos totais, reforçando a contribuição de materiais adsorventes na redução dessa classe de compostos (Abu-Dalo et al., 2024). No presente estudo, a presença de carvão ativado na DF ajuda a explicar a redução final dos fenóis, mesmo com menor remoção intermediária nos WCFV.

O pH variou pouco ao longo do tratamento, passando de 7,35 no ERA para 7,42 após os WCFV e 7,61 após a DF. Essa faixa próxima à neutralidade favorece a atividade biológica e contribui para a estabilidade dos processos de adsorção e precipitação no meio filtrante. A pequena elevação após a DF pode estar associada ao contato do efluente com os materiais filtrantes, sem indicar instabilidade operacional. Dessa forma, mesmo com maior TAH, o sistema manteve condições adequadas para remoção de matéria orgânica, nutrientes e fenóis.

Em conjunto, os resultados da TAH de 400 mm·d^{-1} mostram que o sistema continuou eficiente, mas com maior exigência sobre a etapa de DF. Os WCFV ainda removeram parcela importante da matéria orgânica, turbidez, nutrientes e fenóis, porém a DF foi essencial para garantir as concentrações finais mais baixas. Quando comparada à TAH de 200 mm·d^{-1}, a condição de 400 mm·d^{-1} apresentou redução de desempenho principalmente para DQO, DBO, cor, SST, NT, N-amoniacal e fenóis, enquanto fósforo total e turbidez mantiveram comportamento mais próximo entre as duas condições. Essa diferença mostra que o aumento da TAH afetou mais os parâmetros dependentes de contato prolongado com o leito, atividade biológica e adsorção de compostos dissolvidos. Ainda assim, as remoções globais permaneceram elevadas, com 89,5% para DQO, 93,3% para DBO, 91,2% para turbidez, 90,0% para NT, 92,4% para N-amoniacal, 87,3% para fósforo total e 90,3% para fenóis. Assim, a TAH de 400 mm·d^{-1} representa uma condição intermediária

importante, pois indica que o sistema ainda apresenta boa capacidade de tratamento, mas já com maior dependência da DF. Essa tendência deve ser considerada na discussão da TAH de 600 mm·d⁻¹, apresentada na seção 5.3, em que o aumento adicional da carga hidráulica tende a tornar mais evidente a relação entre TAH, tempo de contato e eficiência do sistema integrado.

5.2.1 REMOÇÃO DOS METAIS PARA TAH 400 mm.d^{-1}

A Tabela 11 apresenta as concentrações dos metais avaliados ao longo das etapas do sistema de tratamento para a TAH de 400 mm·d⁻¹, considerando o efluente do reator anaeróbio, a saída dos WCFV e o efluente final após a DF lenta.

Tabela 11 – Concentração de metais ao longo do sistema para TAH 400 mm·d⁻¹

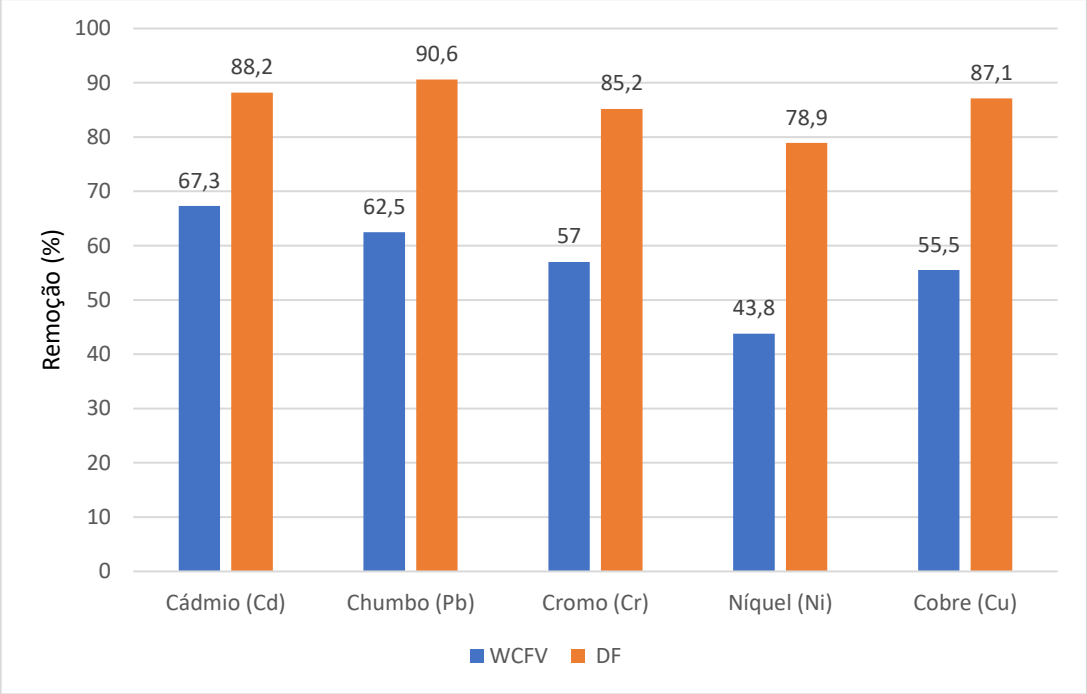
Metal	ERA antes da fortificação (µg L⁻¹)	ERA após fortificação (µg L⁻¹)	WCFV (µg L⁻¹)	DF lenta (µg L⁻¹)
Cádmio (Cd)	< 1,0	11,0 ± 0,5	3,6 ± 0,3	1,3 ± 0,1
Chumbo (Pb)	< 10	96,0 ± 2,4	36,0 ± 1,1	9,0 ± 0,4
Cromo total (Cr)	< LQ	142,0 ± 3,8	61,0 ± 1,7	21,0 ± 0,8
Níquel (Ni)	< LQ	128,0 ± 3,1	72,0 ± 2,4	27,0 ± 1,0
Cobre (Cu)	< 100	418,0 ± 7,6	186,0 ± 4,1	54,0 ± 1,6

Fonte: O autor.

De modo geral, observa-se redução das concentrações de todos os metais ao longo do sistema, indicando que tanto os WC quanto a etapa final de filtração contribuíram para a retenção desses contaminantes.

A Figura 19 apresenta as eficiências de remoção dos metais avaliados para a TAH de 400 mm·d⁻¹.

Figura 19 – Eficiência de remoção dos metais para TAH 400 mm·d⁻¹



Fonte: O autor.

Antes da fortificação, as concentrações naturais dos metais no ERA permaneceram abaixo do limite de quantificação do método analítico. Após a fortificação, o ERA passou a apresentar concentrações mensuráveis dos metais avaliados, permitindo verificar o desempenho do sistema sob TAH de 400 mm·d⁻¹. Nessa condição, todos os metais apresentaram redução ao longo do tratamento, porém com menor eficiência em relação à TAH de 200 mm·d⁻¹, principalmente nos WCFV.

Nos WCFV, as remoções foram de 67,3% para Cd, 62,5% para Pb, 57,0% para Cr total, 43,8% para Ni e 55,5% para Cu. Após a DF, as remoções globais atingiram 88,2% para Cd, 90,6% para Pb, 85,2% para Cr total, 78,9% para Ni e 87,1% para Cu. Esses resultados mostram que os WCFV ainda mantiveram capacidade de retenção dos metais, mas a etapa de DF passou a ser mais importante para garantir menores concentrações no efluente final.

O Cd foi reduzido de 11,0 para 3,6 µg L⁻¹ nos WCFV e para 1,3 µg L⁻¹ após a DF. A remoção global de 88,2% permaneceu elevada, indicando que esse metal ainda foi bem retido mesmo com o aumento da TAH. Estudos com WCFV contendo diferentes substratos mostram que a remoção de Cd é fortemente influenciada pela

natureza do material filtrante e pela disponibilidade de sítios de adsorção no leito (Long et al., 2024). Na condição avaliada, a redução adicional após a DF indica que o polimento final contribuiu para compensar a menor eficiência observada nos WCFV em comparação à condição de 200 mm·d^{-1}.

O Pb apresentou redução de 96,0 para 36,0 µg L^{-1} nos WCFV e atingiu 9,0 µg L^{-1} após a DF, com remoção global de 90,6%. Mesmo em 400 mm·d^{-1}, esse metal permaneceu entre os mais removidos no sistema. Esse comportamento está relacionado à elevada afinidade do Pb por superfícies minerais e materiais de troca iônica. Ensaios em coluna com clinoptilolita natural indicam boa retenção de Pb, Cu e Zn em leitos fixos, com remoção associada principalmente à troca iônica e à seletividade do material para cátions metálicos (Stylianou et al., 2007). Estudos de adsorção competitiva com zeólita natural também mostram maior afinidade do Pb em relação a metais como Cd, Cu e Ni (Merrikhpour; Jalali, 2013). A redução de Pb após a DF pode ser associada à ação conjunta dos meios filtrantes, especialmente à retenção física pela areia e à adsorção/troca catiônica favorecida pelo carvão ativado e pela clinoptilolita. A clinoptilolita apresenta estrutura microporosa e capacidade de troca catiônica, com afinidade por íons metálicos como Pb, Cu, Cd e Ni, contribuindo para o polimento final do efluente (Stylianou et al., 2007; Merrikhpour; Jalali, 2013).

Para Cr total, a concentração foi reduzida de 142,0 para 61,0 µg L^{-1} nos WCFV e para 21,0 µg L^{-1} após a DF, resultando em 57,0% de remoção nos WCFV e 85,2% de remoção global. A remoção foi inferior à observada na TAH de 200 mm·d^{-1}, indicando maior sensibilidade desse metal ao aumento da carga hidráulica. Em WCFV operados em batelada com água contaminada por Cr, Younas et al. (2022) observaram remoções entre 47% e 92% após 30 dias, com redução predominante de Cr(VI) para Cr(III). Embora não corresponda a uma operação contínua com TAH definida, esse resultado ajuda a explicar a importância das condições redox e do tempo de contato na retenção de Cr. Na TAH de 400 mm·d^{-1}, a DF complementou a remoção do Cr residual que permaneceu após os WCFV.

O Ni foi o metal mais sensível ao aumento da TAH. A concentração passou de 128,0 para 72,0 µg L^{-1} nos WCFV e para 27,0 µg L^{-1} após a DF, com remoção global de 78,9%. Esse resultado foi inferior ao observado para os demais metais e também inferior ao desempenho obtido em 200 mm·d^{-1}. O comportamento do Ni pode ser explicado por sua maior mobilidade no meio filtrante e por sua menor retenção em

condições em que o contato com o substrato se torna mais limitado. Em filtro biológico de areia aplicado ao tratamento de efluente de galvanoplastia, a remoção de Ni foi atribuída principalmente à bioprecipitação no biofilme, e não apenas à biossorção direta (Pümpel et al., 2003). Assim, na TAH de 400 mm·d^{-1}, a menor retenção nos WCFV sugere que o aumento da carga hidráulica reduziu parte das condições favoráveis à imobilização desse metal, tornando a DF decisiva para o abatimento final.

O Cu apresentou a maior concentração inicial entre os metais avaliados, passando de 418,0 µg L^{-1} no ERA fortificado para 186,0 µg L^{-1} nos WCFV e 54,0 µg L^{-1} após a DF. A remoção global foi de 87,1%. Em WCFV aplicado ao tratamento de efluente da indústria de papel e celulose, foi relatada remoção de 80% para Cu, indicando que esse metal pode ser retido de forma expressiva em sistemas de fluxo vertical quando há interação adequada com o meio suporte (Arivoli; Mohanraj; Seenivasan, 2015). No presente estudo, a remoção global ficou acima desse valor, porém com contribuição importante da DF, que reduziu a concentração de Cu de 186,0 para 54,0 µg L^{-1} após os WCFV.

A participação da DF foi mais evidente em 400 mm·d^{-1} do que em 200 mm·d^{-1}. Entre a saída dos WCFV e o efluente final, as concentrações foram reduzidas de 3,6 para 1,3 µg L^{-1} para Cd, de 36,0 para 9,0 µg L^{-1} para Pb, de 61,0 para 21,0 µg L^{-1} para Cr total, de 72,0 para 27,0 µg L^{-1} para Ni e de 186,0 para 54,0 µg L^{-1} para Cu. Esse ganho final indica que, com o aumento da TAH, a remoção passou a depender mais da etapa de polimento. Estudos com carvão ativado indicam boa capacidade de adsorção para Pb, Cu e Ni, com retenção associada à área superficial, aos grupos funcionais e às interações químicas na superfície adsorvente (Khater; Alkhabbas; Al-Ma'Abreh, 2024). Em conjunto com a clinoptilolita, esse material ajuda a explicar a redução das concentrações residuais após os WCFV.

A literatura também mostra que WCFV podem operar sob cargas hidráulicas mais elevadas, desde que o meio suporte favoreça a percolação e o contato do efluente com o leito. Em WCFV preenchidos com areia grossa e aplicados ao tratamento de efluente de refinaria, foram avaliadas TAH de 1210, 1440 e 1710 mm·d^{-1}, superiores à TAH de 400 mm·d^{-1} utilizada neste estudo (Aslam et al., 2010). Essa comparação deve ser usada apenas como referência operacional, pois a matriz e a configuração do sistema são diferentes. Ainda assim, ela mostra que a operação em cargas mais altas exige maior atenção ao papel do meio filtrante e à etapa de

polimento, especialmente quando o objetivo é remover compostos com comportamento mais dependente de adsorção e retenção no substrato.

Quando comparada à TAH de 200 mm·d⁻¹, a condição de 400 mm·d⁻¹ apresentou redução nas remoções globais de todos os metais, embora a intensidade dessa queda tenha variado entre os elementos. Para Cd, a remoção passou de 91,0% para 88,2%; para Pb, de 94,2% para 90,6%; para Cr total, de 91,0% para 85,2%; para Ni, de 91,8% para 78,9%; e para Cu, de 92,6% para 87,1%. A diferença foi mais evidente para Ni, Cr total e Cu, indicando que o aumento da TAH afetou principalmente os metais cuja retenção depende mais fortemente do contato com o leito, biofilme e materiais adsorventes (Marchand et al., 2010; Ofiera; Bose; Kazner, 2024). Ainda assim, o sistema manteve remoções globais expressivas, principalmente após a DF, evidenciando maior dependência da etapa de polimento para manter concentrações reduzidas no efluente final. As concentrações finais obtidas após a DF foram consideradas posteriormente na Seção 6, na comparação com padrões de lançamento, critérios de qualidade ambiental e possibilidades de reúso não potável.

5.3 DESEMPENHO DO SISTEMA PARA TAH 600 mm·d⁻¹

A Tabela 12 apresenta os valores médios dos parâmetros físico-químicos do sistema para a terceira etapa operando com TAH de 600 mm·d⁻¹, considerando o efluente do reator anaeróbio, a saída dos WCFV e o efluente final após a DF lenta.

Tabela 12 – Qualidade do efluente ao longo das etapas de tratamento para TAH 600 mm·d⁻¹

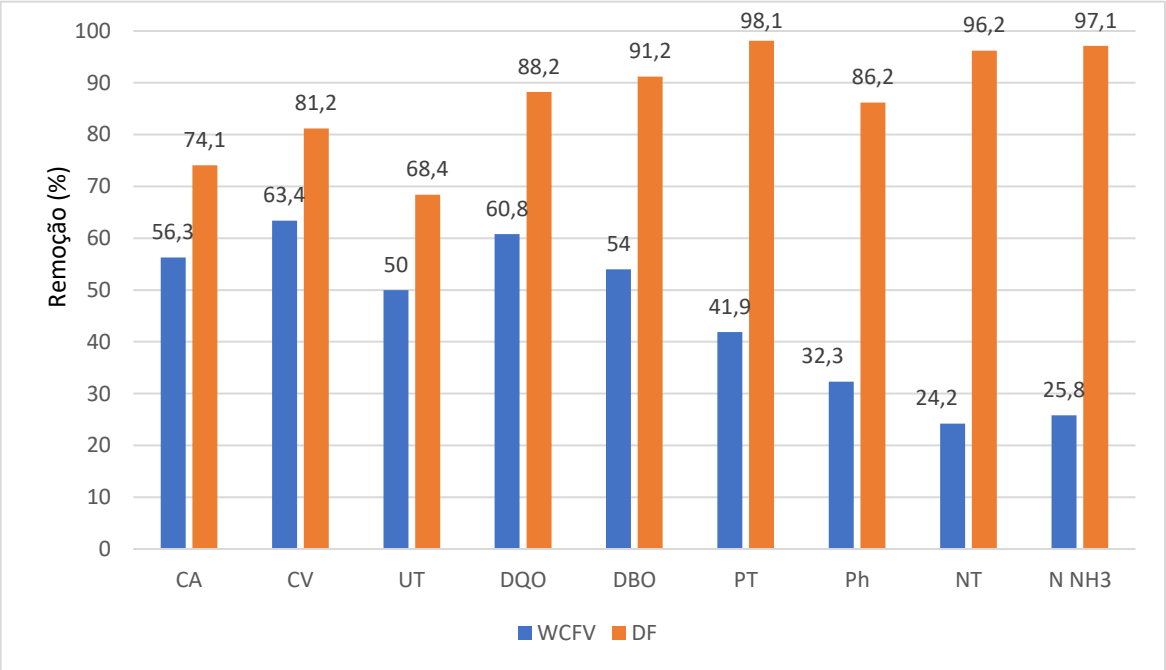
Parâmetros	ERA	WCFV (1 e 2)	DF lenta
Cor aparente (mg PtCo L^{-1})	112 ± 21	49 ± 15	29 ± 10
Cor verdadeira (mg PtCo L^{-1})	101 ± 23	37 ± 11	19 ± 6
DQO (mg L^{-1} O_2)	153 ± 27	60 ± 15	18 ± 5,6
DBO (mg L^{-1} O_2)	113 ± 14	52 ± 13	10 ± 3,2
Turbidez (NTU)	76 ± 26	38 ± 14	24 ± 9
Fenóis (mg L^{-1})	0,65 ± 0,22	0,44 ± 0,18	0,09 ± 0,04
Fósforo total (mg L^{-1})	0,31 ± 0,09	0,18 ± 0,06	0,006 ± 0,002
Nitrogênio Total (mg L^{-1})	66 ± 6,4	50 ± 5,8	2,5 ± 0,8

Nitrogênio amoniacal (mg L^{-1})	62 ± 5,9	46 ± 5,1	1,8 ± 0,6
pH	7,05 ± 0,4	7,42 ± 0,3	7,75 ± 0,4

Fonte: O autor.

A Figura 20 apresenta as eficiências de remoção dos parâmetros avaliados no sistema para a TAH de 600 mm·d^{-1}, considerando a remoção nos WCFV e a remoção global após a DF lenta.

Figura 20 – Eficiência de remoção dos parâmetros avaliados no sistema para TAH 600 mm·d^{-1}



Nota: Cor aparente (CA); cor verdadeira (CV); demanda química de oxigênio (DQO); demanda bioquímica de oxigênio (DBO); turbidez (UT); fenóis (Ph); fósforo total (PT); nitrogênio total (NT); nitrogênio amoniacal (N-NH_3).

Fonte: O autor.

Na TAH de 600 mm·d^{-1}, o sistema integrado manteve remoções globais elevadas para a maior parte dos parâmetros avaliados, porém com redução mais evidente da eficiência nos WCFV. Nessa condição, a maior carga hidráulica alterou a distribuição do desempenho entre as etapas: os WCFV continuaram promovendo remoção inicial, mas a DF passou a exercer papel mais decisivo na qualidade final do efluente. Esse comportamento indica que 600 mm·d^{-1} representou a condição de maior exigência operacional entre as TAH avaliadas.

A DQO foi reduzida de 153 ± 27 para 60 ± 15 mg L^{-1} O_2 após os WCFV, correspondendo a 60,8% de remoção nessa etapa, e atingiu 18 ± 5,6 mg L^{-1} O_2 após a DF, com remoção global de 88,2%. A DBO passou de 113 ± 14 para 52 ± 13 mg L^{-1} O_2 nos WCFV, com remoção de 54,0%, e chegou a 10 ± 3,2 mg L^{-1} O_2 no efluente final, resultando em remoção global de 91,2%. Esses valores mostram que a matéria orgânica continuou sendo removida pelo sistema completo, mas a queda da remoção nos WCFV ficou mais evidente, principalmente para DBO.

Esse comportamento é coerente com estudos que relacionam maiores TAH à redução da estabilidade operacional dos WCFV. Em levantamento com 169 WCFV em escala real, Paing et al. (2015) observaram que cargas hidráulicas superiores a 600 mm·d^{-1} aumentaram a variabilidade do desempenho, principalmente para DQO e nitrogênio Kjeldahl total. Em condição experimental próxima à faixa superior de aplicação, Arévalo-Durazno et al. (2023) avaliaram WCFV do tipo francês modificado operados com TAH de 560 e 940 mm·d^{-1} e relataram remoção média de 53 ± 18% para DQO, com melhora do desempenho quando a carga hidráulica foi reduzida. No presente estudo, a remoção de DQO nos WCFV foi de 60,8% na TAH de 600 mm·d^{-1}, valor compatível com essa faixa de desempenho. Essa comparação reforça que o aumento da TAH não impede a remoção de matéria orgânica, mas reduz a eficiência da etapa vertical e aumenta a importância da etapa posterior de polimento.

Os parâmetros físicos evidenciaram com mais clareza o efeito da TAH de 600 mm·d^{-1}. A cor aparente foi reduzida de 112 para 49 mg PtCo L^{-1} nos WCFV, com remoção de 56,3%, e para 29 mg PtCo L^{-1} após a DF, totalizando 74,1% de remoção global. A cor verdadeira passou de 101 para 37 mg PtCo L^{-1} nos WCFV, com remoção de 63,4%, e atingiu 19 mg PtCo L^{-1} no efluente final, com remoção global de 81,2%. A turbidez apresentou a resposta mais crítica entre os parâmetros físicos, sendo reduzida de 76 para 38 NTU nos WCFV, com remoção de 50,0%, e para 24 NTU após a DF, resultando em remoção global de 68,4%.

A queda da turbidez foi a evidência mais clara da influência hidráulica nessa condição. Nos WCFV, a remoção desse parâmetro passou de 91,3% em 200 mm·d^{-1} para 86,8% em 400 mm·d^{-1} e 50,0% em 600 mm·d^{-1}. No sistema global, as remoções foram de 93,0%, 91,2% e 68,4%, respectivamente. Essa redução indica que, em 600 mm·d^{-1}, o aumento da velocidade de passagem do efluente pelo leito reduziu a retenção de partículas finas e favoreceu maior arraste de material em suspensão.

Assim, diferentemente de 400 mm·d^{-1}, em que a turbidez ainda permaneceu com remoção global superior a 90%, a condição de 600 mm·d^{-1} mostrou perda acentuada da capacidade de retenção física do sistema.

Para NT, a concentração foi reduzida de 66 ± 6,4 para 50 ± 5,8 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 24,2% de remoção, e atingiu 2,5 ± 0,8 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 96,2%. O N-amoniacal passou de 62 ± 5,9 para 46 ± 5,1 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 25,8%, e chegou a 1,8 ± 0,6 mg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 97,1%. Nesse caso, a redução não deve ser atribuída apenas à filtração física, mas principalmente à presença de clinoptilolita no meio filtrante. Silva (2020), ao avaliar o pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por dupla e tripla filtração, observou que a tripla filtração com clinoptilolita foi mais eficiente para NT e N-amoniacal, com remoções superiores a 99%, enquanto o N-amoniacal passou de 69,0 mg L^{-1} no ERA para 0,33 mg L^{-1} após o tratamento com clinoptilolita. O mesmo autor destaca que a remoção de N-amoniacal em filtros de areia é pouco provável e que o carvão ativado apresenta baixa eficiência para esse parâmetro em meio aquoso, enquanto a clinoptilolita atua principalmente por troca iônica. Assim, no presente estudo, a queda expressiva do N-amoniacal após a DF é coerente com a função da clinoptilolita como material de polimento nitrogenado, especialmente na condição de maior TAH, em que os WCFV já apresentavam menor capacidade de remoção desse parâmetro (Silva, 2020; Karadağ et al., 2006; Guida et al., 2020).

A concentração de fósforo foi reduzida de 0,31 ± 0,09 para 0,18 ± 0,06 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 41,9%, e atingiu 0,006 ± 0,002 mg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 98,1%. Esse valor foi superior aos obtidos em 200 e 400 mm·d^{-1}, cujas remoções globais foram de 86,2% e 87,3%, respectivamente. Esse comportamento reforça que, mesmo na maior TAH, a DF manteve papel decisivo para parâmetros associados à retenção físico-química no meio filtrante. Nesse caso, a remoção final não deve ser atribuída a um único material, mas ao efeito combinado do leito filtrante. A areia contribui para a retenção de frações particuladas; a clinoptilolita fornece superfícies minerais e sítios de troca; e o carvão ativado pode favorecer a retenção de frações orgânicas associadas ao fósforo. A literatura indica que a remoção de fósforo em wetlands e sistemas filtrantes depende fortemente da

composição do meio suporte, ocorrendo principalmente por retenção física, adsorção e precipitação em superfícies minerais (Vohla et al., 2011; Andrés et al., 2018).

Os fenóis foram reduzidos de 0,65 para 0,44 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 32,3%, e atingiram 0,09 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 86,2%. Esse foi um dos parâmetros mais sensíveis ao aumento da TAH nos WCFV. As remoções nessa etapa foram de 69,2% em 200 mm·d^{-1}, 41,4% em 400 mm·d^{-1} e 32,3% em 600 mm·d^{-1}. A queda progressiva indica que a remoção inicial de fenóis foi afetada pela menor permanência efetiva do efluente no leito dos WCFV. Em WCFV em escala laboratorial tratando lixiviado sintético, remoções de fenol entre 88% e 100% foram associadas à adsorção inicial e à biodegradação ao longo da operação (DAN et al., 2017). Na condição de 600 mm·d^{-1}, a menor eficiência nos WCFV sugere limitação desses processos, enquanto a DF foi responsável por reduzir a concentração final para 0,09 mg L^{-1}. Esse resultado mostra que, para fenóis, a maior TAH afetou principalmente a etapa biológica inicial, mas a presença de carvão ativado na DF favoreceu a redução final do parâmetro. O carvão ativado é reconhecido pela elevada área superficial e pela capacidade de adsorver compostos orgânicos dissolvidos, incluindo compostos fenólicos, o que justifica sua contribuição na etapa de polimento (Karungamye et al., 2024). Essa resposta também se aproxima da observada por Machado (2025), em que a DF foi decisiva para melhorar a qualidade final do efluente mesmo quando os WCFV apresentaram menor desempenho em maiores TAH.

O pH apresentou elevação moderada ao longo do sistema, passando de 7,05 no ERA para 7,42 após os WCFV e 7,75 após a DF. Essa variação manteve o efluente em faixa próxima à neutralidade, sem indicar instabilidade operacional. A elevação gradual pode estar associada ao contato com o meio filtrante e com os materiais presentes na DF, comportamento compatível com sistemas de filtração e polimento. A manutenção do pH em faixa próxima à neutralidade é relevante porque favorece a estabilidade dos processos de adsorção, troca iônica e atividade biológica no meio filtrante. Assim, mesmo sob maior carga hidráulica, o sistema não apresentou condição química desfavorável aos mecanismos de polimento promovidos pela DF (Kadlec; Wallace, 2009; Guida et al., 2020).

Quando os resultados das três TAH são analisados em conjunto, observa-se que 600 mm·d^{-1} representou a condição de maior exigência para os WCFV. A remoção global de DQO diminuiu de 93,2% em 200 mm·d^{-1} para 89,5% em 400

mm·d^{-1} e 88,2% em 600 mm·d^{-1}. Para DBO, a redução foi mais evidente, passando de 97,2% para 93,3% e 91,2%. A turbidez apresentou a maior queda, com remoções globais de 93,0%, 91,2% e 68,4%, respectivamente. A cor aparente também diminuiu de 91,4% para 80,5% e 74,1%, enquanto a cor verdadeira passou de valor superior a 99% em 200 mm·d^{-1} para 82,9% em 400 mm·d^{-1} e 81,2% em 600 mm·d^{-1}.

Esses resultados confirmam que o aumento da TAH afetou principalmente os parâmetros dependentes de retenção física, adsorção e contato prolongado com o leito. A comparação com Machado (2025) ajuda a interpretar a TAH de 600 mm·d^{-1} como uma condição de maior exigência operacional. No estudo da autora, os WCFV nessa TAH apresentaram queda importante de desempenho, com remoções de 88,0% para DQO, 52,4% para DBO, 65,9% para turbidez, 51,7% para cor verdadeira, 55,6% para cor aparente, 11,3% para NTK, 32,7% para N-amoniacal e 17,5% para fósforo total. No presente estudo, a mesma tendência de perda nos WCFV também foi observada, especialmente para turbidez, fenóis e formas nitrogenadas. No entanto, após a DF, as remoções globais permaneceram elevadas para DQO (88,2%), DBO (91,2%), NT (96,2%), N-amoniacal (97,1%) e fósforo total (98,1%). Assim, em comparação com Machado (2025), os resultados reforçam que a TAH de 600 mm·d^{-1} representa uma condição crítica para os WCFV, mas também mostram que o arranjo integrado avaliado neste estudo manteve desempenho final expressivo para matéria orgânica e nutrientes, principalmente pela resposta obtida após a etapa de DF.

Assim, a TAH de 600 mm·d^{-1} não inviabilizou o funcionamento do sistema, mas evidenciou o limite operacional dos WCFV para alguns parâmetros. A maior perda ocorreu nos WCFV, especialmente para DBO, turbidez, fenóis e formas nitrogenadas. A DF, por sua vez, foi essencial para manter remoções globais elevadas de DQO, DBO, NT, N-amoniacal, fósforo total e fenóis. Dessa forma, a condição de 600 mm·d^{-1} confirma a importância da configuração integrada WCFV + DF: os WCFV ainda promovem remoção inicial relevante, mas a etapa final passa a ser determinante para assegurar o polimento do ERA em condição de maior carga hidráulica.

5.3.1 REMOÇÃO DOS METAIS PARA TAH 600 mm·d⁻¹

A Tabela 13 apresenta as concentrações médias dos metais avaliados ao longo das etapas do sistema de tratamento para a TAH de 600 mm·d⁻¹, considerando o efluente do reator anaeróbio, a saída dos WCFV e o efluente final após a DF lenta.

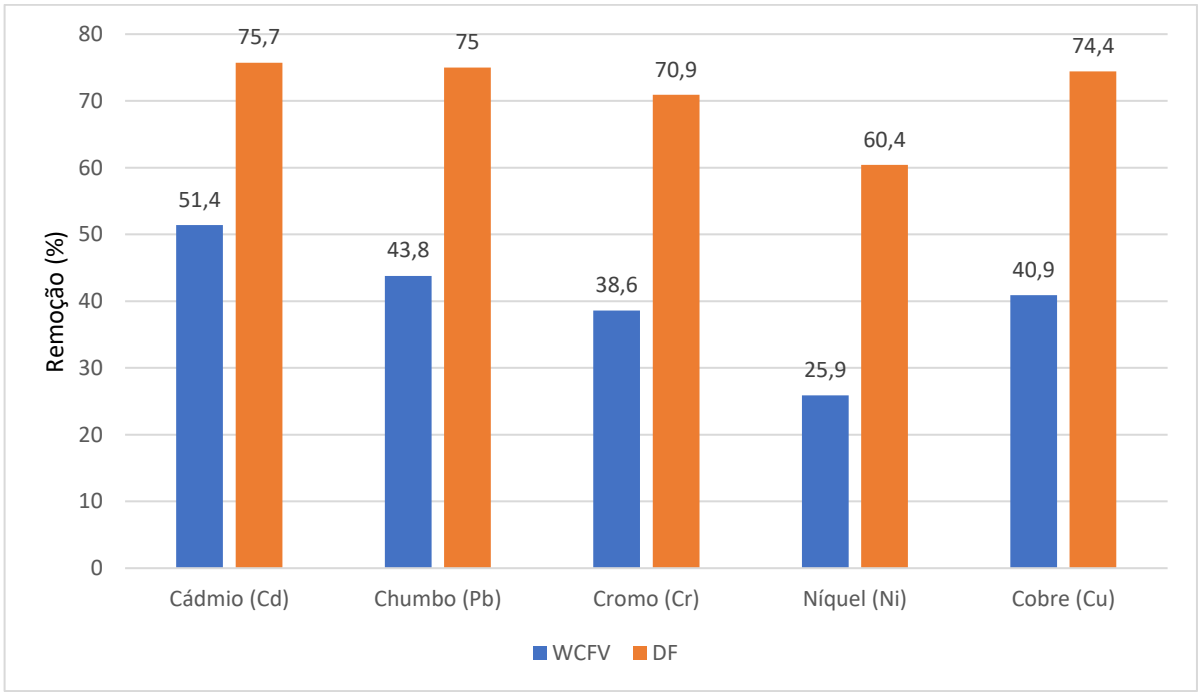
Tabela 13 – Concentração de metais ao longo do sistema para TAH 600 mm·d⁻¹

Metal	ERA antes da fortificação (µg L⁻¹)	ERA após fortificação (µg L⁻¹)	WCFV (µg L⁻¹)	DF lenta (µg L⁻¹)
Cádmio (Cd)	< 1,0	14,0 ± 0,6	6,8 ± 0,4	3,4 ± 0,2
Chumbo (Pb)	< 10	112,0 ± 2,8	63,0 ± 1,9	28,0 ± 0,9
Cromo total (Cr)	< 100	158,0 ± 3,7	97,0 ± 2,6	46,0 ± 1,4
Níquel (Ni)	< LQ	139,0 ± 2,9	103,0 ± 3,4	55,0 ± 1,7
Cobre (Cu)	< 100	472,0 ± 9,1	279,0 ± 5,8	121,0 ± 3,1

Fonte: O autor.

A Figura 21 apresenta as eficiências de remoção dos metais avaliados para a TAH de 600 mm·d⁻¹, tanto na etapa dos WCFV quanto no sistema global após a DF lenta.

Figura 21 – Eficiência de remoção dos metais para TAH 600 mm·d⁻¹



Fonte: O autor.

Antes da fortificação, as concentrações naturais dos metais no ERA permaneceram abaixo do limite de quantificação do método analítico. Após a fortificação, o ERA apresentou concentrações mensuráveis de Cd, Pb, Cr total, Ni e Cu, permitindo avaliar o comportamento do sistema na condição de maior TAH aplicada. Em 600 $mm \cdot d^{-1}$, todos os metais foram reduzidos ao longo das etapas de tratamento, porém com menor eficiência nos WCFV quando comparado às TAH de 200 e 400 $mm \cdot d^{-1}$. Nessa condição, a DF assumiu maior importância no desempenho global, pois foi responsável por reduzir de forma expressiva as concentrações residuais que permaneceram após os WCFV.

O Cd foi reduzido de 0,0140 para 0,0068 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 51,4% de remoção nessa etapa, e atingiu 0,0034 mg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 75,7%. A redução observada nos WCFV foi inferior às obtidas nas TAH de 200 e 400 $mm \cdot d^{-1}$, nas quais as remoções foram de 69,4% e 67,3%, respectivamente. Esse comportamento indica que o aumento da TAH diminuiu a retenção inicial do Cd no leito dos WCFV. Ainda assim, a DF contribuiu para reduzir a concentração final pela metade em relação à saída dos WCFV, passando de 0,0068 para 0,0034 mg L^{-1}. Em WCFV modificados com materiais adsorventes e operados com TAH de 120 $mm \cdot d^{-1}$, foram relatadas remoções mais baixas para Cd, próximas de 32%, demonstrando que a resposta desse metal pode variar conforme a forma química no afluente e a composição do meio filtrante (Ofiera et al., 2025). No presente estudo, mesmo sob TAH superior, a associação WCFV + DF manteve remoção global relevante para Cd.

O Pb passou de 0,1120 para 0,0630 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 43,8%, e atingiu 0,0280 mg L^{-1} após a DF, totalizando 75,0% de remoção global. A redução nos WCFV foi menor que nas TAH anteriores, em que foram observadas remoções de 72,9% para 200 $mm \cdot d^{-1}$ e 62,5% para 400 $mm \cdot d^{-1}$. Ainda assim, a etapa de DF teve participação decisiva, reduzindo a concentração de Pb de 0,0630 para 0,0280 mg L^{-1}. Esse resultado reforça o diferencial do sistema integrado, pois a remoção final não dependeu apenas dos WCFV, mas também do contato posterior com os materiais filtrantes da DF. Em zeólitas naturais, especialmente a clinoptilolita, o Pb apresenta elevada afinidade pelos sítios de troca catiônica, sendo retido pela substituição de cátions como Na^{+}, K^{+}, Ca^{2+} e Mg^{2+} presentes na estrutura mineral (Stylianou et al., 2007; Merrikhpour; Jalali, 2013). Assim, a presença de clinoptilolita

na DF ajuda a explicar a redução final desse metal, principalmente em uma condição de maior TAH, na qual os WCFV apresentaram menor retenção inicial.

Para Cr total, a concentração foi reduzida de 0,1580 para 0,0970 mg L^{-1} nos WCFV, correspondendo a 38,6% de remoção, e para 0,0460 mg L^{-1} após a DF, com remoção global de 70,9%. O Cr foi um dos metais mais afetados pelo aumento da TAH, apresentando queda progressiva de eficiência ao longo das três condições avaliadas. As remoções globais foram de 91,0% em 200 mm·d^{-1}, 85,2% em 400 mm·d^{-1} e 70,9% em 600 mm·d^{-1}. Esse resultado indica que, para Cr total, a maior carga hidráulica reduziu a eficiência de retenção no conjunto do sistema. Como a remoção desse metal depende de condições de adsorção, precipitação, coprecipitação e, quando aplicável, transformações entre Cr (VI) e Cr (III), a menor permanência do efluente no leito pode limitar parte desses processos. Em modelagem de WCFV para Pb, Cr e Cd, a adsorção foi apontada como a principal via de retenção desses metais, enquanto a absorção pelas plantas teve participação menor (Mohammed; Babatunde, 2017). Na TAH de 600 mm·d^{-1}, a DF foi essencial para complementar a remoção do Cr residual, reduzindo sua concentração de 0,0970 para 0,0460 mg L^{-1}.

O Ni apresentou o desempenho mais limitado entre os metais avaliados. A concentração passou de 0,1390 para 0,1030 mg L^{-1} nos WCFV, com remoção de 25,9%, e atingiu 0,0550 mg L^{-1} após a DF, resultando em remoção global de 60,4%. Esse comportamento confirma a maior sensibilidade do Ni ao aumento da TAH. Nas TAH de 200 e 400 mm·d^{-1}, as remoções globais foram de 91,8% e 78,9%, respectivamente, enquanto em 600 mm·d^{-1} a eficiência caiu para 60,4%. A queda também foi evidente nos WCFV, passando de 65,2% em 200 mm·d^{-1} para 43,8% em 400 mm·d^{-1} e 25,9% em 600 mm·d^{-1}. Esse resultado é coerente com a maior mobilidade do Ni em meios filtrantes e com sua menor afinidade por determinados sítios de adsorção quando comparado a metais como Pb e Cu. Mesmo assim, a DF reduziu a concentração de Ni de 0,1030 para 0,0550 mg L^{-1}, demonstrando que a etapa final continuou relevante para o abatimento da fração residual. Em filtros biológicos aplicados à remoção de Ni, a retenção desse metal foi associada principalmente à bioprecipitação no biofilme, e não apenas à biossorção direta, indicando que sua imobilização depende de condições químicas e microbiológicas mais específicas (Pümpel et al., 2003).

O Cu apresentou a maior concentração inicial entre os metais avaliados, passando de 0,4720 mg L^{-1} no ERA fortificado para 0,2790 mg L^{-1} nos WCFV e 0,1210 mg L^{-1} após a DF. As remoções foram de 40,9% nos WCFV e 74,4% no sistema global. Assim como observado para Cr total e Ni, o aumento da TAH reduziu a eficiência do sistema para Cu. As remoções globais foram de 92,6% em 200 mm·d^{-1}, 87,1% em 400 mm·d^{-1} e 74,4% em 600 mm·d^{-1}. Apesar dessa queda, a DF foi responsável por uma redução importante da concentração residual, de 0,2790 para 0,1210 mg L^{-1}. Em WCFV aplicado ao tratamento de efluente da indústria de papel e celulose, foi relatada remoção de 80% para Cu, em condição operacional próxima à ordem de 0,60 m·d^{-1}, embora com matriz diferente e sem a mesma configuração de pós-tratamento (Arivoli; Mohanraj; Seenivasan, 2015). No presente estudo, a remoção global de 74,4% foi próxima dessa ordem de grandeza, mesmo com ERA fortificado e TAH elevada. A presença de carvão ativado e clinoptilolita na DF contribuiu para manter a remoção final, uma vez que o Cu apresenta afinidade por superfícies minerais, grupos funcionais carbonáceos e sítios de troca iônica.

A importância da DF ficou mais evidente na TAH de 600 mm·d^{-1}. Entre a saída dos WCFV e o efluente final, as concentrações foram reduzidas de 0,0068 para 0,0034 mg L^{-1} para Cd, de 0,0630 para 0,0280 mg L^{-1} para Pb, de 0,0970 para 0,0460 mg L^{-1} para Cr total, de 0,1030 para 0,0550 mg L^{-1} para Ni e de 0,2790 para 0,1210 mg L^{-1} para Cu. Esses resultados mostram que, na maior TAH avaliada, a DF não atuou apenas como uma etapa complementar, mas como um dos principais diferenciais do sistema. O carvão ativado contribui pela elevada área superficial, porosidade e presença de grupos funcionais capazes de interagir com íons metálicos por adsorção superficial, complexação e troca iônica. Em estudo com carvão ativado produzido a partir de resíduos vegetais, foram observadas remoções de Pb, Cu e Ni associadas a interações químicas na superfície adsorvente, com bom ajuste a modelos cinéticos de pseudo-segunda ordem (Khater; Alkhabbas; Al-Ma'Abreh, 2024). Já a clinoptilolita contribui principalmente por troca catiônica, com seletividade mais favorável para Pb e resposta também para Cu, Cd e Ni (Stylianou et al., 2007; Merrikhpour; Jalali, 2013).

Quando as três TAH são analisadas em conjunto, observa-se que o aumento da carga hidráulica reduziu progressivamente a eficiência global de remoção dos metais. Para Cd, a remoção passou de 91,0% em 200 mm·d^{-1} para 88,2% em 400 mm·d^{-1} e 75,7% em 600 mm·d^{-1}. Para Pb, os valores foram de 94,2%, 90,6% e 75,0%.

Para Cr total, de 91,0%, 85,2% e 70,9%. Para Ni, de 91,8%, 78,9% e 60,4%. Para Cu, de 92,6%, 87,1% e 74,4%. Essa tendência mostra que 600 $mm \cdot d^{-1}$ representou a condição mais crítica para a remoção de metais, principalmente para Ni, Cr total e Cu. No entanto, a queda de eficiência não deve ser interpretada como perda de funcionalidade do sistema, mas como indicação de que, em maior TAH, os WCFV passam a reter menor fração inicial dos metais e a DF assume papel central na manutenção da qualidade final do efluente.

Na TAH de 600 $mm \cdot d^{-1}$, a remoção dos metais foi mais limitada, principalmente nos WCFV, indicando maior sensibilidade do sistema ao aumento da carga hidráulica. Ainda assim, a DF promoveu redução adicional das concentrações residuais de Cd, Pb, Cr total, Ni e Cu, confirmando sua importância como etapa de polimento em condição de maior exigência operacional. As concentrações finais obtidas após a DF foram consideradas posteriormente na avaliação normativa apresentada na Seção 6.

Assim, a TAH de 600 $mm \cdot d^{-1}$ representou a condição mais crítica para a remoção de metais, não pela ausência de remoção, mas pela menor estabilidade da retenção nos WCFV e pela maior dependência da DF para atingir menores concentrações finais.

6 AVALIAÇÃO EM RELAÇÃO À LEGISLAÇÃO DE LANÇAMENTO E AO POTENCIAL DE REÚSO DO EFLUENTE TRATADO

A avaliação normativa das concentrações finais de metais foi realizada considerando a Resolução CONAMA nº 430/2011, utilizada como referência direta para lançamento de efluentes, e a Resolução CONAMA nº 357/2005, utilizada como referência complementar de qualidade ambiental para águas doces Classe 3, uma vez que o corpo receptor do efluente tratado se enquadra nessa classe. Adicionalmente, foi incluída a Resolução CERH/PR nº 122/2023, que estabelece diretrizes e critérios gerais para o reúso de água no Estado do Paraná, incluindo padrões de qualidade para água de reúso destinada a fins agrícolas e florestais.

Essa comparação não significa que o efluente tratado deva ser enquadrado como água doce Classe 3 antes do lançamento, nem que o sistema esteja automaticamente autorizado para reúso. A CONAMA nº 430/2011 foi utilizada para avaliar a possibilidade de lançamento; a CONAMA nº 357/2005 foi utilizada como referência ambiental complementar; e a Resolução CERH/PR nº 122/2023 foi empregada para verificar o potencial de enquadramento do efluente final em relação ao reúso agrícola e florestal, considerando apenas os parâmetros avaliados neste estudo.

Tabela 14 – Comparação das concentrações finais de metais com padrões normativos.

METAL	WCFV+DF 200 mm·d⁻¹ (mg L⁻¹)	WCFV+DF 400 mm·d⁻¹ (mg L⁻¹)	WCFV+DF 600 mm·d⁻¹ (mg L⁻¹)	CONAMA 430/2011	CONAMA 357/2005 – água doce Classe 3	Resolução nº 122/2023 CERH/PR	Condição em relação aos limites normativos
Cádmio (Cd)	0,0012	0,0013	0,0034	0,2 mg L⁻¹ Cd total	0,01 mg L⁻¹ Cd total	0,01	Atende à CONAMA nº 430/2011, à CONAMA nº 357/2005 Classe 3 e à Resolução CERH/PR nº 122/2023 nas três TAH
Chumbo (Pb)	0,0068	0,0090	0,0280	0,5 mg L⁻¹ Pb total	0,033 mg L⁻¹ Pb total	0,033	Atende à CONAMA nº 430/2011, à CONAMA nº 357/2005 Classe 3 e à Resolução CERH/PR nº 122/2023 nas três TAH
Cromo (Cr)	0,0147	0,0210	0,0460	0,1 mg L⁻¹ Cr^{6+} ou 1,0 mg L⁻¹ Cr^{3+}	0,05 mg L⁻¹ Cr total	0.10[1]	Atende à CONAMA nº 357/2005 Classe 3 e à Resolução CERH/PR nº 122/2023 nas três TAH. Em relação à CONAMA nº 430/2011, os valores também permanecem abaixo do limite mais restritivo para Cr^{6+}.
Níquel (Ni)	0,0115	0,0270	0,0550	2,0 mg L⁻¹ Ni total	0,025 mg L⁻¹ Ni total	0,025	Atende à CONAMA nº 430/2011 nas três TAH. Em relação à CONAMA nº 357/2005 Classe 3 e à Resolução CERH/PR nº 122/2023, atende apenas na TAH de 200 mm·d⁻¹.
Cobre (Cu)	0,0274	0,0540	0,1210	1,0 mg L⁻¹ Cu dissolvido	0,013 mg L⁻¹ Cu dissolvido	0,013	Atende à CONAMA nº 430/2011 nas três TAH. Valores finais de Cu acima do limite na CONAMA nº 357/2005 Classe 3 e na Resolução CERH/PR nº 122/2023.

Fonte: Elaborado pelo autor com base nos resultados experimentais e nas Resoluções CONAMA nº 430/2011, CONAMA nº 357/2005 e CERH/PR nº 122/2023.

Nota: Para Cr, adotou-se comparação conservadora com o limite mais restritivo de Cr^{6+}. Para Cu, os resultados experimentais foram expressos como concentração total; entretanto, os limites da CONAMA nº 357/2005 e da Resolução CERH/PR nº 122/2023 são estabelecidos para cobre dissolvido. Assim, a comparação com Cu total deve ser interpretada com cautela, pois pode superestimar a condição em relação ao limite normativo.

A inclusão da Resolução CERH/PR nº 122/2023 permite ampliar a avaliação normativa para além do lançamento de efluentes, incorporando a discussão sobre o potencial de reúso não potável. Para essa comparação, foi considerada a Seção III da resolução, referente à qualidade e ao padrão da água de reúso para fins agrícolas e florestais, na qual o Art. 12 estabelece valores máximos para diferentes parâmetros, incluindo metais potencialmente tóxicos. Considerando os metais avaliados neste estudo, Cd, Pb e Cr permaneceram abaixo dos valores de referência nas três TAH avaliadas, indicando maior segurança normativa para esses elementos. Para Ni, a condição de 200 $mm \cdot d^{-1}$ foi a única que permaneceu abaixo do limite de 0,025 mg L^{-1}, enquanto as TAH de 400 e 600 $mm \cdot d^{-1}$ apresentaram concentrações finais superiores a esse valor. O Cu foi o parâmetro mais restritivo na avaliação de reúso, pois, embora tenha atendido ao limite de lançamento da CONAMA nº 430/2011, apresentou concentrações finais superiores ao valor de 0,013 mg L^{-1} estabelecido para cobre dissolvido na Resolução CERH/PR nº 122/2023.

Dessa forma, a TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ apresentou a condição mais favorável para o potencial de reúso agrícola e florestal, considerando os metais avaliados, pois manteve Cd, Pb, Cr e Ni abaixo dos valores normativos adotados. O aumento da TAH reduziu essa margem de segurança, principalmente para Ni e Cu, mostrando que a avaliação do sistema não deve se limitar às porcentagens de remoção. Mesmo com remoções globais expressivas, as concentrações finais são determinantes para definir a possibilidade de enquadramento do efluente tratado em usos mais restritivos. Assim, o sistema WCFV + DF demonstrou compatibilidade com os padrões de lançamento da CONAMA nº 430/2011, mas o reúso agrícola e florestal, considerando metais, mostrou-se mais restritivo e condicionado principalmente ao controle de Ni e Cu.

7 CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, verificou-se que os WCFV apresentaram melhor desempenho na TAH de 200 mm·d^{-1}, condição em que foram obtidas as maiores remoções para a maioria dos parâmetros avaliados. O aumento da TAH para 400 e 600 mm·d^{-1} permitiu tratar maior volume de efluente por área, porém reduziu a eficiência dos WCFV, principalmente nos parâmetros mais dependentes de retenção física, atividade biológica e tempo de contato com o leito. Na etapa dos WCFV, a remoção de DBO reduziu de 86,4% em 200 mm·d^{-1} para 54,0% em 600 mm·d^{-1}; a turbidez passou de 91,3% para 50,0%; os fenóis de 69,2% para 32,3%; o NT de 36,2% para 24,2%; e o N-amoniacal de 36,4% para 25,8%. Esses resultados confirmam que a TAH influenciou diretamente a qualidade do efluente após os WCFV, com maior impacto na condição de 600 mm·d^{-1}.

A TAH de 200 mm·d^{-1} apresentou o melhor equilíbrio entre eficiência de remoção e qualidade final do efluente tratado, com remoções globais de 93,2% para DQO, 97,2% para DBO, 93,0% para turbidez, 96,0% para NT e 96,7% para N-amoniacal. A TAH de 400 mm·d^{-1} também se mostrou tecnicamente viável, mantendo remoções globais elevadas para DQO, DBO e turbidez, com valores de 89,5%, 93,3% e 91,2%, respectivamente. A TAH de 600 mm·d^{-1}, embora aplicável, representou a condição de maior exigência operacional, com queda mais evidente de desempenho nos WCFV e maior dependência da etapa de polimento.

A DF lenta exerceu papel determinante no desempenho global do sistema, principalmente nas condições de maior TAH. Na TAH de 600 mm·d^{-1}, por exemplo, a etapa de DF reduziu a DQO de 60 ± 15 para 18 ± 5,6 mg L^{-1} O_2, a DBO de 52 ± 13 para 10 ± 3,2 mg L^{-1} O_2, o NT de 50 ± 5,8 para 2,5 ± 0,8 mg L^{-1}, o N-amoniacal de 46 ± 5,1 para 1,8 ± 0,6 mg L^{-1}, o fósforo total de 0,18 ± 0,06 para 0,006 ± 0,002 mg L^{-1} e os fenóis de 0,44 ± 0,18 para 0,09 ± 0,04 mg L^{-1}. Esses resultados demonstram que os meios filtrantes empregados, especialmente a areia, o carvão ativado e a clinoptilolita, contribuíram para a retenção de frações residuais, adsorção de compostos dissolvidos e remoção complementar de nutrientes.

Para os metais potencialmente tóxicos, o melhor desempenho também ocorreu na TAH de 200 mm·d^{-1}, seguida pelas TAH de 400 e 600 mm·d^{-1}. As remoções globais foram de 91,0%, 88,2% e 75,7% para Cd; 94,2%, 90,6% e 75,0% para Pb; 91,0%,

85,2% e 70,9% para Cr total; 91,8%, 78,9% e 60,4% para Ni; e 92,6%, 87,1% e 74,4% para Cu, respectivamente. A redução progressiva das remoções com o aumento da TAH foi mais evidente para Ni, Cr total e Cu, indicando maior sensibilidade desses metais à redução do tempo de contato com o leito, biofilme e materiais adsorventes. Ainda assim, o sistema promoveu abatimento relevante dos cinco metais avaliados em todas as condições operacionais.

A etapa de DF também contribuiu para a redução final das concentrações metálicas após os WCFV. Na TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$, as concentrações finais após a DF foram de 0,0012 mg L^{-1} para Cd, 0,0068 mg L^{-1} para Pb, 0,0147 mg L^{-1} para Cr total, 0,0115 mg L^{-1} para Ni e 0,0274 mg L^{-1} para Cu. Na TAH de 400 $mm \cdot d^{-1}$, os valores finais foram de 0,0013 mg L^{-1} para Cd, 0,0090 mg L^{-1} para Pb, 0,0210 mg L^{-1} para Cr total, 0,0270 mg L^{-1} para Ni e 0,0540 mg L^{-1} para Cu. Já na TAH de 600 $mm \cdot d^{-1}$, as concentrações finais foram de 0,0034 mg L^{-1} para Cd, 0,0280 mg L^{-1} para Pb, 0,0460 mg L^{-1} para Cr total, 0,0550 mg L^{-1} para Ni e 0,1210 mg L^{-1} para Cu. Esses resultados mostram que a maior TAH reduziu a margem de segurança do sistema, embora a DF tenha mantido papel importante no polimento final.

Em relação aos padrões normativos, as concentrações finais de metais permaneceram compatíveis com os limites de lançamento da Resolução CONAMA nº 430/2011 nas três TAH avaliadas, considerando as ressalvas analíticas para Cr total e Cu total. Quando adotada a Resolução CONAMA nº 357/2005, para águas doces Classe 3, como referência complementar de qualidade ambiental, a TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ apresentou a maior margem de segurança. A comparação com a Resolução CERH/PR nº 122/2023, especialmente a Seção III, Art. 12, permitiu discutir também o potencial de reúso agrícola e florestal do efluente final. Nessa avaliação, Cd, Pb e Cr permaneceram abaixo dos valores de referência nas três TAH, enquanto o Ni atendeu ao limite apenas na TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$. O Cu foi o parâmetro mais restritivo para reúso, pois os valores finais ficaram acima do limite estabelecido para cobre dissolvido, exigindo cautela na interpretação, uma vez que os resultados experimentais foram expressos como cobre total.

O sistema integrado UASB/WCFV/DF lenta promoveu melhoria significativa da qualidade final do efluente tratado em todas as condições operacionais. A associação entre os WCFV e a DF permitiu combinar a remoção inicial promovida nos leitos verticais com o polimento final proporcionado pelos meios filtrantes, mantendo

remoções globais relevantes mesmo nas maiores TAH. Dessa forma, o desempenho do sistema deve ser analisado pela contribuição conjunta das etapas, e não apenas pela eficiência isolada dos WCFV.

De modo geral, o sistema integrado UASB/WCFV/DF lenta mostrou-se uma alternativa promissora para o pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio. Entre as condições estudadas, a TAH de 200 $mm \cdot d^{-1}$ foi a mais eficiente e apresentou maior segurança normativa; a TAH de 400 $mm \cdot d^{-1}$ manteve bom desempenho com maior capacidade hidráulica; e a TAH de 600 $mm \cdot d^{-1}$ mostrou-se aplicável, porém com menor eficiência nos WCFV e maior dependência da DF. Assim, a aplicação do sistema deve considerar não apenas a eficiência percentual de remoção, mas também a concentração final do efluente tratado, a finalidade pretendida e os limites normativos aplicáveis para lançamento e reúso não potável.

REFERÊNCIAS

ABU-DALO, M.; ABU-DALO, D.; HALALSHEH, M.; AL BAWAB, A. Olive mill wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands (VFCWs). **BMC Chemistry**, [S. l.], v. 18, artigo 234, 2024. DOI: 10.1186/s13065-024-01348-3.

AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007.

ALVES, A. C. M. **Avaliação do tratamento de efluentes líquidos contendo cobre e chumbo por adsorção em carvão ativado**. 2007. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento) – Universidade Federal de Alagoas, Maceió, 2007.
AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENT FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 23. ed. Washington, DC: APHA, AWWA, WEF, 2017.

ANDRÉS, E.; ARAYA, F.; VERA, I.; POZO, G.; VIDAL, G. Phosphate removal using zeolite in treatment wetlands under different oxidation-reduction potentials. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 117, p. 18-27, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.03.008.

ARÉVALO-DURAZNO, M. B.; GARCÍA ZUMALACARREGUI, J. A.; HO, L.; NARVÁEZ, A.; ALVARADO, A. Performance of modified first-stage French vertical flow constructed wetlands under extreme operational conditions. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 88, n. 1, p. 220-232, 2023. DOI: 10.2166/wst.2023.201.

ARIVOLI, A.; MOHANRAJ, R.; SEENIVASAN, R. Application of vertical flow constructed wetland in treatment of heavy metals from pulp and paper industry wastewater. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 22, n. 17, p. 13336-13343, 2015. DOI: 10.1007/s11356-015-4594-4.

ASLAM, M. M.; HASSAN, S.; BAIG, M. A. Removal of metals from the refinery wastewater through vertical flow constructed wetlands. **International Journal of Agriculture and Biology**, [S. l.], v. 12, n. 5, p. 796-798, 2010.

ASLAN, A.; OYIBO, O.; BHATTACHARYA, A.; COLE, Z. Presence of antibiotic-resistant *Escherichia coli* in wastewater treatment plant effluents utilized as water reuse for irrigation. **Water**, [S. l.], v. 10, n. 6, artigo 805, 2018.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 6457:2016: solos — preparação de amostras para ensaios de compactação e ensaios de caracterização**. Rio de Janeiro: ABNT, 2016.

ASSOCIAÇÃO MERCOSUL DE NORMALIZAÇÃO. **NM 248:2003: agregados — determinação da composição granulométrica**. [S. l.]: AMN, 2003.

ÁVILA, C.; GARCÍA, J.; GARFÍ, M. Three-stage hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse in warm climate regions. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 61, p. 43-49, 2013.

ÁVILA, C.; GARCÍA, J.; GARFÍ, M. Influence of hydraulic loading rate, simulated storm events and seasonality on the treatment performance of an experimental three-stage hybrid constructed wetland system. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 87, p. 324-332, 2016. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2015.11.042.

BAGGIOTTO, C. et al. Análise da influência da taxa de aplicação hidráulica e alturas de saturação em wetland construído de fluxo vertical na remoção de nitrogênio de esgoto doméstico. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [S. l.], v. 28, e20220252, 2023.

BARESEL, C. et al. **Reuse of treated wastewater for non-potable use (ReUse)**. Stockholm: IVL Swedish Environmental Research Institute, 2015. Report B 2219.

BARROS, V. G. D.; OLIVEIRA, R. A.; DUDA, R. M. Biomethane production from vinasse in upflow anaerobic sludge blanket reactors inoculated with granular sludge. **Brazilian Journal of Microbiology**, [S. l.], v. 47, n. 3, p. 628-639, 2016.

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

BRIX, H.; ARIAS, C. A. Danish guidelines for small-scale constructed wetland systems for onsite treatment of domestic sewage. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 51, n. 9, p. 1-9, 2005. DOI: 10.2166/wst.2005.0275.

CABRERA-DÍAZ, A. et al. Combined treatment of vinasse by an upflow anaerobic filter-reactor and ozonation process. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, [S. l.], v. 33, n. 4, p. 753-762, 2016.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water Research**, [S. l.], v. 42, n. 8-9, p. 1790-1798, 2008.

CALHEIROS, C. S. C.; RANGEL, A. O. S. S.; CASTRO, P. M. L. Treatment of industrial wastewater with two-stage constructed wetlands planted with *Typha latifolia* and *Phragmites australis*. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 100, n. 13, p. 3205-3213, 2009. DOI: 10.1016/j.biortech.2009.02.017.

CAMPOS, S. X.; SOTO, M. The use of constructed wetlands to treat effluents for water reuse. **Environments**, [S. l.], v. 11, n. 2, artigo 35, 2024.

CARNEIRO, M. A.; SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. Raw sewage treatment by a single-stage vertical-flow constructed wetland: a case study in Brazil. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 180, artigo 106657, 2022.

CAVALCANTE, D. G.; MARTINS, M. A.; MEDEIROS, M. F. **Manual de sistemas de wetlands construídas para o tratamento de esgotos sanitários**. [S. l.: s. n.], 2021. Disponível em:

https://fliphtml5.com/wskm/xzho/Manual_de_sistemas_de_Wetlands_constru%C3%ADdas_para_o_tratamento_de_esgotos_sanit%C3%A1rios/. Acesso em: 29 mar. 2025.

CHACÓN, L. et al. A somatic coliphage threshold approach to improve the management of activated sludge wastewater treatment plant effluents in resource-limited regions. **Applied and Environmental Microbiology**, [S. l.], v. 86, n. 17, e00616-20, 2020.

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2007. v. 5. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias).

COLARES, G. S. et al. Combined system for the treatment and reuse of urban wastewater: the efficiency of anaerobic reactors + hybrid constructed wetlands + ozonation. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 80, n. 2, p. 254-264, 2019.

CONSELHO ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS DO PARANÁ. **Resolução nº 122, de 19 de junho de 2023**. Estabelece diretrizes e critérios gerais para reúso de água no Estado do Paraná. Curitiba: CERH/PR, 2023.

CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS (Brasil). **Resolução nº 54, de 28 de novembro de 2005**. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reúso direto não potável de água, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 mar. 2006.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (Brasil). **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 maio 2011.

CRITES, R. W.; MIDDLEBROOKS, E. J.; BASTIAN, R. K. **Natural wastewater treatment systems**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2014.

DAMASCENO, F. R. C. et al. Treatment of wastewater with high fat content employing an enzyme pool and biosurfactant: technical and economic feasibility. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, [S. l.], v. 35, n. 2, p. 531-542, 2018.

DAN, A.; YANG, Y.; DAI, Y.; CHEN, Z.; LIU, Y. Removal of phenol, bisphenol A and 4-tert-butylphenol from synthetic landfill leachate by vertical flow constructed wetlands. **Chemosphere**, [S. l.], v. 169, p. 358-365, 2017.

DE SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; GUIMARÃES, A. A. V. Pós-tratamento de efluentes anaeróbios em sistemas de zonas húmidas construídas. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 44, n. 4, p. 213-219, 2001.

DELFORNO, T. P. et al. Diversidade microbiana de um reator UASB em escala real aplicado ao tratamento de águas residuais de abatedouro de aves: integração do amplicon do gene 16S rRNA e sequenciamento metagenômico shotgun. **MicrobiologyOpen**, [S. l.], v. 6, n. 3, e00443, 2017.

EL GHADRAOUI, A.; OUAZZANI, N.; AHMALI, A.; EL MANSOUR, T. E. H.; AZIZ, F.; HEJJAJ, A.; DEL BUBBA, M.; MANDI, L. Treatment of olive mill and municipal wastewater mixture by pilot scale vertical flow constructed wetland. **Desalination and Water Treatment**, [S. l.], v. 198, p. 126-139, 2020. DOI: 10.5004/dwt.2020.26009.

FERNÁNDEZ DEL CASTILLO, A. et al. Mathematical modeling of a domestic wastewater treatment system combining a septic tank, an up flow anaerobic filter, and a constructed wetland. **Journal of Cleaner Production**, [S. l.], v. 371, 2022.

GALLETTI, A.; VERLICCHI, P.; RANIERI, E. Removal and accumulation of Cu, Ni and Zn in horizontal subsurface flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 408, n. 21, p. 5097-5105, 2010.

GARCÍA, J.; ROUSSEAU, D. P. L.; MORATÓ, J.; LESAGE, E.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J. M. Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, [S. l.], v. 40, n. 7, p. 561-661, 2010.

GHEZALI, K.; BENTAHAR, N.; BARSAN, N.; NEDEFF, V.; LAZAR, G. Potential of *Canna indica* in vertical flow constructed wetlands for heavy metals and nitrogen removal from Algiers refinery wastewater. **Sustainability**, [S. l.], v. 14, n. 8, artigo 4394, 2022. DOI: 10.3390/su14084394.

GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 44, p. 337-343, 2012.

GUIDA, S.; POTTER, C.; JEFFERSON, B.; SOARES, A. Preparation and evaluation of zeolites for ammonium removal from municipal wastewater through ion exchange process. **Scientific Reports**, [S. l.], v. 10, artigo 12426, 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-69348-6.

HUANG, J.; CAI, W.; ZHONG, Q.; WANG, S. Influence of temperature on micro-environment, plant eco-physiology and nitrogen removal effect in subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 109, p. 60-68, 2017. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2017.09.002.

HUISMAN, L.; WOOD, W. E. **Slow sand filtration**. Geneva: World Health Organization, 1974.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soils and plants. 4. ed. Boca Raton: CRC Press, 2011.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KARADAĞ, D.; KOC, Y.; TURAN, M.; ARMAGAN, B. Removal of ammonium ion from aqueous solution using natural Turkish clinoptilolite. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 136, n. 3, p. 604-609, 2006. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.04.043.

KARUNGAMYE, P. The incorporation of activated carbon as a substrate in a constructed wetland: a review. **Cleaner Water**, [S. l.], v. 2, artigo 100053, 2024. DOI: 10.1016/j.clwat.2024.100053.

KHAN, S.; AHMAD, I.; SHAH, M. T.; REHMAN, S.; KHAN, M. T. Use of constructed wetland for the removal of heavy metals from industrial wastewater. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 90, n. 11, p. 3451-3457, 2009.

KHATER, D.; ALKHABBAS, M.; AL-MA'ABREH, A. M. Adsorption of Pb, Cu, and Ni ions on activated carbon prepared from oak cupules: kinetics and thermodynamics studies. **Molecules**, [S. l.], v. 29, n. 11, artigo 2489, 2024. DOI: 10.3390/molecules29112489.

KHELLADI, R. M. B.; FELLAH, A. C.; PONTIÉ, M.; SHABANI, M.; GUELLIL, F. Z. Performance of sand and granular activated carbon filtration coupling in tertiary urban wastewater treatment in Algeria. **Desalination and Water Treatment**, [S. l.], v. 205, p. 111-123, 2020. DOI: 10.5004/dwt.2020.26330.

KOCHI, L. Y.; FREITAS, P. L.; MARANHO, L. T.; JUNEAU, P.; GOMES, M. P. Aquatic macrophytes in constructed wetlands: a fight against water pollution. **Sustainability**, [S. l.], v. 12, artigo 9202, 2020.

KOTSIA, D. et al. Converting treatment wetlands into "treatment gardens": use of ornamental plants for greywater treatment. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 744, artigo 140889, 2020.

LANGENBACH, K.; HORN, H.; KUSCHK, P.; KÄSTNER, M. Slow sand filtration of secondary clarifier effluent for wastewater reuse. **Environmental Science & Technology**, [S. l.], v. 43, n. 15, p. 5896-5901, 2009.

LESAGE, E.; ROUSSEAU, D. P. L.; MEERS, E.; LAGRAND, S.; DE PAUW, N.; VERLOO, M. G.; VANROLLEGHEM, P. A. Accumulation of metals in a horizontal subsurface flow constructed wetland treating domestic wastewater in Flanders, Belgium. **Science of the Total Environment**, [S. l.], v. 380, n. 1-3, p. 102-115, 2007.

LOGSDON, G. S. **Water filtration practices: including slow sand filters and precoat filtration**. Denver: American Water Works Association, 2002.

LONG, Y.; LI, X.; ZHANG, H.; WANG, Q. Removal of heavy metals from wastewater using constructed wetlands: mechanisms and performance. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, [S. l.], v. 12, n. 1, 2024.

LONG, Y.; YU, G.; WANG, J.; ZHENG, D. Cadmium removal by constructed wetlands containing different substrates: performance, microorganisms and mechanisms. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 413, artigo 131561, 2024. DOI: 10.1016/j.biortech.2024.131561.

MACHADO, M. F. B. **Influência da TAH e TCO no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio por meio de wetlands construídos e filtração lenta visando reúso**. 2025. Dissertação (Mestrado em Química Aplicada) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2025.

MARCHAND, L.; MENCH, M.; JACOB, D. L.; OTTE, M. L. Metal and metalloid removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of plants and standardized measurements: a review. **Environmental Pollution**, [S. l.], v. 158, n. 12, p. 3447-3461, 2010.

MARRON, E. L.; VON GUNTEN, U.; SEDLAK, D. L.; MITCH, W. A. A tale of two treatments: the multiple barrier approach to removing chemical contaminants during potable water reuse. **Accounts of Chemical Research**, [S. l.], v. 52, n. 3, p. 615-622, 2019.

MASI, F.; RIZZO, A.; REGELSBERGER, M. The role of constructed wetlands in a new circular economy, resource oriented and ecosystem services paradigm. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 216, p. 275-284, 2018.

MERRIKHPOUR, H.; JALALI, M. Comparative and competitive adsorption of cadmium, copper, nickel, and lead ions by Iranian natural zeolite. **Clean Technologies and Environmental Policy**, [S. l.], v. 15, n. 2, p. 303-316, 2013. DOI: 10.1007/s10098-012-0522-1.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment and resource recovery**. 5. ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

MICHAEL-KORDATOU, I.; MICHAEL, C.; DUAN, X.; HE, X.; DIONYSIOU, D. D.; MILLS, M. A.; FATTA-KASSINOS, D. Dissolved effluent organic matter: characteristics and potential implications in wastewater treatment and reuse applications. **Water Research**, [S. l.], v. 77, p. 213-248, 2015.

MOHAMMED, A.; BABATUNDE, A. O. Modelling heavy metals transformation in vertical flow constructed wetlands. **Ecological Modelling**, [S. l.], v. 354, p. 62-71, 2017. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2017.03.012.

MOHAN, D.; PITTMAN JR., C. U. Arsenic removal from water/wastewater using adsorbents: a critical review. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 142, n. 1-2, p. 1-53, 2007. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.06.064.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; GRASMICK, A.; IWEMA, A.; KABBABI, A. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater treatment in rural areas. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 51, n. 9, p. 81-90, 2005.

M-RIDHA, M. J.; HUSSEIN, A. R.; ATHBI, A. M. Heavy metals removal from simulated wastewater using horizontal subsurface constructed wetland. **Journal of Ecological Engineering**, [S. l.], v. 22, n. 9, p. 160-171, 2021.

NAFASI, H.; HEMMATI, A.; AGHAMOHAMMADI, F.; AFROUS, A. Assessing the impact of hydraulic retention time and sawdust on the elimination of Pb and Co from oily wastewater via vertical-flow constructed wetlands (VFCWs) with *Phragmites australis* cultivation. **Iranian Journal of Chemical Engineering**, [S. l.], v. 21, artigo 192424, 2024. DOI: 10.22034/ijche.2024.425137.1505.

OFIERA, L. M.; BOSE, P.; KAZNER, C. Removal of heavy metals and bulk organics towards application in modified constructed wetlands using activated carbon and zeolites. **Water**, [S. l.], v. 16, n. 3, artigo 511, 2024. DOI: 10.3390/w16030511.

OFIERA, L. M.; WINTGENS, T.; KAZNER, C. Adsorbent modified constructed wetlands for advanced removal of bulk organics and heavy metals from municipal wastewater effluent. **Environmental Science: Water Research & Technology**, [S. l.], v. 11, p. 2248-2264, 2025. DOI: 10.1039/D4EW00870G.

OLIVEIRA, S. S. de. **Remoção microbiológica de nitrogênio, fósforo, DQO e DBO em uma estação de tratamento de efluentes numa fábrica de concentrados de bebidas**. 2012. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Sistemas) – Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2012.

PAING, J.; GAY, G.; GOUSAILLES, M.; HOFFMANN, O.; MARIAS, F. Vertical flow constructed wetlands for municipal wastewater and septage treatment in French rural areas. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 51, n. 9, p. 145-151, 2005.

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**, [S. l.], v. 80, p. 46-52, 2015. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.10.029.

PARANÁ. Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Resolução nº 122, de 19 de junho de 2023**. Estabelece diretrizes e critérios gerais para reúso de água no Estado do Paraná. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 2023.

PARASHAR, V. et al. Utility of constructed wetlands for treatment of hospital effluent and antibiotic resistant bacteria in resource limited settings: a case study in Ujjain, India. **Water Environment Research**, [S. l.], v. 94, n. 9, e10783, 2022.

PAT-ESPADAS, A. M. et al. Review of constructed wetlands for acid mine drainage treatment. **Water**, [S. l.], v. 10, n. 11, artigo 1685, 2018.

PAULO, P. L. et al. Design criteria and configuration for constructed wetland systems treating greywater. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 60, n. 8, p. 2001-2007, 2009.

PEDESCOLL, A.; UGGETTI, E.; LLORENS, E.; GRANÉS, F.; GARCÍA, D.; GARCÍA, J. Practical method based on saturated hydraulic conductivity used to assess clogging in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 37, n. 8, p. 1216-1224, 2011.

PELEG, H.; BODINE, K. K.; NOBLE, A. C. The influence of acid on astringency of alum and phenolic compounds. **Chemical Senses**, [S. l.], v. 23, n. 3, p. 371-378, 1998.

PUIGAGUT, J.; VILLASEÑOR, J.; SALAS, J. J.; BÉCARES, E.; GARCÍA, J. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 30, n. 4, p. 312-319, 2007.

PÜMPEL, T.; MACASKIE, L. E.; FINLAY, J. A.; DIELS, L.; TSEZOS, M. Nickel removal from nickel plating wastewater using a biologically active moving-bed sand filter. **Biometals**, [S. l.], v. 16, p. 567-581, 2003. DOI: 10.1023/A:1023428104363.

RATTAN, R. K.; DATTA, S. P.; CHHONKAR, P. K.; SURIBABU, K.; SINGH, A. K. Long-term impact of irrigation with sewage effluents on heavy metal content in soils, crops and groundwater: a case study. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S. l.], v. 109, n. 3-4, p. 310-322, 2005.

SAEED, T.; PAUL, B.; AFRIN, R.; MUYLAERT, K. Removal of heavy metals in subsurface flow constructed wetlands: application of effluent recirculation. **Results in Engineering**, [S. l.], v. 12, artigo 100305, 2021.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 112, p. 429-448, 2012.

SÁNCHEZ NÚÑEZ, M. **Sistema combinado digestor-humidal seguido de fotodegradação para a depuração de augas residuais e contaminantes orgánicos emerxentes**. 2021. Tese (Doutorado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade da Coruña, Coruña, 2021.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; KREBS, P. Nutrient removal from piggery wastewater using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 48, n. 5, p. 173-180, 2003.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S.; KREBS, P. Performance of constructed wetlands treating domestic wastewater under different hydraulic loading rates. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 30, p. 123-131, 2008.

SILVA, C. P. da. Pós-tratamento de efluente doméstico de reator anaeróbio utilizando filtração rápida para fins de reúso: estudo físico-químico e toxicológico. 2020. 169 f. Tese (Doutorado em Química – Associação UEL/UEPG/UNICENTRO) – Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2020.

SILVA, C. P. da; CAMPOS, S. X. de. The effects of anaerobic reactor post-treatments by rapid filtration systems and conventional techniques. **Environmental Science and Pollution Research**, [S. l.], v. 29, n. 41, p. 61870-61880, 2022.

ŠÍMA, J.; SVOBODOVÁ, Z.; DOLEJŠ, P.; SOCHOR, J. Removal of heavy metals in constructed wetlands with horizontal subsurface flow treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 90, p. 294-300, 2016.

SOUZA, T. D. D. et al. Removal of chlorpyrifos insecticide in constructed wetlands with different plant species. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S. l.], v. 21, n. 12, p. 878-883, 2017.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, [S. l.], v. 181-182, p. 416-430, 2012.

STYLIANOU, M. A.; HADJICONSTANTINOU, M. P.; INGLEZAKIS, V. J.; MOUSTAKAS, K. G.; LOIZIDOU, M. D. Use of natural clinoptilolite for the removal of lead, copper and zinc in fixed bed column. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 143, n. 1-2, p. 575-581, 2007. DOI: 10.1016/j.jhazmat.2006.09.096.

TANNER, C. C.; HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Nitrogen and phosphorus removal by subsurface-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, [S. l.], v. 48, n. 5, p. 307-314, 2002.

TCHOUNWOU, P. B.; YEDJOU, C. G.; PATLOLLA, A. K.; SUTTON, D. J. Heavy metal toxicity and the environment. **EXS**, [S. l.], v. 101, p. 133-164, 2012.

UNESCO; UN-WATER; WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME. **The United Nations world water development report 2024: water for prosperity and peace**. Paris: UNESCO, 2024.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Method 3005A: acid digestion of waters for total recoverable or dissolved metals for analysis by FLAA or ICP spectroscopy**. Washington, DC: USEPA, 1992.

VOHLA, C.; KÕIV, M.; BAVOR, H. J.; CHAZARENC, F.; MANDER, Ü. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands: a review. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 37, n. 1, p. 70-89, 2011. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2009.08.003.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil**. Boletim Wetlands Brasil, edição especial, dez. 2018. ISSN 2359-0548.

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

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

VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, [S. l.], v. 674, n. 1, p. 133-156, 2011.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for treatment of industrial wastewaters: a review. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 73, p. 724-751, 2014. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2014.09.034.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum**. Geneva: World Health Organization, 2017.

WU, H. et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation. **Bioresource Technology**, [S. l.], v. 175, p. 594-601, 2015.

YADAV, A.; CHAZARENC, F.; MUTNURI, S. Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India. **Ecological Engineering**, [S. l.], v. 113, p. 88-93, 2018. DOI: 10.1016/j.ecoleng.2018.01.001.

YOUNAS, F.; BIBI, I.; AFZAL, M.; NIAZI, N. K.; ASLAM, Z. Elucidating the potential of vertical flow-constructed wetlands vegetated with different wetland plant species for the remediation of chromium-contaminated water. **Sustainability**, [S. l.], v. 14, n. 9, artigo 5230, 2022. DOI: 10.3390/su14095230.

ZHANG, D. Q. et al. Application of constructed wetlands for wastewater treatment in developing countries: a review of recent developments (2000-2013). **Journal of Environmental Management**, [S. l.], v. 141, p. 116-131, 2014.

ZHANG, X. et al. Constructed wetlands and hyperaccumulators for the removal of heavy metal and metalloids: a review. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 479, 2024.

ZHANG, Y.; LI, H.; ZHANG, X. Adsorption of heavy metals by activated carbon: a review. **Journal of Hazardous Materials**, [S. l.], v. 381, p. 121-130, 2019.