



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA E DESENVOLVIMENTO
SUSTENTÁVEL

VITOR LUIZ VIANA POMBAL

DESEMPENHO DE UM WETLAND COM FLUXO VERTICAL (MODELO
FRANCÊS) NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

VITÓRIA
2021

VITOR LUIZ VIANA POMBAL

**DESEMPENHO DE UM WETLAND COM FLUXO VERTICAL MODELO FRANCÊS
NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável, área de concentração em Saneamento Ambiental e Saúde Pública. Orientador: Prof D. Ing. Ricardo Franci Gonçalves.

VITÓRIA

2021

Ficha catalográfica disponibilizada pelo Sistema Integrado de Bibliotecas - SIBI/UFES e elaborada pelo autor

d , Vitor Luiz Viana Pombal, 1992-
Desempenho de um wetland com fluxo vertical (modelo francês) no tratamento de esgoto sanitário / Vitor Luiz Viana Pombal . - 2022.
97 f. : il.

Orientador: Ricardo Franci Gonçalves .
Dissertação (Mestrado em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável) - Universidade Federal do Espírito Santo, Centro Tecnológico.

1. Sustentabilidade e Meio Ambiente. 2. Micronutrientes. 3. Esgotos. I. , Ricardo Franci Gonçalves. II. Universidade Federal do Espírito Santo. Centro Tecnológico. III. Título.

CDU: 628

VITOR LUIZ VIANA POMBAL

DESEMPENHO DE UM WETLAND COM FLUXO VERTICAL (MODELO FRANCÊS) NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável (Modalidade Profissional) da Universidade Federal do Espírito Santo, como requisito parcial para a obtenção do título de Mestre em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável na área de concentração em Sustentabilidade, Ambiente e Sociedade e linha de pesquisa Saneamento Ambiental e Saúde Pública.

Aprovada em 08 de fevereiro 2022.

COMISSÃO EXAMINADORA

Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – PPGES / CT / UFES

Profª. D.Sc. Rosane Hein de Campos
Examinadora Interna – PPGES / CT / UFES

Profª. D.Sc. Laila de Oliveira Vaz Oliveira
Examinadora Externa – PIO XII

Em conformidade com as normas prescritas na Portaria Normativa Nº. 08/2021 – PRPPG/UFES, a assinatura da examinadora externa (Profª. D.Sc. Laila de Oliveira Vaz Oliveira) foi representada neste documento pela respectiva assinatura do presidente da sessão, Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves. Ato contínuo, o Sr. Presidente da banca examinadora atesta que, a defesa foi realizada por meio de videoconferência, ou outro suporte eletrônico a distância equivalente.

Prof. D.Ing. Ricardo Franci Gonçalves
Orientador – PPGES / CT / UFES



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
RICARDO FRANCI GONCALVES - SIAPE 1176053
Departamento de Engenharia Ambiental - DEA/CT
Em 18/03/2022 às 09:48

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/380963?tipoArquivo=O>



UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO

PROTOCOLO DE ASSINATURA



O documento acima foi assinado digitalmente com senha eletrônica através do Protocolo Web, conforme Portaria UFES nº 1.269 de 30/08/2018, por
Rosane Hein de Campos - SIAPE 99992629
Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Desenvolvimento Sustentável -
PPGEDS/CT
Em 18/03/2022 às 15:06

Para verificar as assinaturas e visualizar o documento original acesse o link:
<https://api.lepisma.ufes.br/arquivos-assinados/381383?tipoArquivo=O>

*À minha família, amigos e especialmente
aos meus ancestrais.*

AGRADECIMENTOS

Eu tenho um sonho, em poder abrir portas e derrubar muros, um desejo de promover um lugar melhor para viver, conseguir dar um abraço sem precisar das máscaras que cobriram os nossos sorrisos por tanto tempo. Eu tenho um sonho, onde pudesse ser visto como homem, de não ver pessoas como eu sendo impedidas de chegar no mesmo lugar onde estou, incriminadas por lutar pelo seu objetivo, e por estarmos sempre na mira e do olhar do ódio, do racismo e do preconceito. Sim, a caminhada não foi como imaginam ou romantizam. Sim, quebrei mais um dos estereótipos impostos pela sociedade brasileira e acabo de provar que SIM, NÓS PODEMOS!

Não há palavras para descrever meu agradecimento a quem esticou a mão e me deu energias positivas, sem eles esta etapa poderia não acontecer. Meu orientador Ricardo Franci, que acreditou no trabalho e se dedicou para que eu pudesse chegar até aqui mesmo com condições limitadas. E aprendi demais, muito obrigado! O grupo do Núcleo Água por me acolher e fazer com que este processo fosse divertido de fazer parte. Agradecer a Larissa, por toda positividade e ensinamentos. Regiane, obrigado por todo auxílio e companheirismo. Thaís, que deixou muita saudade de diversas conversas e muitas resenhas, obrigado por todo incentivo e conhecimento. Janaína, obrigado por toda parceria que rendeu muita história para a vida, sem adjetivos para descrever esses meses todos juntos que foram, sem sombra de dúvidas, a melhor parte desse projeto inteiro. Ao Saldanha Basquete, obrigado por ser meu porto seguro perante as instabilidades durante toda essa fase.

Rio que não sabe de onde veio, nunca vai saber para onde vai. É como uma árvore sem raízes. E família é tudo para que a história seja escrita. Aos meus pais, Rosi e Guilherme, que deram toda condição possível e botaram fé para que este sonho pudesse acontecer, *ngiyabonga*. Aos meus avós, que sempre emanaram suas preces para que a caminhada tivesse toda proteção possível, *Aşę*. Aos irmãos da vida e à Lara que sempre estiveram juntos colocando lenha na locomotiva, *enkosi*.

Tentaram me colocar na mira do sherife, tentaram me impedir de plantar sementes para os que virão depois, porém fui melhor e além. E ainda assim sigo me levantando, sigo aprendendo qual a paz que não quero conservar para tentar ser feliz, e inspirado a sempre agir como o sábio que constrói pontes ao invés de barreiras.

“A semente deverá brotar, independentemente se estiver plantada em uma rocha”.

Tupac Shakur

RESUMO

Essa pesquisa objetivou avaliar o desempenho de um sistema de wetlands modelo francês para tratamento de esgoto doméstico utilizando apenas o primeiro estágio com dois módulos, submetido a diferentes condições operacionais. Cada módulo possuía dimensões 1,80x1,80x1,20 m, que foram preenchidos com brita 0, 1 e 3 e vegetados com *Typha domingensis* (Taboa). Uma elevatória com duas bombas funcionando em paralelo, programadas para acionamento alternado de bateladas, assegurou a alimentação do piloto com esgoto bruto, que aplicaram cargas hidráulicas de 0,3, 0,4, 0,6 e 0,8 m³/m².d para realização de testes de desempenho do sistema. Foram necessárias algumas adaptações para evitar morte de plantas e stress orgânico, como a instalação de tela de sombrite e redução da vazão, fazendo com que o sistema entrasse em regime permanente após 55 dias. Após 180 dias de operação, foi realizada a primeira poda da vegetação, que chegou a mais de 2 m de altura. O biofilme e a rizosfera desenvolvida executam parte do tratamento do esgoto, onde retendo boa parte da matéria orgânica e sólidos suspensos. O lodo formado constituiu parcialmente de concentrações de elementos que contribuem na remoção de fósforo, como o cálcio e ferro, auxiliando a uma eficiência global de remoção de P de 28%, superior à média nacional para o primeiro estágio do sistema de wetlands em estudo. Durante as aplicações a 0,3 m³/m².d a eficiência de remoção de fósforo foi de 24%, coincidindo em 0,4 m³/m².d, onde foi observado o início da formação de biofilme em um módulo. Para vazões de 0,6 m³/m².d a eficiência de remoção de P total foi de 32% onde a camada de lodo se estabeleceu em ambos recipientes, e em 0,8 m³/m².d a média de eficiência foi de 31%. As eficiências de remoção de fósforo foram proporcionais ao desenvolvimento do biofilme, que seguiu uma taxa aproximada de 1,12 cm/ano, semelhante às médias nacionais. Para os outros parâmetros, o sistema obteve eficiências médias de NTK de 53%, N-NH₄⁺ de 59%, P-PO₄³⁻ de 21%, SST de 47%, DBO de 70%, DQO de 53%, Turbidez de 47% e coliformes termotolerantes de 11%. A caracterização média do efluente tratado foi: 17 mg NTK/L; 6,64 mg N-NH₄⁺/L; 11,95 mg P_{total}/L; 9,46 mg P-PO₄³⁻/L; 134,5 mg SST/L; 95,5 NTU de Turbidez; pH de 7,5; 1,46 mg OD/L; 194,5 mg DQO/L; 99,5 mg DBO /L e 7,4 log UFC/100 ml para coliformes totais. Os resultados foram satisfatórios para atender alguns dos padrões exigidos pela Resolução CONAMA 430 de 2011.

Palavras-chave: Wetlands Construídos, águas residuárias, lodo, biofilme, fósforo, nutrientes, tratamento.

ABSTRACT

The objective of this project was to evaluate the performance of a pilot wetland treatment plant for domestic wastewater using the first stage with two modules of a French model, applying different operational conditions. Each reservoir has 1,80x1,80x1,20 m dimensions, filled with gravel 0,1 and 3 and vegetated with *Typha domingensis*. A lift tank with two parallel pumping systems to make batch loads assured the pilot feeding with raw wastewater, applied hydraulic loads of 0,3, 0,4, 0,6 and 0,8 m³/m².d to make the performance tests. It was necessary to make adaptations such as shadow screen installation and hydraulic feeding reduction to reduce organic stressing, making that the system made the permanent regime in about 55 days. After 180 days of operation, it was made the first pruning of the plants that grew up over 2 m. The development of the biofilm and rhizosphere have an important matter in wastewater treatment, it is where part of organic matter and suspended solids are retained. The sludge is partially constituted of elements that make contribution in phosphorus removal, such as calcium and iron, which induced a global efficiency of 28% of P removal, superior of national average indicated for the first stage of this kind of wetland filter. During applications of 0,3 m³/m².d, the P removal efficiency were 24%, equally for 0,4 m³/m².d when it was observed the formation of the sludge deposit in a module. Flow ratings of 0,6 m³/m².d the average efficiency of total phosphorus removal were 32% when sludge deposit was established in both reservoir, and at 0,8 m³/m².d ratings the average was 31%. The phosphorus removal efficiency was proportional to the growth of sludge layer, which developed in a 1,12 cm/year rating, similar to national averages. For the other evaluated parameters, the system contributed with removals of 53% NTK, 59% of N-NH₄⁺, 21% of P-PO₄³⁻, 47% of TSS, 70% of BOD, 53% of COD, 47% of turbidity and 11% of coliforms removal, those agreed with CONAMA patterns for sewage discharge. The average treated effluent characteristics were: 17 mg NTK/L; 6,64 mg N-NH₄⁺/L; 11,95 mg P_{total}/L; 9,46 mg P-PO₄³⁻/L; 134,5 mg SST/L; 95,5 NTU of Turbidity; pH of 7,5; 1,46 mg OD/L; 194,5 mg DQO/L; 99,5 mg DBO /L. These results were in accordance with averages required by CONAMA 430 resolution of 2011.

Keywords: Constructed Wetlands, wastewater, sludge layer, biofilm, phosphorus, nutrient, treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Escoamento horizontal superficial.....	24
Figura 2: Escoamento horizontal subsuperficial..	24
Figura 3: Escoamento vertical..	24
Figura 4: Representação do sistema de Wetland modelo francês.	27
Figura 5: Wetland Construído de Escoamento Vertical modelo francês para tratamento de esgoto doméstico em Orhei, Moldávia.	32
Figura 6: Descrição das etapas da pesquisa.....	39
Figura 7: Ilustração dos reservatórios do WF.....	40
Figura 8: Brejo onde foram retiradas as mudas de Typha d.....	40
Figura 9: Condicionamento das plantas no sistema de WF.	41
Figura 10: Esquema do piloto a ser estudado..	42
Figura 11: Variação das aplicações de taxas hidráulicas durante a pesquisa.....	43
Figura 12: Variação de cargas hidráulicas, Tempo de detenção hidráulica (TDH) e taxa superficial de aplicação hidráulica.....	48
Figura 13: Gráfico de variação de pH durante o período da pesquisa.	48
Figura 14: Boxplot de pH na entrada e saída do sistema de WF.	49
Figura 15: Boxplot da variação de pH por reservatório por taxa de aplicação hidráulica no sistema de WF.	50
Figura 16: Gráfico da variação das concentrações de OD ao longo do tempo.	50
Figura 17: Gráfico de dispersão da turbidez entre esgoto, Wetland A e Wetland B. .	52
Figura 18: Boxplot das variações de turbidez para o período completo da pesquisa.	53
Figura 19: Estatística em boxsplot de turbidez por reservatório por taxa de aplicação hidráulica no WF.	55
Figura 20: Comportamento das concentrações de SST em cada etapa do tratamento.	56
Figura 21: Concentração de sólidos suspensos por taxa de aplicação hidráulica superficial aplicada por reservatório no WF	58
Figura 22: Eficiência de remoção de sólidos suspensos totais em relação as taxas de aplicação hidráulica aplicadas no WF.	59
Figura 23: Boxplot das concentrações de DQO no período do estudo.	60

Figura 24: Variação das concentrações de DQO ao longo do período.	61
Figura 25: Boxplot das eficiências de remoção de DQO dos reservatórios WA e WB por taxa de aplicação hidráulica superficial aplicada.....	61
Figura 26: Relação entre as cargas volumétricas aplicada e removida nos módulos A e B do wetlands francês	62
Figura 27: Box plot das concentrações de DBO no período do estudo.	63
Figura 28: Boxplot das eficiências de remoção de DBO por recipiente por taxa de aplicação hidráulica superficial aplicada no WF.	64
Figura 29: Progresso das eficiências de remoção de DBO para cada reservatório. .	65
Figura 30: Relação entre a CVaDBO e a CVrDBO nos dois módulos do WF.	66
Figura 31: Boxplot de NTK na entrada e na saída do WF.	68
Figura 32: Boxplot de Nitrogênio Amoniacal na entrada e na saída do WF.	69
Figura 33: Relação entre a CVaNTK e a CVrNTK nos dois módulos do WF.	69
Figura 34: Relação entre a CVa N-NH ₄ ⁺ e a CVr N-NH ₄ ⁺ nos dois módulos do WF. .	70
Figura 35: Boxplot de fósforo total nos efluentess dos módulos WA e WB sob diferentes valores de TASH.....	72
Figura 36: Boxsplot de fósforo dissolvido nos efluentes dos módulos WA e WB sob diferentes valores de TASH.....	72
Figura 37: Progressão das eficiências de remoção de fósforo total.	73
Figura 38: Relação entre a CVAPtotal e a CVRPtotal nos dois módulos do WF.....	74
Figura 39: Progressão das eficiências de remoção de fosfato no sistema de VFCW.	74
Figura 40: Boxsplot das concentrações de coliformes termotolerantes.	77
Figura 41: desenvolvimento da vegetação no período de 30/10/2020 a 23/11/2020. Fonte: Próprio autor	78
Figura 42: Espessura da camada de lodo pelo tempo.	80
Figura 43: Relação espessura da camada de lodo com altura da vegetação.	80
Figura 44: Microscopia Eletrônica de Varredura (MEV) do lodo do WA.....	82
Figura 45: Colônias de bactérias na Microscopia Eletrônica de Varredura do lodo WA.	83
Figura 46: Possíveis formas de anelídeos encontrados na Microscopia Eletrônica de Varredura do lodo do WA.	83
Figura 47: Possível mineral cristalizado e anelídeo na Microscopia Eletrônica de Varredura do lodo do WB.	84

Figura 48: EDS da amostra de lodo do WA.....	84
Figura 49: EDS da amostra de lodo do WB.....	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Eficiências de operação em wetlands construídos no Brasil.	31
Tabela 2: Eficiências médias no tratamento de esgoto bruto por wetlands francês. .	31
Tabela 3: Eficiência de remoção de nutrientes em diferentes wetlands construídas para tratamento de efluentes.....	36
Tabela 4: Parâmetros avaliados e respectivos métodos analíticos utilizados na pesquisa.....	44
Tabela 5: Concentrações médias dos parâmetros do esgoto bruto utilizado no tratamento.	47
Tabela 6: Estatística descritiva de OD afluente e efluente tratado do sistema WF para o período completo da pesquisa.	51
Tabela 7: Estatística descritiva da turbidez afluente e efluente tratado do sistema WF para o período completo da pesquisa.	53
Tabela 8: Estatística descritiva de SST afluente e efluente tratado do sistema WF para o período completo da pesquisa.	57
Tabela 9: Estatística descritiva das eficiências de remoção de SST.....	58
Tabela 10: Estatística descritiva de DQO afluente e efluente tratado do sistema WF para o período completo da pesquisa.	60
Tabela 11: Estatística descritiva das eficiências de remoção de DQO.	63
Tabela 12: Estatística descritiva de DBO afluente e efluente tratado do sistema de WF.	63
Tabela 13: Estatística descritiva das eficiências de remoção de DBO.....	66
Tabela 14: Estatística descritiva de NTK na entrada e saída do WF.	67
Tabela 15: Estatística descritiva de nitrogênio amoniacal na entrada e saída do67	
Tabela 16: Estatística descritiva das eficiências de remoção de NTK.	68
Tabela 17: Estatística descritiva das eficiências de remoção de N-NH ₄ ⁺	68
Tabela 18: Estatística descritiva de fósforo total afluente e efluente tratado do sistema de VFCW para o período completo da pesquisa.	71
Tabela 19: Estatística descritiva de fósforo dissolvido afluente e efluente do sistema de VFCW para o período completo da pesquisa.	71
Tabela 20: Análise elementar dos principais componentes presentes nas camadas de lodo superficial nos reservatórios WA e WB (em %)	75

Tabela 21: Estatística descritiva de coliformes termotolerantes para as etapas do tratamento.	76
Tabela 22: Acompanhamento do crescimento médio da vegetação nos sistemas de wetlands.	78
Tabela 23: Médias das medições das espessuras da camada de lodo em WA e WB.	79

LISTA DE SÍMBOLOS

Al – Alumínio

ANA – Agência Nacional de Águas

ANOVA – Análise de Variância

AOB – Ammonium Oxidizing Bacteria

Ca – Cálcio

CaO – Óxido de cálcio

CESAN – Companhia Espírito Santense de Saneamento

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CW – Constructed Wetlands

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DIP – Dissolved Inorganic Phosphorus

DQO – Demanda Química de Oxigênio

EDS – Espectroscopia de Energia Dispersiva

EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

ETE – Estação de Tratamento de Esgoto

FINEP – Financiadora de Estudos e Projetos

FRX – Fluorescência de Raio X

Fe – Ferro

INCAPER – Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural

KeV – Kilo Eletronvolt

LUCCAR - Laboratório de Ultraestrutura Celular Carlos Alberto Redins

MEV – Microscopia Eletrônica de Varredura

N – Nitrogênio

NT – Nitrogênio Total

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

N-NH₃⁻ - Nitrogênio de Amônia

N-NH₄⁺ - Nitrogênio Amoniacal

O - Oxigênio

OD – Oxigênio Dissolvido

P - Fósforo

P-PO₄³⁻ - Fosfato

P,D&I – Pesquisa Desenvolvimento e Inovação

pH – Potencial Hidrogeônico

SUS – Sistema Único de Saúde

SNAD – Simultaneous Nitrification, Anammox and Dentrification

SSt – Sólidos Suspensos Totais

SDt – Sólidos Dissolvidos Totais

TASH – Taxa de Aplicação Hidráulica Superficial

TN – Total Nytrogen

TIN – Total Inorganic Nytrogen

TP – Total Phosphorus

UFES – Universidade Federal do Espírito Santo

VFCW – Wetlands Construídos de Fluxo Vertical

WF – Wetland Francês

WA – Wetland A

WB – Wetland B

Wet. A – Wetland A

Wet. B – Wetland B

SUMÁRIO

1) INTRODUÇÃO	20
2) OBJETIVOS	22
2.1) OBJETIVO PRINCIPAL	22
2.1.2) OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	22
3) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	23
3.1) WETLANDS CONSTRUÍDOS	23
3.2) WETLANDS VERTICAIS MODELO FRANCÊS.....	26
3.3) REMOÇÃO DE NUTRIENTES NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS	32
3.4) CONCEITO NEXUS APLICADO AOS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	37
4) MATERIAIS E MÉTODOS	39
4.1) VISÃO GERAL DO ESTUDO	39
4.2) ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO	39
4.3) ADAPTAÇÃO DO SISTEMA.....	42
4.4) AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS CARGAS HIDRÁULICAS E ORGÂNICAS NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NITROGÊNIO E FÓSFORO.....	43
4.5) MÉTODOS ANALÍTICOS	43
4.6) ACOMPANHAMENTO DO DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS.....	45
4.6) ESTUDO DA DINÂMICA DE FORMAÇÃO DA CAMADA DE LODO SOBRE A SUPERFÍCIE GRANULAR QUE COMPÕE O VFCW	45
4.7) ANÁLISES ESTATÍSTICAS E VERIFICAÇÃO AO ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO AMBIENTAL.....	46
5) RESULTADOS E DISCUSSÕES	47
5.1) CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO	47
5.2) EFEITO DA VARIAÇÃO DA TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA SUPERFICIAL SOBRE O WETLAND FRANCÊS	48
5.2.1) <i>pH</i>	48
5.2.2) <i>Oxigênio Dissolvido</i>	50
5.2.3) <i>Turbidez</i>	52
5.2.4) <i>Sólidos Suspensos</i>	55

5.2.5) DQO	59
5.2.6) DBO.....	63
5.2.7) Nitrogênio	66
5.2.8) Fósforo	70
5.2.9) Coliformes Termotolerantes	76
5.3) DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS	77
5.4) ANÁLISE DO CRESCIMENTO E DA CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA SUPERFICIAL DE LODO	79
5.5) ANÁLISE POR MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV)	81
6) CONCLUSÕES.....	86
7) SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	87
8) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	88

1) INTRODUÇÃO

A Organização Mundial de Saúde estima que existam hoje cerca de 1,1 bilhão o número de pessoas sem acesso a água potável e 2,5 bilhões de pessoas sem esgotamento sanitário. Isso significa que aproximadamente 35% da população mundial despeja suas excretas inadequadamente na água ou no solo, resultando em vários problemas ambientais e de saúde pública (SILVEIRA, 2015).

Neste contexto, o Brasil atualmente é um dos países que sofrem com problemas de saúde pública relacionado às doenças causadas pela falta de saneamento básico. Dados da Agência Nacional de Águas (ANA) mostram que 43% da população brasileira possuem coleta e tratamento de esgoto (ANA, 2017). Paiva et. al (2018) estimaram que no Brasil, em 2013, 57.574 (16,3%) das internações hospitalares por doenças relacionadas à deficiência nos serviços de saneamento poderiam ter sido evitadas. De acordo com esses autores, as doenças infecciosas intestinais foram responsáveis por 2,35% das internações totais no Brasil em 2015, gerando uma parcela de 0,7% dos gastos totais do Sistema Único de Saúde (SUS) com internações no período. Dessas internações, 43,4% foram de pessoas com 10 anos ou mais de idade (PAIVA; DE SOUZA, 2018).

A deficiência do saneamento relacionada ao aumento demográfico, à intensificação das atividades econômicas e ao descumprimento da legislação vigente, gera problemas nos corpos hídricos e, conseqüentemente, no meio ambiente. As águas superficiais e os lençóis freáticos estão cada vez mais poluídos por organismos patogênicos e nutrientes, sobretudo pelo lançamento direto ou indireto de águas residuárias industriais, domésticas e agropecuárias que não são tratadas ou o são de forma ineficiente (SILVEIRA, 2015). No Brasil, mais de 110 mil km dos trechos de rio estão com a qualidade comprometida devido ao excesso de carga orgânica, sendo que em 83.450 km não é mais permitida a captação para abastecimento público devido à poluição e em 27.040 km a captação pode ser feita, mas requer tratamento avançado (ANA, 2017).

Por outro lado, infraestruturas sustentáveis podem contribuir para a realização de tratamento de águas residuárias em ambientes urbanos e periurbanos. A solução de engenharia mais comum atualmente nos países desenvolvidos é a abordagem centralizada, com uma grande planta de tratamento de fim de linha utilizando tecnologias mecânicas convencionais. Porém, estas estruturas são ambientalmente

pouco amigáveis, pois são construídas de materiais não renováveis, consomem uma grande quantidade de energia e possuem altos custos operacionais e de manutenção (STEFANAKIS, 2019).

Por isso, tecnologias capazes de recuperar produtos (água, energia e nutrientes) durante o tratamento de esgoto passaram a despertar particular interesse a partir da década de 1990 (STEFANAKIS, 2019). Dentre elas destacam-se os wetlands construídos (do inglês, Constructed Wetlands, CWs), que tem sido utilizados para tratar uma ampla variedade de águas residuárias, com origem doméstica, industrial, agrícola e de drenagem de chuva (Ge et al., 2015). Trata-se de uma tecnologia ecologicamente eficiente, que foi desenhada para tirar proveito dos processos que ocorrem em ambientes naturais, mas dentro de um sistema controlado. Suas principais vantagens com relação aos sistemas de tratamento convencionais são baixos custos de implantação, manutenção e operação, utilização de fontes renováveis de energia, tolerância de variedade de taxa de aplicação hidráulica superficial (PARK et al., 2017). Podem ser adaptados para remover matéria orgânica e nitrogênio (nitrificação e desnitrificação) de águas residuárias, podendo ser adaptado para a produção de água de reúso. A remoção de fósforo ainda é uma limitação da tecnologia que vem sendo objeto de desenvolvimento ao redor do mundo. O potencial de vários meios suporte reativos, tais como zeólitas, óxido de alumínio, calcário, turfa e materiais mesoporosos, vem sendo testados para viabilizar a desfosfatação em CWs. Até o momento, porém, as alternativas testadas não se mostraram muito eficientes, além de apresentarem custos altos, e dificuldade de obtenção (PARK et al., 2017).

Essa pesquisa teve como foco estudar o desempenho do primeiro estágio do VFCW modelo francês e vegetado com *Typha d.* tratando efluente de esgoto sanitário.

2) OBJETIVOS

2.1) OBJETIVO PRINCIPAL

Avaliar o desempenho de um wetland construído modelo francês no tratamento de esgoto sanitário vegetado com *Typha domingensis*.

2.1.2) OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a influência das cargas hidráulicas e cargas orgânicas na remoção de matéria orgânica, de nitrogênio e de fósforo sob as formas particulada e solúvel no wetland construído funcionando em regime intermitente;
- Avaliar a adequação de lançamento do efluente;
- Caracterizar a camada de lodo formada;
- Avaliar a influência da camada de lodo sobre a remoção de nutrientes;
- Avaliar o crescimento e desenvolvimento das macrófitas em função da camada de lodo formada.

3) REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1) WETLANDS CONSTRUÍDOS

Wetlands construídos são sistemas alagados naturais por água superficial ou enterrada, na qual suportam plantas adaptadas às diversas condições. Consiste em um processo de tratamento de água residuária a partir do trabalho de plantas aquáticas, que basicamente executam mecanismo biológico, químico e físico para tratar a água. Este sistema possui um leito impermeável no fundo e estruturas de controle de alimentação, de escoamento e de controle do nível de água no seu interior (VON SPERLING, 2018).

O conceito básico dos wetlands construídos é replicar os diversos processos naturais dentro de um ambiente controlado para um propósito: tratamento de águas residuárias. Isto significa que CWs são desenvolvidas de maneira para imitar e realçar as funções de um ambiente natural. Apesar de obterem praticamente as mesmas funções de um sistema natural, elas oferecem uma gama mais ampla de serviços ecossistêmicos. Já foi mostrado que as CWs possuem valor para controle de inundações e controle de drenagem de água de chuva, melhorias na qualidade de água e restauração de biodiversidade. Suas principais características as deixam mais adaptáveis e integráveis dentro de projetos de urbanização, engenharia e arquitetura paisagística, tornando as CW um desenvolvimento atrativo e eficiente no campo da engenharia ambiental (STEFANAKIS, 2019).

Esta tecnologia se tornou largamente usada pelo mundo, em função dos baixos custos de implantação, operação e manutenção, além de serem capazes de complementar os sistemas tradicionais de tratamento das águas residuárias. Os sistemas de escoamento subsuperficiais são mais aplicados e podem ser submetidos ao escoamento hidráulico horizontal ou vertical entre um meio filtrante poroso. A habilidade dos wetlands em remover os compostos orgânicos do esgoto é notável, mas sua capacidade de remover poluentes inorgânicos, como fósforo e metais pesados, ainda não está suficientemente comprovada (HAYNES, 2015).

A Figura 1 apresenta o funcionamento de um wetland na qual é aplicado o sistema de fluxo superficial, a Figura 2 é apresentado a aplicação do escoamento horizontal subsuperficial e a Figura 3 o escoamento vertical:

- Escoamento superficial: que se assemelha ao sistema alagado natural, desde que tenha plantas flutuantes ou enraizadas no solo do fundo VON SPERLING (2018).

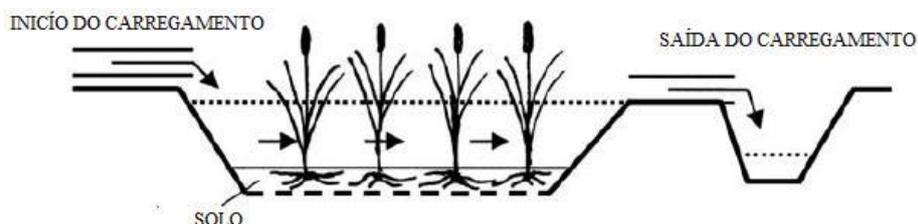


FIGURA 1: ESCOAMENTO HORIZONTAL SUPERFICIAL. FONTE: Vymazal, 2007.

- Escoamento subsuperficial: não possui água livre na superfície, mas um leito constituído de rochas, servindo as plantas de suporte de crescimento. Neste tipo, o nível da água se mantém abaixo da superfície e o esgoto flui em contato com as raízes e rizomas das plantas.

Quanto ao sentido do escoamento, os wetlands podem ter:

- Escoamento horizontal, quando o fluxo hidráulico segue na direção horizontal;
- Escoamento vertical, quando a alimentação ocorre acima do leito filtrante e o efluente é removido através do fundo.

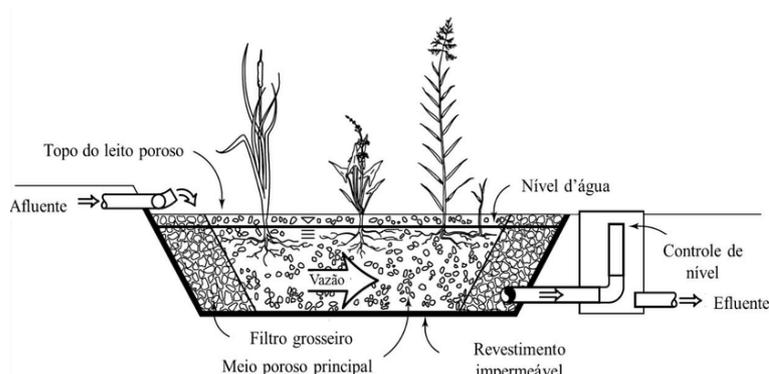


FIGURA 2: ESCOAMENTO HORIZONTAL SUBSUPERFICIAL. FONTE: Kadlec; Wallace, 2009.

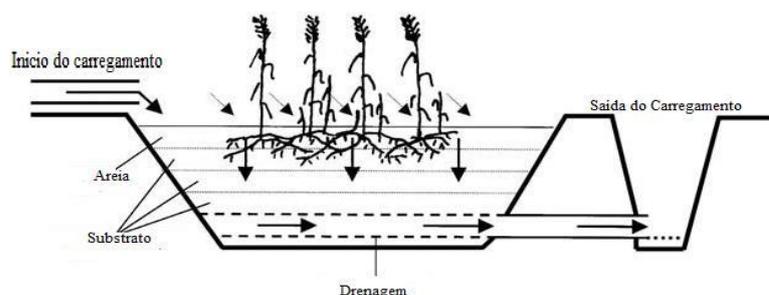


FIGURA 3: ESCOAMENTO VERTICAL. FONTE: Vymazal, 2007.

Em relação aos materiais possíveis para uso como leito filtrante, bons materiais sorventes possuem altos custos, limitando a utilização nos wetlands, porém, na busca de alcançar baixo custo e tecnologia viável, estudos desenvolvem aplicabilidade de materiais naturais (rochas, minerais, solos e sedimentos marinhos), coprodutos industriais (siderurgia, mineração e indústrias geradoras de energia) e produtos manufaturados (ZHANG et al., 2018). Nos últimos anos, a preferência de materiais ricos em cálcio, alumínio, ferro e magnésio têm atraído maiores atenções dos pesquisadores quanto à utilização destes em wetlands construídos, pois tendem a ter maiores índices de adsorção e possuem menores custos (WANG et al., 2019).

A recirculação de efluente dos wetlands para o próprio processo tem sido proposta como uma medida operacional para melhorar a eficiência de tratamento, onde o objetivo principal é aumentar o potencial redox no meio granular, mediante a introdução de uma corrente líquida previamente oxidada, para facilitar a atividade aeróbica microbiana (WU et al., 2014a).

O modelo clássico de wetlands francês, com dois estágios de escoamento vertical, possui em sua primeira fase a alimentação de esgoto bruto que passou por um simples gradeamento para remoção de partículas grossas. O primeiro estágio é dividido em três filtros interligados em paralelo e o segundo por dois filtros, também funcionando em paralelo. Um aspecto importante do sistema é sua simplicidade, pois além da tela gradeada e dos filtros, não há outra unidade de tratamento: não há tanque séptico primário, tratamento biológico, sedimentação secundária ou unidades similares, nem unidade de tratamento de lodo. Um componente crítico do wetland francês é a adaptação perfeita das macrófitas, que, assim que o depósito de matéria orgânica se desenvolve sobre o leito filtrante, exercem um papel importante no tratamento. Uma pequena abertura no depósito de lodo se abre enquanto as plantas se movem pela ação do vento, o que preserva a capacidade de infiltração do filtro, auxiliando em manter sua aeração passiva. Diversas macrófitas são utilizadas pelo mundo, porém é importante avaliar se elas são adaptáveis às condições e funções a que serão submetidas, assim como se são capazes de resistir aos períodos de descanso (DOTRO et al., 2017).

O tratamento de águas residuárias através de wetland pelo sistema francês tem se mostrado uma tecnologia eficaz no tratamento de esgoto bruto. Sem uma etapa de tratamento primário, durante um período de tempo os sólidos contidos no esgoto bruto são retidos na superfície do sistema, formando uma camada com elevada

concentração de matéria orgânica que contribui significativamente para a eficiência do sistema. Este material influencia a transferência de oxigênio, a eficiência hidráulica e a atividade biológica, além de estimular a remoção de nitrogênio no wetlands construído (TREIN et al., 2020).

A diferença fundamental entre os métodos naturais como os CWs e os sistemas mecânicos convencionais de tratamento, é que o primeiro se aproxima de uma abordagem descentralizada, isto é, elas são designadas a coletar, tratar e permitir o reúso da água residuária próximo à sua fonte (STEFANAKIS, 2019).

As grandes dificuldades do dominante sistema convencional de tratamento são as grandes demandas por energia e sua relação com os enormes custos de construção e operação. Estas plantas de tratamento convencionais possuem uma aparência industrial que as tornam não atrativas, além de suas instalações serem distantes de áreas residenciais, possuem maquinário robusto (unidades de aeração, bombas, etc.) e extenso uso de materiais não renováveis (estruturas de concreto, aço), o que suas construções as tornam, especialmente em regiões pequenas e afastadas, economicamente inviáveis devido à carência de fundos e mão de obra especializada para sua operação. Estas instalações centralizadas são evitadas em áreas urbanas e periurbanas, o que significa também a grande necessidade de uma rede coletora e de transporte, significando impactos negativos, ambos ambientais e econômicos (STEFANAKIS, 2019).

3.2) WETLANDS VERTICAIS MODELO FRANCÊS

As técnicas utilizadas em wetlands para tratamento de esgotos historicamente já eram utilizados pelos Astecas, mas os primeiros registros de pesquisas sobre esta tecnologia surgem nos anos 1950 na Alemanha (SARNAGLIA, 2015). Sistemas de wetlands de escoamento vertical passaram a ser estabilizados como forma de tratamento de águas residuárias no final dos anos 80 no Reino Unido, e após a primeira década de operações, passaram a ser desenvolvidos arranjos de wetlands verticais mais compactos e com mais estágios operando paralelamente e de menor espessura de meio filtrante (WEEDON, 2010).

Wetlands construídos podem ser utilizados em tratamento primário ou secundário de diversos efluentes, mas o modelo clássico francês promove o tratamento integrado de

lodo e águas residuárias em apenas um sistema, provocando uma redução considerável nos custos de implantação (DOTRO et al., 2017; PARDE et al., 2020). Esta forma de aplicação do sistema wetlands se tornou nos últimos anos uma das principais formas de tratamento de esgotos em milhares de comunidades rurais francesas com populações abaixo de 2000 cidadãos. Este rápido desenvolvimento se explica a partir da alta performance destes sistemas, aceitação social, integração paisagística, fácil operação, baixa manutenção e demanda energética (KANIA et al., 2019). Um grande diferencial desse sistema é a habilidade de receber esgoto bruto diretamente no primeiro estágio, permitindo um melhor gerenciamento de lodo em comparação com lodos gerados em tanques digestores Imhoff (MOLLE et al., 2005). Segundo Von Sperling e Sezerino (2018), os wetlands verticais do Sistema Francês clássico são compostos por uma sequência de dois estágios, como representado na Figura 4, sendo que o primeiro estágio recebe esgoto bruto (após gradeamento), e o segundo estágio recebe o efluente tratado no primeiro estágio.

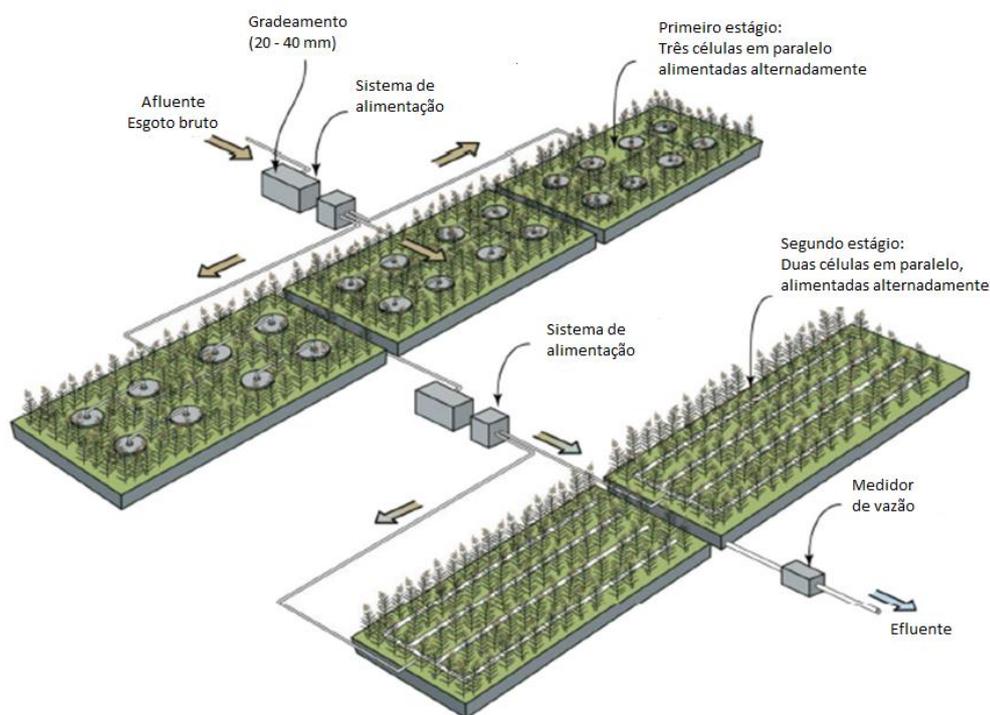


FIGURA 4: REPRESENTAÇÃO DO SISTEMA DE WETLAND MODELO FRANCÊS. FONTE: ADAPTADO DE (DOTRO et al., 2017)

Não há necessidade de tratamento primário (tanque séptico) ou secundário, como os outros sistemas horizontais e verticais. Os esgotos são aplicados na superfície do leito

e o escoamento é vertical descendente. O primeiro estágio prioriza a remoção da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão, além da remoção parcial do nitrogênio amoniacal por nitrificação. Já o segundo estágio realiza um polimento no tratamento, também em termos de remoção complementar de matéria orgânica e sólidos em suspensão, mas, principalmente, na remoção de nitrogênio amoniacal por nitrificação, dadas as condições aeróbias do meio.

Ainda de acordo com Von Sperling e Sezerino (2018), os principais parâmetros que determinam o dimensionamento de um wetland vertical modelo francês são: altura da camada superior do meio filtrante, altura da camada intermediária, altura da camada de drenagem, altura da borda livre, número de unidades em paralelo, inclinação das paredes ou taludes internos, granulometria das camadas (filtrante, transição e drenagem), taxa de aplicação hidráulica, número de bateladas por dia, distribuição do afluente, coleta do afluente, espécie de planta, altura da camada de lodo e remoção da camada de lodo.

As áreas superficiais recomendadas por cada estágio podem ser adaptadas de acordo com o clima em que estão inseridas, o nível de remoção de poluentes exigidas pelos órgãos reguladores e pelas cargas hidráulicas que serão exigidas para operação do sistema (MOLLE et al., 2005).

Os filtros são dosados alternadamente por um período específico, de forma que enquanto um recebe a alimentação, os outros estão em descanso que é parte importante do processo de operação no modelo francês. Esta alternância auxilia no controle de crescimento de biomassa, manutenção das condições aeróbias no interior do filtro, e ajuda na mineralização da matéria orgânica que acumula na superfície do primeiro estágio (DOTRO et al., 2017).

As unidades em operação dos estágios são alimentadas de forma intermitente (várias bateladas ou pulsos por dia), e todas as unidades possuem ciclos operacionais que incluem dias em operação e dias em descanso, com estratégias diferentes para o 1º e o 2º estágio. As bateladas na unidade em operação ocorrem entre 06 e 24 vezes por dia, ou seja, em média, a cada 1 a 4 horas, o que pode variar de acordo com o clima onde a planta de tratamento é operada, pois o esgoto pode sofrer decomposição mais rápida ou não dentro do tanque de acumulação, dependendo das médias de temperatura do local. Entre uma batelada e outra, o meio filtrante permanece não saturado, ou seja, os espaços vazios entre os grãos do meio suporte não estão

preenchidos com líquido, mas com ar, o que faz com que atividades aeróbias predominem no leito filtrante (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

A aplicação deste sistema de operação de wetlands depende da exigência do efluente final e finalidade de uso, abrindo possibilidade de aplicar o segundo estágio do tratamento ou não. Com isso, Von Sperling e Sezerino (2018), há algumas configurações possíveis para dimensionamento:

- Adoção apenas do primeiro estágio (com dois ou três filtros verticais em paralelo, com operação alternada), sem pós-tratamento;
- Pós-tratamento do efluente do 1º estágio por meio do 2º estágio clássico do sistema francês (dois filtros verticais em paralelo, com operação alternada);
- Pós-tratamento do efluente do 1º estágio por meio de wetlands de escoamento horizontal subsuperficial;
- Pós-tratamento com filtros verticais com leito parcialmente saturado no fundo, objetivando a obtenção de condições anóxicas e consequente desnitrificação;
- Pós-tratamento com filtros verticais com recirculação;
- Pós-tratamento por meio de outros processos.

Parte da camada depositada na superfície do leito é formada de lodo, e que é composto majoritariamente de matéria biodegradável que ao passar do tempo é mineralizada e hidrolisada. Esta biodegradabilidade dos compostos se explica a partir da sinergia entre os processos bioquímicos entre microorganismos e plantas durante o período de descanso de um ciclo de operação (TREIN et al., 2020).

A formação do biofilme é geralmente utilizada por bactérias para estabilização da população e expansão. A matriz desenvolvida protege as células de condições estressantes do ambiente e ativa a absorção nutricional. As bactérias produzem inúmeras estruturas proteicas que podem ser utilizadas em adesão celular e fixação em superfícies, que podem variar de funções dependendo da espécie (KOCZAN et al., 2011).

Em climas tropicais, a atividade microbiológica é favorecida devido às temperaturas mais quentes, o que resulta a não exigência de uma semana completa para estabilização da matéria orgânica depositada na superfície do leito. Isso resulta a uma alternância de alimentação mantida duas vezes por semana, sendo necessário apenas dois filtros no primeiro estágio do sistema (DOTRO et al., 2017).

A camada de lodo formada na superfície dos wetlands exerce um papel importante no tratamento de esgoto, como por exemplo, remoção de sólidos suspensos, retenção hidráulica e a biodegradação ou retenção de poluentes (KANIA et al., 2019). Porém, a eficiência do lodo formado se relaciona a permeabilidade, estrutura, composição e propriedades reacionárias, influenciando a capacidade hidráulica dos wetlands, o que faz com que projetistas se atentem às estratégias de alimentação e descanso para evitar formação de poças causadas por colmatação (KHOMENKO et al., 2019).

A formação da camada de lodo no primeiro estágio do wetland, geralmente segue uma taxa de 2 a 3 cm por ano, a depender das condições operacionais. Porém, esta taxa pode variar de acordo com as condições climáticas da instalação, e podem favorecer a mineralização do lodo, diminuindo mais rapidamente sua espessura durante os períodos de repouso do filtro. Outro fator a se considerar é a característica do esgoto quanto sua diluição, que também afeta a formação superficial de lodo. Após um tempo aproximado de 10 a 15 anos de operação, esta camada depositada deve ser removida para evitar obstrução do fluxo hidráulico (DOTRO et al., 2017; TREIN et al., 2018).

O sistema de wetlands modelo francês trata esgoto doméstico que passa por gradeamento. O primeiro estágio é mais eficaz na remoção de matéria orgânica e de sólidos suspensos (SST), já os filtros do segundo estágio exercem um polimento para DQO, DBO e SST. Dentre os principais parâmetros de monitoramento no tratamento de águas residuárias por wetlands estão os químicos (pH, dureza, ferro, manganês, nitrogênio, fósforo, oxigênio dissolvido, DBO, DQO), físicos (turbidez, cor, odor, temperatura) e biológicos (microrganismos) (VON SPERLING, 2018).

Quando o sistema está operando em boas condições de dimensionamento, é garantido que o efluente final apresente concentrações de DQO a 90 mg/L, DBO de 20 mg/L, 15 mg/L para SST e 15 mg/L para NTK (DOTRO et al., 2017). A Tabela 2 exhibe outros parâmetros importantes no controle da operação de wetlands utilizados em dois exemplos de estações utilizados no Brasil. Já a Tabela 3 demonstra algumas eficiências médias aliados em wetlands modelo francês.

TABELA 1: EFICIÊNCIAS DE OPERAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS NO BRASIL.

Variáveis	Unidades	
	Piracicaba (SP)	Albrás (PA)
Vazão (L/s)	40	67
Eficiência de remoção DBO (%)	70	80
Eficiência de remoção DQO (%)	70	-
Eficiência de remoção Nitrogênio Total (%)	-	70
Turbidez (%)	95	90
Coliformes Totais (%)	99	99

Fonte: Adaptado de PIAGGE et al. (2018).

TABELA 2: EFICIÊNCIAS MÉDIAS NO TRATAMENTO DE ESGOTO BRUTO POR WETLANDS FRANCÊS.

PARÂMETRO	UNIDADE	ESGOTO DOMÉSTICO	
		BRUTO	%REMOÇÃO EM CWS
DQO	mg/L	500 - 800	>90%
DBO ₅	mg/L	200 - 350	>90%
SST	mg/L	300 - 400	>90%
NTK	mgN/L	35 - 50	>90%
P TOTAL	mgP/L	5-25	10-20%

FONTE: ADAPTADO DE (DOTRO ET AL., 2017).

Um exemplo notável e importante deste modelo de wetland se encontra na planta de tratamento de esgoto em Orhei (Moldávia) que atende uma população de 20,000 habitantes (Figura 5). Esta planta trata o esgoto municipal em sistema de wetland em dois estágios e recebe cerca de 2,700 m³/dia, tornando-a a maior instalação deste modelo de CW do mundo. Grande destaque desta planta é que o efluente tratado é reutilizado na área urbana para irrigação (STEFANAKIS, 2019).



FIGURA 5: WETLAND CONSTRUÍDO DE ESCOAMENTO VERTICAL MODELO FRANCÊS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO EM ORHEI, MOLDÁVIA. FONTE: STEFANAKIS (2019).

3.3) REMOÇÃO DE NUTRIENTES NOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Dados estatísticos de 2000 indicaram que a descarga de fósforo via esgoto foi igual a 30% do montante da exploração anual de fósforo mineral na China (TANG et al., 2017). Com o crescimento da eutrofização dos corpos d'água em vários países, os padrões de descarga de P pelas estações de tratamento de águas residuárias vêm se tornando cada vez mais severos (YUN et al., 2015). As descargas de fósforo descontroladas não apenas sobrecarregam o ambiente aquático, como também causam perda significativa deste importante insumo agrícola. Por isso, substituir o conceito tradicional de “remoção de fósforo” para um conceito de “recuperação de fósforo” é estratégico, tendo em vista a segurança alimentar das populações do planeta (TANG et al., 2017).

Diferentemente de sistemas convencionais de tratamento de efluentes, onde a remoção é otimizada em uma série de processos que, separadamente, exercem um propósito específico, os wetlands exercem estas funções simultaneamente em um ou dois reatores. A remoção de fósforo neste tipo de sistemas decorre dos seguintes processos: absorção pelas plantas, crescimento microbiano, adsorção no substrato e precipitação química (DOTRO et al., 2017).

Dentre estes, a adsorção e a precipitação química exercem função primordial, particularmente nos wetlands com escoamento subsuperficial, onde o contato entre

as águas residuárias e o meio granular é maior. Por isso, a desfosfatação a longo prazo depende das características físico-químicas do material suporte (no que tange a presença de Al, Fe e Ca), da área de contato específica, da porosidade, da distribuição e das dimensões de partículas e da condutividade hidráulica (BLANCO et al., 2016).

Materiais adsorventes de fósforo vêm sendo utilizados com sucesso na desfosfatação em ETEs descentralizadas, o que é um grande desafio tecnológico nestas pequenas estações (DUNETTS; ZHENG; DIXON, 2015). Além da eficiência, a adsorção de P em wetlands com leito filtrante reativo apresenta grande potencial de recuperação deste elemento, além de possuírem vantagens tais como simples construção, baixo investimento, alta taxa de redução de fósforo e simples manutenção. Porém, os substratos dos wetlands possuem limitada capacidade de adsorção de fósforo, e gradualmente se saturam ao longo período de operação (TANG et al., 2017).

A adsorção e precipitação do fosfato é influenciada primordialmente pelo pH, pois controla a dessorção e a dissolução de materiais adsorvidos no meio granular reativo (HAYNES, 2015). Wang et al. (2019) demonstraram que uma variação de pH entre 6 a 10 aumentou a remoção de fósforo proporcionalmente ao incremento da alcalinidade do líquido. Neste caso, o aumento na eficiência de remoção de fósforo no wetlands com filtro reativo variou entre 86% e 95%.

No tocante à remoção de Nitrogênio, apesar da limitada entrada de oxigênio no meio granular através das raízes das plantas, os wetlands construídos são capazes de remover eficientemente tanto as formas reduzidas como as oxidadas deste elemento. A rizosfera das macrófitas pode estimular o aumento da densidade da comunidade microbiana, e da atividade promovendo o crescimento microbiano na superfície das raízes das plantas e um ambiente microaerobiano através da liberação de oxigênio das raízes (LIU et al., 2018).

Nos wetlands construídos de escoamento vertical, a alimentação com esgoto é intermitente, o que torna possível o fluxo de ar no interior do substrato durante os períodos de drenagem. Com isso, maior volume de oxigênio é transportado para o interior do meio granular em comparação com o sistema horizontal, tornando-os mais efetivos na remoção de matéria orgânica e nitrogênio amoniacal de águas residuárias (LIU et al., 2018). Esta remoção ocorre através da sinergia entre plantas e microrganismos que se desenvolvem aderidos (biofilme) às raízes e ao meio granular durante o período de operação (TREIN et al., 2020).

O biofilme proporciona o crescimento de bactérias anammox e bactérias aeróbicas oxidantes de amônia (do inglês, Ammonium Oxidizing Bacteria, AOB), que possuem baixa taxa de crescimento comparativamente às bactérias heterotróficas. Bactérias anóxicas, anammox e desnitrificantes em biofilmes são protegidas por bactérias AOB na parte mais externa do substrato devido aos gradientes de oxigênio dissolvido (OD) e nitrito no perfil vertical do filme biológico. Os níveis de OD e pH podem ser controlados adequadamente para processos anammox e SNAD, obtendo-se assim boa eficiência de remoção de N com materiais de baixo custo e processos naturais. O carbono orgânico exigido por bactérias desnitrificantes pode ser suplementado por exsudatos de raízes em plantas em fase de crescimento e lixiviados de tecidos mortos das plantas (LI; TAO, 2017).

Os sistemas híbridos de wetlands com fluxos subsuperficiais horizontal e vertical, operados em série e com recirculação, provaram ser eficazes na remoção de nitrogênio total (WU et al., 2014b). Porém, a recirculação pode ser problemática, em CWs de fluxo horizontal, devido ao aumento da taxa de aplicação hidráulica superficial, o que torna esta prática mais eficaz em sistemas de fluxo vertical com condutividade hidráulica maior (WU et al., 2014b).

Maiores eficiências de remoção de N-NH_4^+ , N-NO_3^- , e NT foram reportadas por Liu et al., (2018), que obtiveram melhores desempenhos dos wetlands plantados em relação aos não plantados. Os autores atribuíram este fato a três fatores principais: primeiro, a macrófita *Iris pseudacorus* apresentou boa assimilação de nitrogênio via anabolismo; segundo, as macrófitas dos wetlands plantados transportam oxigênio para a rizosfera e aperfeiçoam os sítios aeróbios microbianos ao redor das raízes, onde ocorre a conversão microbiana de amônia; terceiro, as raízes das plantas podem expelir exsudatos orgânicos (substâncias porosas como açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, pequenas quantidades de ácidos graxos e esteroides), estimular a atividade microbiana e promover a desnitrificação. A taxa de liberação de exsudatos varia com a espécie da planta e seu estágio de crescimento.

Baseado em estudos recentes em wetlands com *Typha latifolia*, foi estimado que os exsudatos de raízes e lixiviados de plantas conseguem sustentar taxas de desnitrificação de 0,42 a 1,12 gN/m²/d e 0.75–3.88 gN/m²/d, respectivamente (LI; TAO, 2017). Estas estimativas confirmaram que os exsudatos de raízes e resíduos lixiviados foram suficientes para manter desnitrificação heterotrófica de 11% do nitrogênio convertido de amônia a nitrato pelo processo de anammox. Nas situações em que não

houve crescimento ativo de plantas, o processo anammox foi mais presente. Por outro lado, segundo Chen et al. (2019), a maioria das plantas aquáticas possuem uma preferência por amônia, o que provoca uma maior taxa de remoção de nitrificação no processo. Eles observaram que certas gramíneas e, em especial, a macrófita *Iris pseudacorus* propiciaram eficiências de nitrificação variando de 68,26% a 69,69% quando o nitrogênio total do afluente foi majoritariamente composto de amônia. Com uma limitada concentração de oxigênio e altas concentrações de amônia, apenas parte da amônia que alimentou o processo anammox foi oxidada de nitrito e nitrato. Além disso, Wetlands Construídos são sistemas de custo baixo e ecologicamente desenvolvidas para remoção de amônia.

A introdução de aeração artificial neste tipo de processo já foi testada com o objetivo de aumentar as condições redox do meio granular. Porém, a aeração artificial contínua em wetlands de escoamento subsuperficial pode levar a uma remoção contraditória de nitrogênio amoniacal e NT por causa da fraca condição anaeróbia para desnitrificação (LI; TAO, 2017; WU et al., 2014a). Ademais, o efeito combinado da vegetação e da aeração indicou uma melhora na remoção de NTK em wetlands construídos não plantados em duas estações diferentes (verão e inverno). Contudo, a aeração adicional não compensou a ausência de plantas, indicando que o papel das macrófitas ultrapassa a simples aeração da rizosfera (WU et al., 2014b).

Outro aspecto relevante refere-se aos custos desta operação, que são altamente questionáveis no contexto das pequenas ETEs descentralizadas. A aeração intermitente mostrou ser um método mais eficiente para a remoção de NT, ao promover alternância de condições aeróbias-anaeróbias necessárias para a nitrificação e a desnitrificação. A aeração intermitente também se mostra mais econômica do que modo contínuo. Alguns estudos mencionam que aeração intermitente em wetlands de escoamento subsuperficial alcançam remoção de amônia de 90% ($3,5 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$) e 80% de nitrogênio total ($3,3 \text{ g/m}^2 \cdot \text{d}$) (WU et al., 2014a). Um teste laboratorial de tratamento de lodo em wetland com aeração alcançou uma remoção de nitrogênio de 90% a uma alimentação média de N de $46,7 \text{ gN/m}^2 \cdot \text{d}$ (WU et al., 2014b).

A respeito do desempenho de wetlands construídos no tratamento de esgoto, a desfosfatação nos wetlands verticais apresentou eficiências variando de 74 a 81,1%, e o processo se mostrou mais eficiente na remoção de nitrogênio total, com eficiências variando de 86,9 a 90% (LOPARDO et al., 2019).

A Tabela 1 apresenta diversas formas de wetlands construídas, o fluxo, suas principais eficiências avaliadas, a vegetação utilizada e o meio suporte em caso de aplicação.

TABELA 3: EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM DIFERENTES WETLANDS CONSTRUÍDAS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES.

Resíduo	Escala	Tipo de escoamento do CW	Material filtrante	Plantas	Eficiências	Região	Referência
Efluente de laticícios	Escala Piloto	Vertical	Brita, areia	<i>P. Australis</i> ; <i>Juncaceae spp.</i>	93,6% (DQO); 78,9% (Turbidez); 86% (SS)	Iran	Yazdania (2019)
Efluente industrial	Escala Piloto	Híbrido (Vertical-Horizontal)	Tijolo reciclado	<i>Canna Indica</i>	87% (DBO); 83,2% (DQO); 95% (SST); 81% (NH4-N); 89% (TP); 80% (TN)	Bangladesh	Saeed (2018)
Efluente doméstico	Escala Piloto	Híbrido (Vertical-horizontal)	Brita, areia	<i>Typha Latifolia</i> ; Capim Limão	85,1% (SST); 55,5% (DQO); 1,93% (PO4-P); 35,4% (NH4-N)	Índia	Tilak (2016)
Efluente Industrial	Escala Piloto	Subsuperficial	Brita	<i>Cyprus alternifolius</i> ; <i>Typha Domingensis</i> ; <i>Parawaldeckia karaka</i> ; <i>Borassus aethiopum</i>	80% (DQO); 77% (DBO5); 82% (NO3-N); 57% (NO3)	Addis Ababa, Ethiopia	Taddese (2015)
Efluente doméstico	Escala Real	Horizontal	Brita	<i>Typha</i> , <i>Cyperus latifolius</i> , <i>Cyperus papyrus</i> , <i>Hydrocotyle</i> , <i>Hydrocleis</i> , <i>Pontederia</i>	98% (DBO); 96% (DQO); 85% (SST); 90% (TN); 92% (NH4-N); 88% (PO4-P)	Kenia	Nyakango (1999)
Efluente doméstico urbano	Escala Real	Tecnologia fitóide (Vertical)	Brita	<i>Phragmites spp.</i> ; <i>Typha spp.</i> <i>Canna spp.</i>	75-95% (SST); 70-80% (DBO); 60-75% (DQO); 60-70% (TN); 50-60% (TP)	Índia	Balpande (2017)
Efluente doméstico	Escala Piloto	Horizontal	Brita	<i>Phragmites karka</i>	80% (SST); 78% (ST); 76,5% (SDT); 69,5% (DBO); 69,5% (NTK); 69% (NH4-N); 65% (Turbidez)	Índia	Panwar (2017)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Subsuperficial	Areia	<i>Suaeda eseroa</i> , <i>Salicornia bigelovii</i> , <i>Altriplax barclayana</i>	98% (TN); 94% (TIN); 99% (TP)	Tucson, AZ USA	Brown et al. (1999)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Horizontal subsuperficial	Areia de dunas	<i>Juncus kraussii</i>	69% (TN); 88% (TP)	Australia	Lymbery et al. (2006)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Vertical	Brita	<i>Canna indica</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Acorus calamus</i> , <i>Arave sisalana</i>	54% (TN); 80% (TP); 70,5% (DBO); 82% (SST); 61,5% (NH4+); 68% (NH3-N); 20% (PO4-P)	China	Li et al. (2007)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Vertical híbrido (descendente-ascendente)	Brita	<i>Canna indica</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Acorus calamus</i>	48% (TN); 17% (TP)	China	Zhang et al. (2010)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Subsuperficial	Calcário	<i>Salicornia europaea</i>	98,2% (TDIN); 23-69% (DON); 36-89% (DIP)	North Wales, UK	Webb et al. (2012)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Híbrido (superficial-horizontal subsuperficial)	Cascalho de rio	<i>Phragmites australis</i>	68,2% (TN); 5,4% (PO4-P); 24% (DBO); 71% (SS); 57% (NH4);	Taiwan	Lin et al. (2003)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Híbrido (Macrófitas flutuantes-)	Conchas de ostras	<i>Eichhornia crassipes</i> , <i>Pistia stratiotes</i> , <i>Typha angustifolia</i> , <i>Phragmitescommunis</i> , <i>Canna</i>	0-18% (TN); 2-18% (TP); 59-72% (SS); 55-65% (Turbidez); 29-40% (DBO); 13-24% (DQO)	Taiwan	Lin et al. (2010)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Superficial	-	<i>Chrysopogon zizaniodes</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Sparganium erectum</i>	13-29% (TN); 65% (TP)	Italy	de Stefani et al. (2011)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Superficial	-	<i>Ipomenea aquatica</i>	30,6% (TN); 18,2% (TP)	China	Li et al. (2009)
Efluente de Aquicultura	Escala Piloto	Vertical e Superficial	Areia e Brita	<i>Spartina patens</i>	86.9-90.7% (TN); 74-81.1% (TP)	FL, USA	Lopardo (2019)
Efluente doméstico	Escala Real	Subsuperficial		<i>Cyprus alternifolia</i> ; <i>Cyprus papyrus</i> ; <i>Phoenix canariensis</i>	99.3% (DBO), 89% (DQO), 85% (TSS), 28.1% (NH4+-N), 64% (NO3-N), 61.5% (TN), 28% (orthophosphate), 22.7% (TP)	Addis Ababa, Ethiopia	Birhanu (2007)

Eficiências de remoção são denotadas como: SST= Sólidos Suspensos Totais, SS= Sólidos Suspensos, TN= Nitrogênio Total, TIN= Nitrogênio Inorgânico Total, TDIN= Nitrogênio Inorgânico dissolvido total, DON= Nitrogênio orgânico dissolvido, TP= Fósforo Total, DIP= Fósforo inorgânico dissolvido, e fosfato.

As plantas realizam um papel muito importante no tratamento de águas residuárias por wetlands construídos, pois absorvem nutrientes e esta assimilação provoca

acúmulo desses nos tecidos da vegetação. Mello (2016) e Poças (2015) ressaltam a importância das podas de forma adequada, para que não ocorra retorno dos nutrientes para o sistema via decomposição dos tecidos. As autoras ainda destacam que após realizada a poda, há um potencial de aumento de remoção de nitrogênio em cerca de 10%.

Segundo Sezerino et al. (2018), a poda regular das macrófitas e o controle de pragas devem ser bem observadas para o ótimo funcionamento de um sistema de wetlands. A frequência das podas deve ser observada em acordo com o tempo de crescimento para o acúmulo de nutrientes em seu tecido foliar e o tempo limite quando elas entram em processo de senescência, que é o período que as plantas começam a secar e morrer.

3.4) CONCEITO NEXUS APLICADO AOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Atualmente, o desafio da escassez para a espécie humana é constante, principalmente quando instigada pelo mito da modernidade com promessas de desenvolvimento, fartura, inclusão e controle da natureza, e o que se vê são diversos pontos de esgotamento ou depleção de recursos ecossistêmicos, instabilidades sociais e econômicas (GIATTI et al., 2016).

Dessa forma, os meios de produção mais notáveis da atualidade vivem sobre uma lógica de interdependências que constantemente não vem sendo favorecida, uma vez que se mantém a tradição de planejamento e ações setoriais, frequentemente acentuando mecanismos custosos de compensações, externalidades e passivos. A geração de energia, por exemplo, acarreta elevada demanda por água ou mesmo sua poluição. A produção de alimentos em larga escala caracteriza análoga amplitude na alocação de insumos agrícolas e de recursos hídricos. A oferta de água para abastecimento público demanda energia para captação, tratamento e distribuição (GIATTI et al., 2016).

Dito isso, a abordagem Nexus seleciona os aspectos mais importantes que identificam os impactos nos sistemas naturais ou humanos e se caracteriza por objetivos que giram em torno da otimização do uso de recursos, políticas públicas e investimentos entre setores distintos, da identificação do contexto econômico que favoreça ações do

setor privado, sociedade civil e consumidores. Atua então na direção de remover falhas de mercado e reduzir desigualdades de recursos e poder (FERREIRA, 2020). Impulsionada pelo reconhecimento dessas contingências e interdependências, recentemente surgiu uma proposta de abordagem diferenciada no campo da sustentabilidade, que se constitui pelo nexos água, energia e alimentos, demandando manejo integrado e governança através de diferentes setores e distintas escalas territoriais (GIATTI et al., 2016).

Nesse contexto, o emprego de wetlands contruídos é uma excelente solução para tratar águas residuárias em regiões rurais, e o efluente tratado destes sistemas pode ser reutilizado como fonte alternativa de água para diversos fins. Países como China e México autorizam reuso de águas proveniente de CWs para irrigação, diferentemente do que ocorre na Espanha, que possuem legislação mais rigorosa quanto aos parâmetros de reuso (ANDREO-MARTÍNEZ et al., 2017).

Gustafsson (2008) destacou um aspecto atrativo do emprego de meios granulares reativos em wetlands construídos. Quando saturados, estes podem ser reutilizados na agricultura como fertilizante rico em fósforo e condicionador de solo. Porém, Haynes (2015) destaca que o esgoto pode conter quantidades substanciais de metais pesados além do fósforo, e, conseqüentemente, o uso de um material filtrante saturado pode oferecer um risco potencial de contaminação do solo. Mas segundo Dunets (2015), a quantidade de fósforo presente no meio saturado é o que determina o potencial de reuso como fonte de nutriente para as plantas.

Curiosamente, minhocas exercem um importante papel no sistema ecológico pois elas digerem uma vasta gama de materiais orgânicos, sendo utilizadas para tratar, por exemplo, dejetos suínos e na vermifiltração para purificar águas residuárias. Para resolver problemas de incrustação e auxílio na digestão de sólidos que se acumulam no meio granular nos CWs, elas podem ser integradas nos sistemas de wetlands de escoamento subsuperficial. Estudos revelaram que seu emprego foi capaz de reduzir cerca de 40% da produção de lodo na superfície de um wetlands de escoamento vertical em escala piloto, o que resultou numa diminuição nos custos de manutenção do sistema (WU et al., 2014).

4) MATERIAIS E MÉTODOS

4.1) VISÃO GERAL DO ESTUDO

O presente estudo faz parte de uma linha de pesquisas do Núcleo Água, centro de pesquisas voltado para a área de Saneamento da Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Trata-se da linha de pesquisa sobre a recuperação de nutrientes de águas residuárias, parte integrante da atuação do grupo de P,D&I no tema “Saneamento Inteligente”. O experimento foi realizado no Parque Experimental de Saneamento de Araçás, município de Vila Velha, Estado do Espírito Santo (20°19’47”S, 40°17’33”W), construído com recursos da FINEP através de uma associação entre as empresas CESAN (Companhia Espírito Santense de Saneamento) e Fluxo Engenharia Ambiental. A fase experimental teve início no mês Setembro de 2020 e durou até o mês de novembro de 2021.

A pesquisa foi estruturada em três etapas (Figura 6).

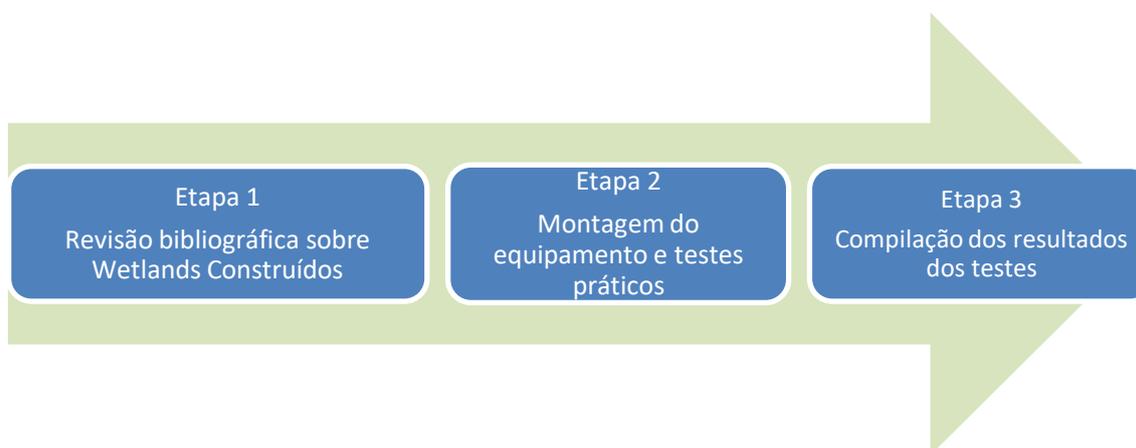


FIGURA 6: DESCRIÇÃO DAS ETAPAS DA PESQUISA. FONTE: PRÓPRIO AUTOR.

4.2) ESTAÇÃO DE TRATAMENTO PILOTO

O sistema piloto compreendeu o primeiro estágio de um sistema francês de wetland construído, com escoamento vertical, sendo composto por dois reservatórios construídos em fibra de vidro com dimensões 1,80 x 1,80 x 1,20 m (CxLxA) (Figura 7).



FIGURA 7: ILUSTRAÇÃO DOS RESERVATÓRIOS DO WF. FONTE: PRÓPRIO AUTOR.

Ambos os reservatórios eram compostos por três camadas de brita de diferentes granulometrias (Figura 9): camada de de filtração (brita 0, dimensões de 2,36 a 12,5 mm), camada de transição (brita 2, dimensões de 9,5 a 31,5 mm) e camada de drenagem (brita 3, dimensões de 19 a 50 mm), conforme apresentado na Figura 7. O piloto foi vegetado com mudas de *Typha domingensis* de acordo com a metodologia descrita por Von Sperling e Sezerino (2018), distribuindo-se 4 mólhos por m² de área superficial (Figura 8 e 9). As plantas foram removidas e transportadas manualmente de um brejo a cerca de 50 m do parque experimental onde está localizado o piloto de WF e após limpeza foram inseridas sobre o meio suporte utilizando pá e tesoura de jardinagem para condicioná-las adequadamente.



FIGURA 8: BREJO ONDE FORAM RETIRADAS AS MUDAS DE TYPHA D. FONTE: PRÓPRIO AUTOR.



FIGURA 9: CONDICIONAMENTO DAS PLANTAS NO SISTEMA DE WF. FONTE: PRÓPRIO AUTOR

Antes de ser introduzido nos compartimentos do wetland, o esgoto que passava pelo processo de gradeamento era enviado para uma estação elevatória cujo poço de sucção possui volume total de 1000L. O esgoto bombeado chegava na parte alta de cada um dos compartimentos do WC através de uma tubulação de PVC com 75 mm de diâmetro (Figura 10). Ele era introduzido no topo do meio suporte, em um ponto específico bem ao centro da área de cada compartimento onde foi instalada uma placa de dissipação de energia (para evitar a erosão do meio suporte). Em seguida, o líquido percolava verticalmente até o fundo do leito onde havia uma tubulação de drenagem que conduzia o esgoto tratado para fora do processo, local onde eram realizadas as coletas de amostras para análises laboratoriais da qualidade. Desse ponto, o efluente seguia para um filtro de escória, que realizava o polimento para o efluente do wetlands, porém, este não foi objeto deste estudo. O volume de esgoto para cada batelada de tratamento nos wetlands era controlado por um temporizador instalado na alimentação elétrica de cada bomba centrífuga, seguindo o mesmo critério de alternância do sistema francês de wetlands. Ambos os compartimentos são alimentados de maneira alternada de modo a proporcionar a aeração e o repouso do meio suporte e das raízes das macrófitas. O ciclo completo de funcionamento de cada compartimento teve uma duração de carga de 3,5 dias, seguido de 3,5 dias de repouso.

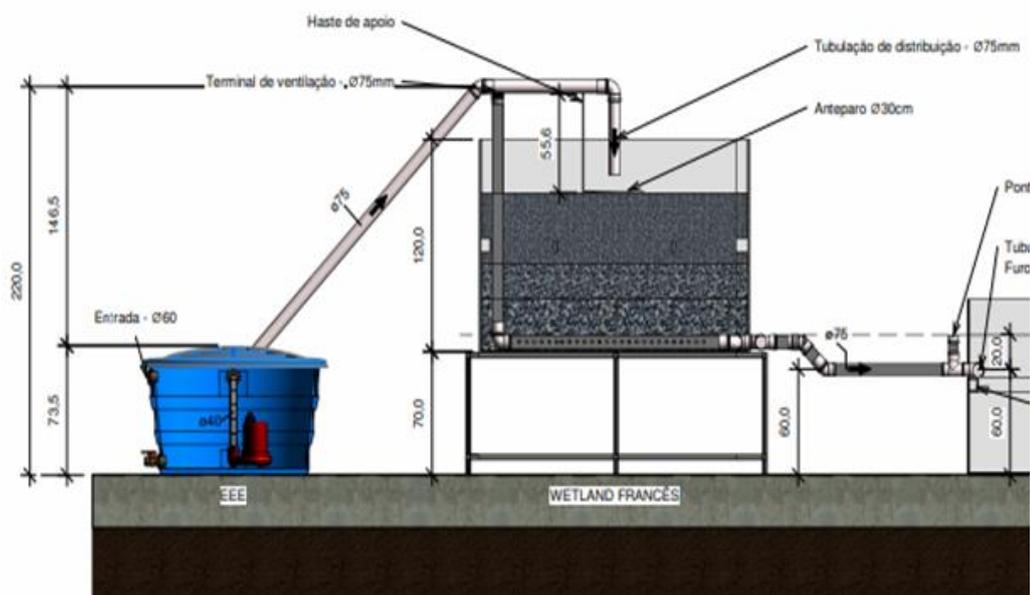


FIGURA 10: ESQUEMA DO PILOTO A SER ESTUDADO. FONTE: PRÓPRIO AUTOR.

4.3) ADAPTAÇÃO DO SISTEMA

É importante ressaltar que no período inicial dessa pesquisa observou-se uma dificuldade de adaptação da vegetação ao sistema de tratamento, o que influenciou diretamente em alguns resultados, como remoção de sólidos suspensos, sólidos sedimentáveis e turbidez nos dias subsequentes ao primeiro plantio (17/09/2020). Neste período, algumas mudas não suportaram as condições operacionais e morreram, sendo substituídas imediatamente.

Constatou-se que a taxa de aplicação hidráulica superficial ($TASH = 0,3 \text{ m}^2/\text{m}^3.\text{d}$) e a carga orgânica inicialmente adotadas foram muito elevadas para promover a correta adaptação das mudas no período de partida do processo. Outro fator que exerceu forte influência sobre a adaptação das macrófitas ao wetland francês foram as elevadas temperaturas e insolação que marcaram o período de partida do processo. Isso ocorreu entre os meses de setembro a novembro de 2020, quando as temperaturas médias na região foram acima da média histórica e a pluviosidade distribuída segundo Informativo Climático Mensal (acesso em 15 de out. 2021) do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural (Incaper) para o período.

A partir dessas considerações, diminuiu-se a taxa de aplicação hidráulica superficial inicial e instalou-se uma tela de sombrite para reduzir os efeitos das condições ambientais até a estabilização da vegetação no meio granular. Este período durou por aproximadamente 55 dias.

4.4) AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DAS CARGAS HIDRÁULICAS E ORGÂNICAS NA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA, NITROGÊNIO E FÓSFORO

Foram testadas diferentes cargas hidráulicas sobre o piloto em um intervalo que variava entre 0,8 e 1,1 vezes a capacidade nominal do sistema ($Q_{med} = 43 \text{ L/h}$). Buscando-se avaliar o desempenho do processo sob condições extremas de funcionamento, taxa hidráulica superficial variou de $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ até $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ (Figura 11).

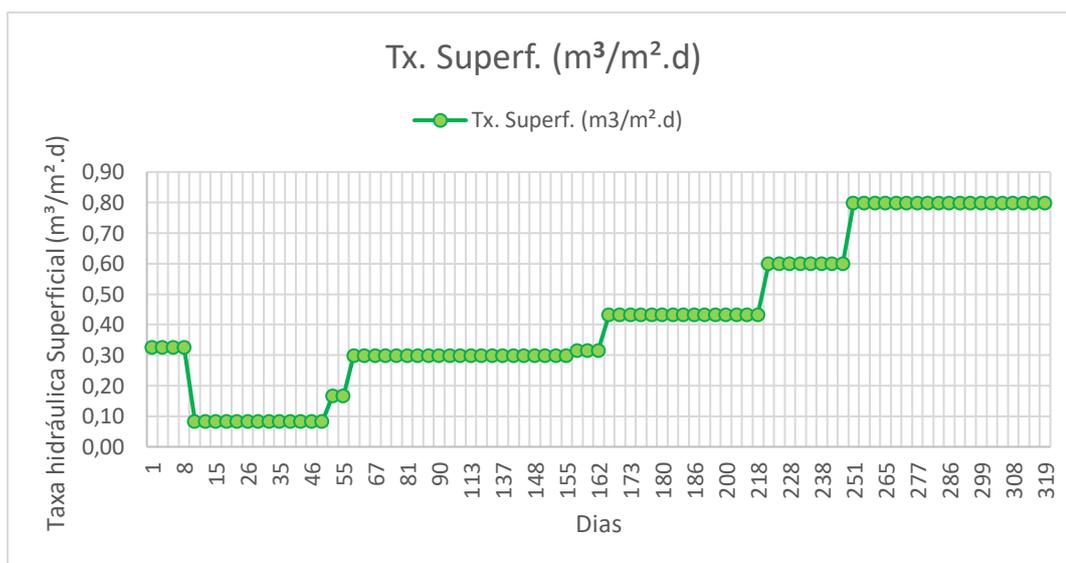


FIGURA 11: VARIAÇÃO DAS APLICAÇÕES DE TAXAS HIDRÁULICAS DURANTE A PESQUISA.

4.5) MÉTODOS ANALÍTICOS

O monitoramento da ETE piloto foi realizado através da coleta de amostras do esgoto pré-tratado, do efluente do wetland francês (alternando-se a coleta entre os módulos). A frequência de coleta foi de 1 vez por semana. Para a coleta, armazenamento e transporte das amostras, foram utilizados frascos plásticos com tampa para realização dos testes em laboratório.

Os parâmetros de qualidade de água analisados foram: pH, Temperatura, turbidez, SST, DBO, DQO, NTK, N-NH_4^+ , Ptotal, P-PO_4^{3-} , salinidade, condutividade e coliformes

termotolerantes. As análises foram realizadas nos laboratórios de pesquisas da Estação de Tratamento de Esgoto da CESAN em Vila Velha (ES) e no Laboratório de Saneamento (LABSAN) na Universidade Federal do Espírito Santo (UFES). Em campo, foram realizadas medições de pH, temperatura, oxigênio dissolvido, salinidade, condutividade e turbidez. Todas as análises foram realizadas de acordo com o *Standart Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA; AWWA; WEF, 2017) (Tabela 4).

A sonda multiparâmetro utilizada nas medições em campo foi o modelo 556 MPS da empresa YSI. O espectrofotômetro modelo Genesis 30 da empresa Thermo Scientific foi empregado nas análises de fósforo total, dissolvido e DQO. As análises de NTK e nitrogênio amoniacal foram realizadas utilizando-se um destilador de nitrogênio MA036. Já a leitura da DBO₅ foi realizada utilizando OxiTop IS 12 WTW. O monitoramento do pH foi realizado através de um pHmetro modelo 238 da marca HOMIS.

Tabela 4: Parâmetros avaliados e respectivos métodos analíticos utilizados na pesquisa

Parâmetro Avaliado	Sigla	Unidade	Método Analítico	Referência
Potencial hidrogênio	pH		Eletrométrico	4500-H ⁺ B
Temperatura	T	°C	Medição com termômetro	2550 B
Condutividade		µS/cm	Eletrométrico	2510
Salinidade		mg/L	Eletrométrico	
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO (5,20)	g/L	OxiTop	5210 B
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg/L	Colorimétrico/Refluxo Fechado	5220 D
Sólidos Suspensos Totais	SST	mg/L	Desidratação	2540 D
Sólidos Dissolvidos Totais	SDT	mg/L	Desidratação	2540 C
Nitrogênio total Kjeldahl	N-NTK	mg/L	Semi-Micro Kjeldahl - Titulométrico	4500-NH ₃ C
Nitrogênio amoniacal	N-NH ₄ ⁺	mg/L	Semi-Micro Kjeldahl - Titulométrico	4500-N _{org} C
Fósforo Total	PT	mg/L	Método do Ácido Ascórbico	4500-P E
Fósforo Dissolvido	P-PO ₄ ⁻	mg/L	Método do Ácido Ascórbico	4500-P E
Oxigênio dissolvido	OD	mg/L	Eletrométrico	
Coliformes Termotolerantes	CT	log UFC/100mL	Diluição e Membrana filtrante	9222 B

Fonte: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (2017).

4.6) ACOMPANHAMENTO DO DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS

Passado o período de adaptação do sistema e a vegetação passou a se desenvolver na superfície dos filtros biológicos, passou-se a acompanhar a altura em que as folhas das taboas estavam.

As medições foram realizadas mensalmente através da seleção das maiores folhas em cinco pontos do filtro: ao centro e em cada extremidade lateral onde tivesse vegetação. Foi utilizado uma trena métrica para se obter os resultados e transferidos para uma planilha para realização dos cálculos estatísticos.

4.6) ESTUDO DA DINÂMICA DE FORMAÇÃO DA CAMADA DE LODO SOBRE A SUPERFÍCIE GRANULAR QUE COMPÕE O VFCW

Até aproximadamente o 150^o dia do período de operação do piloto não foi possível se medir a presença da camada de lodo sobre o meio suporte dos dois compartimentos do wetlands. Ao final deste período, iniciou-se a medição da altura da camada superficial de lodo utilizando-se réguas graduadas em cinco diferentes pontos do leito. As medições foram realizadas com frequência mensal e sempre durante o período de descanso de cada módulo.

Além disso, amostras da camada de lodo foram coletadas para efeito de análise da sua composição físico-química e características estruturais. Cada amostra foi coletada próximo ao centro e nas extremidades dos reservatórios, onde havia acúmulo de biofilme, e inseridas em microtubos eppendorf de 5 ml após secagem de 24h em temperatura ambiente. As análises realizadas foram: FRX, MEV e EDS. A caracterização físico-química foi realizada através de espectrometria de raios (FRX), através de um espectrômetro Shimadzu (EDX-720) do Laboratório de Poluição do Ar do Departamento de Engenharia Ambiental, também localizado na UFES.

As análises de microscopia eletrônica (MEV) e de energia dispersiva de raio-x (EDS) foram realizados o microscópio da fabricante JEOL modelo JSM6610LV e o detector acoplado ao MEV da fabricante Bruker modelo XFlash® Detector 6|10 foram realizadas no Laboratório LUCCAR da UFES. As imagens obtidas foram comparadas com imagens publicadas por outros autores literatura.

4.7) ANÁLISES ESTATÍSTICAS E VERIFICAÇÃO AO ATENDIMENTO À LEGISLAÇÃO AMBIENTAL

Para comparação entre o desempenho de cada reservatório de wetlands, foi utilizado o software Exel® 2019 para geração de gráficos de dispersão e boxplot, e o teste ANOVA (Análise de Variância), considerando um nível de significância de 0,05 ou 5%. Para alguns dos parâmetros avaliados nesta pesquisa, foram comparadas as médias dos resultados encontrados com os padrões estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430 de 2011.

Os valores de referência utilizados para avaliação da qualidade dos efluentes produzidos nos dois módulos (A e B) do wetlands francês foram os constantes no extrato da Resolução CONAMA n 430/2011 reproduzido a seguir:

Seção III - Das Condições e Padrões para Efluentes de Sistemas de Tratamento de Esgotos Sanitários

Art. 21. Para o lançamento direto de efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deverão ser obedecidas as seguintes condições e padrões específicos:

I - Condições de lançamento de efluentes:

- a) pH entre 5 e 9;*
- b) temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;*
- c) materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;*
- d) Demanda Bioquímica de Oxigênio-DBO 5 dias, 20°C: máximo de 120 mg/L, sendo que este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de efluente de sistema de tratamento com eficiência de remoção mínima de 60% de DBO, ou mediante estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.*
- e) substâncias solúveis em hexano (óleos e graxas) até 100 mg/L; e*
- f) ausência de materiais flutuantes.*

5) RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1) CARACTERIZAÇÃO DO ESGOTO SANITÁRIO

O esgoto sanitário afluente à estação de tratamento de esgoto sanitário de Araçás, bairro da cidade de Vila Velha (ES), foi utilizado para alimentar o wetlands francês dessa pesquisa. Para tanto, a coleta do esgoto foi realizada a jusante do sistema de tratamento preliminar da ETE, composto por gradeamento fino e desarenação. As características médias do esgoto no período da pesquisa estão representados na Tabela 5.

TABELA 5: CONCENTRAÇÕES MÉDIAS DOS PARÂMETROS DO ESGOTO BRUTO UTILIZADO NO TRATAMENTO.

Parâmetro	Unidade	Número de eventos	Mínimo	Média	Mediana	Máximo	Desvio Padrão
NTK	mg/L	22	1,1	38,5	32,1	199,4	38,5
N-NH ₄ ⁺	mg/L	14	1,1	16,4	16,7	27,72	9,26
P Total	mg/L	45	7,8	16,8	16,6	37,8	6,0
P-PO ₄ ³⁻	mg/L	38	5,2	11,6	11,1	18,6	2,9
DBO	mg/L	39	90	344	380	580	117
DQO	mg/L	32	214	509	466	940	220
SST	mg/L	24	74	251	153	606	185
SSd	ml/L	18	0,9	5,6	4	15,0	4,5
Turbidez	NTU	42	97,9	176,0	172,9	326	51,1
OD	mg/L	27	0,1	0,2	0,2	0,4	0,1
pH	-	27	7,2	7,5	7,5	7,8	0,1
Condutividade	µS/cm	25	915,0	1080,4	1133,0	1855,0	235,3
Salinidade	g/L	25	0,4	0,6	0,5	0,9	0,1
Coliformes Termotolerantes	Log UFC/100ml	11	6,6	8	8,7	9	0,8

5.2) EFEITO DA VARIAÇÃO DA TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA SUPERFICIAL SOBRE O WETLAND FRANCÊS

5.2.1) pH

A Figura 12 ilustra os tempos de detenção hidráulica (TDH) e as vazões aplicadas durante o período completo de operação do piloto. Observa-se que cada variação de um período constante é causada pela variação da TASH, mudando a etapa de avaliação do comportamento do sistema em estudo.

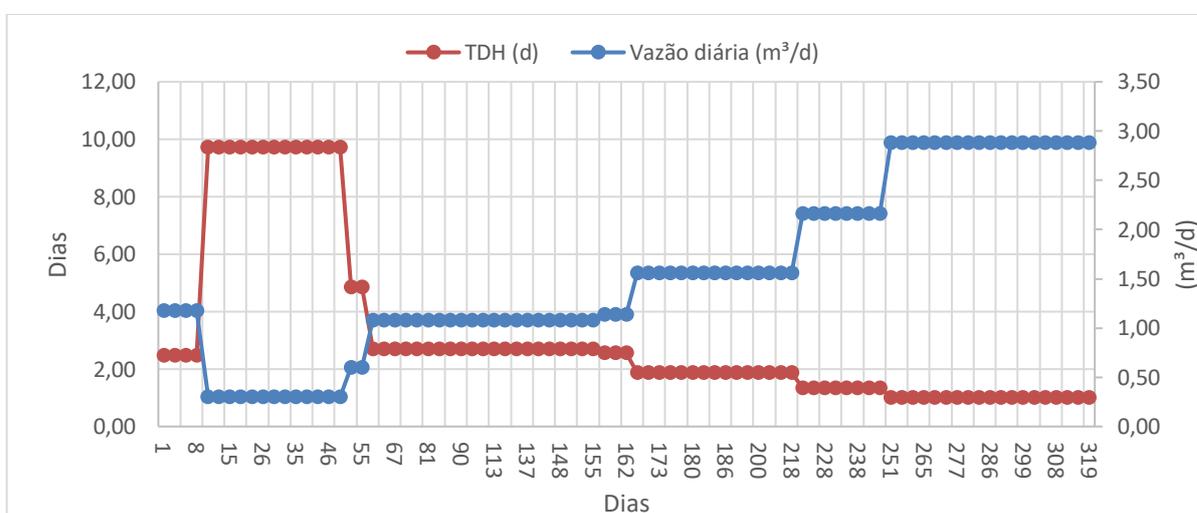


FIGURA 12: VARIAÇÃO DE CARGAS HIDRÁULICAS, TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA (TDH) E TAXA SUPERFICIAL DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA.

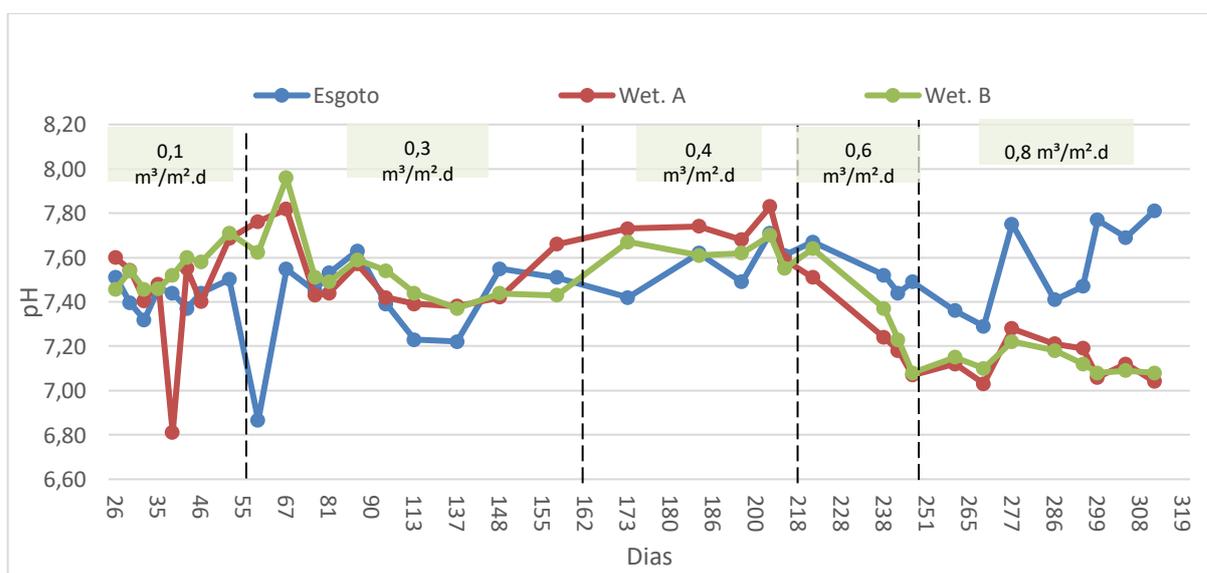


FIGURA 13: GRÁFICO DE VARIAÇÃO DE PH DURANTE O PERÍODO DA PESQUISA.

Os resultados indicam que o pH do efluente não sofre influência significativa das taxas de aplicação hidráulica superficial (TASH) (Figuras 13 e 14). Sendo assim, o efluente se mantém dentro dos padrões exigidos pela Resolução Conama nº430/2011 para lançamento de efluentes, que determina que o pH deve estar entre 5 e 9. Outro aspecto importante a ser ressaltado é que a pequena dispersão (0,2) do pH durante toda a pesquisa contribuiu para uma boa estabilização das macrófitas.

O efluente do wetland A (WA) apresentou um valor médio de pH de 7,41 durante todo o período experimental, enquanto que o pH médio no wetland B (WB) foi 7,51. Este resultado se aproxima do publicado por Mello (2016), estudando 3 modelos diferentes de sistemas de alagados construídos: um de escoamento subsuperficial plantado, outro não plantado e o terceiro de lâmina livre utilizando macrófitas da espécie *Eichhornia crassipes*. O pH médio dos efluentes tratados durante toda a pesquisa foi 7,50. Moraes (2012) e Barreto (2016), trabalhando com o tratamento de esgoto sanitário com wetlands de escoamento subsuperficial, também obtiveram resultados médios de pH próximos a 7, semelhantes ao deste estudo. Ressalte-se que o primeiro utilizou como sistema de tratamento um wetland modelo francês e o segundo um wetlands escoamento horizontal.

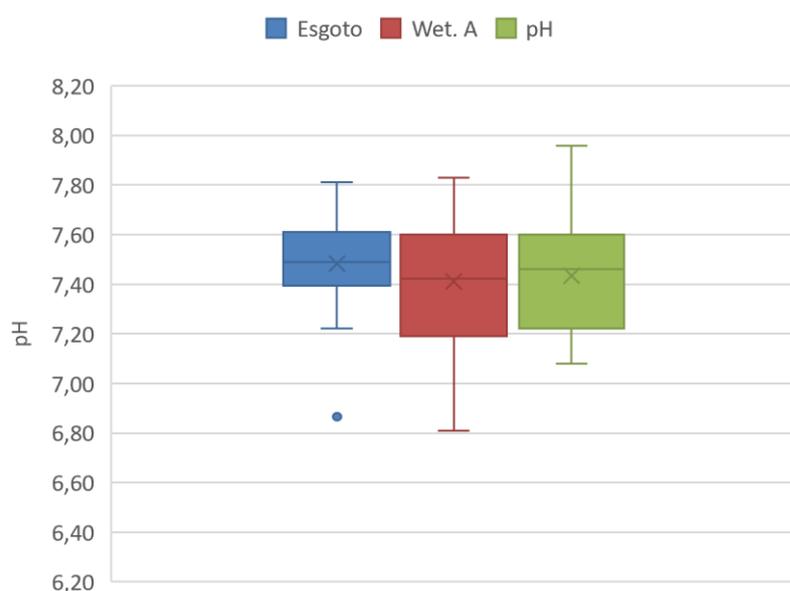


FIGURA 14: BOXPLOT DE PH NA ENTRADA E SAÍDA DO SISTEMA DE WF.

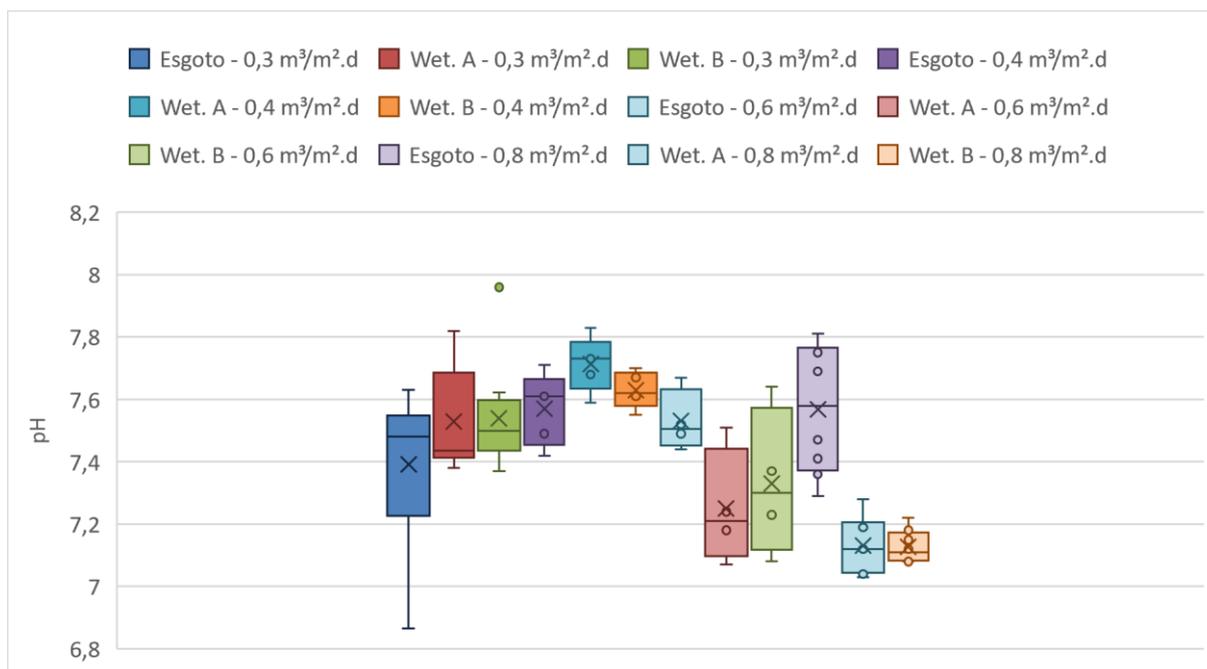


FIGURA 15: BOXPLOT DA VARIAÇÃO DE PH POR RESERVATÓRIO POR TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA NO SISTEMA DE WF.

5.2.2) Oxigênio Dissolvido

A Figura 16 ilustra o aumento nas concentrações de OD nas amostras dos efluentes tratados pelos sistemas de wetlands construídos.

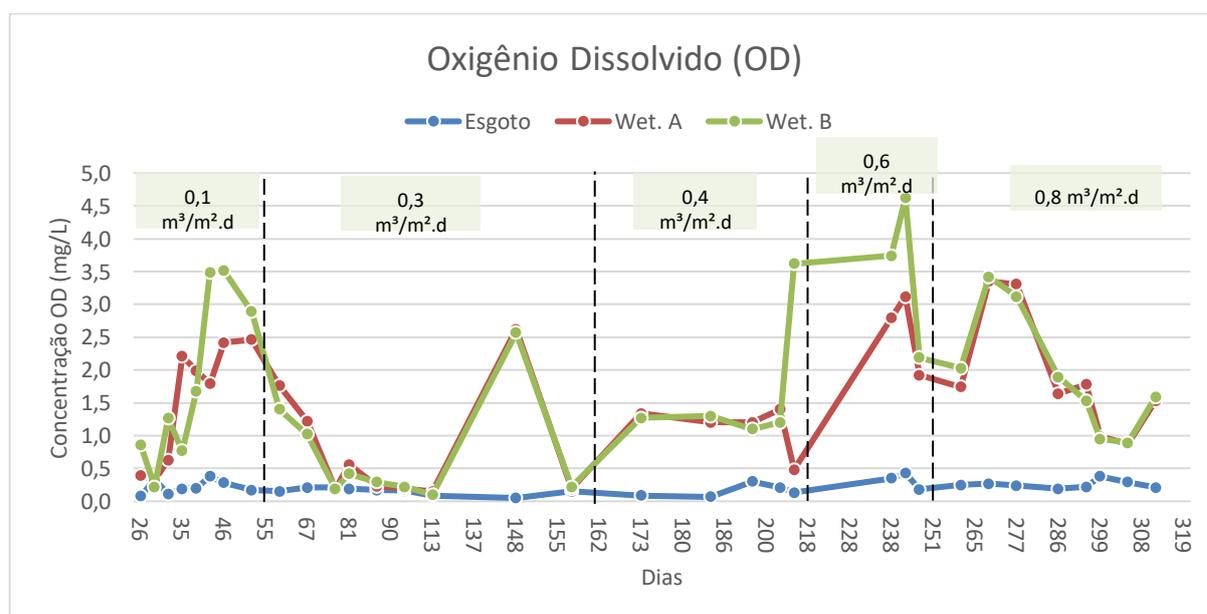


FIGURA 16: GRÁFICO DA VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE OD AO LONGO DO TEMPO.

A média de OD incluindo o período inicial de adaptação de 55 dias do sistema pelo efluente WA ficou em 1,6 mg/L, enquanto pelo WB foi de 1,8 mg/L (Tabela 6). Isso representa um aumento de aproximadamente de 85% no WA, e de 88% pelo WB, o que significa que a oxigenação do sistema foi eficiente. A Tabela 6 também demonstra que, pelo desvio padrão, cada os módulos A e B do WF não produziram efluentes significativamente diferentes em termos da concentração de OD. Na taxa de aplicação superficial de 0,4 m³/m².d, onde há uma diferença de 0,6 em seus desvios, o teste de ANOVA apresentou um valor de p igual a 0,24, enquanto que para 0,3 m³/m².d foi de 0,81 e para 0,8 m³/m².d igual a 0,95, o que significa que o tratamento não teve nenhuma interferência que provocasse valores muito distantes da média.

TABELA 6: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE OD AFLUENTE E EFLUENTE TRATADO DO SISTEMA WF PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TASH (m ³ /m ² .d)	Nº dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	27	0,1	0,2	0,2	0,4	0,1	0,2	1,6	1,6	3,4	0,9	0,2	1,8	1,5	3,6	1,1
0,3	5	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,2	1,3	1,2	2,6	1,0	0,2	1,1	1,0	2,6	0,9
0,4	5	0,1	0,2	0,2	0,3	0,1	0,5	1,3	1,3	2,1	0,6	1,1	2,1	1,3	3,6	1,2
0,8	8	0,2	0,3	0,2	0,4	0,1	0,9	1,9	1,7	3,4	0,9	0,9	1,9	1,7	3,4	0,9

Embora a resolução CONAMA nº 430/2011 não estabelece uma concentração mínima de O.D. para o lançamento irrestrito de efluentes tratados, de acordo com a resolução CONAMA 357, a concentração de OD em rios e lagoas Classe 2 deve ser acima de 5 mg/L. Cumpre salientar que esse resultado não foi alcançado em nenhuma das etapas desse trabalho. O OD, segundo Silveira (2015), é um parâmetro crítico para que a oxidação da matéria orgânica e a nitrificação ocorram em wetlands construídos. A nitrificação é realizada por microrganismos que crescem aderidos à rizosfera e ao meio granular, que utilizam o oxigênio dissolvido liberado pelas raízes das macrófitas na água e solo (Mello, 2016). Segundo Dotro et al. (2017) e Sarnaglia (2015), a demanda de oxigênio para decomposição de matéria orgânica em wetlands verticais é de 0,7g O₂/g DQO e 1 g O₂/g DBO, e para nitrificação é de 4,3 g O₂/g NTK. A diferença das médias e dos picos entre as concentrações de OD nos módulos do WF pode ser explicada pela formação da camada de lodo sobre a superfície do A antes do B em cerca de 60 dias, que foi entre o período inicial da TASH de 0,4 m³/m².d e 0,6 m³/m².d, o que possivelmente tornou o ambiente mais estável para as trocas

gasosas. Diferentemente, no módulo B a formação da camada superficial de lodo somente passou a ser notada a partir do dia 225 desta pesquisa.

5.2.3) Turbidez

A Figura 17 ilustra a variação ao longo da pesquisa da turbidez no esgoto bruto e nos efluentes dos módulos A e B do WF. Observou-se uma constante evolução da eficiência de remoção deste parâmetro, sendo mais nítida a diferença entre a entrada e a saída dos módulos após adaptação do sistema. Nesse intervalo, houveram duas alterações de vazão, tendo início com uma com uma taxa de aplicação hidráulica superficial (TASH) de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, que foi reduzida para $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ após 11 dias de operação para facilitar a adaptação da vegetação. Após o 55º dia a TASH foi aumentada de novo para $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$.

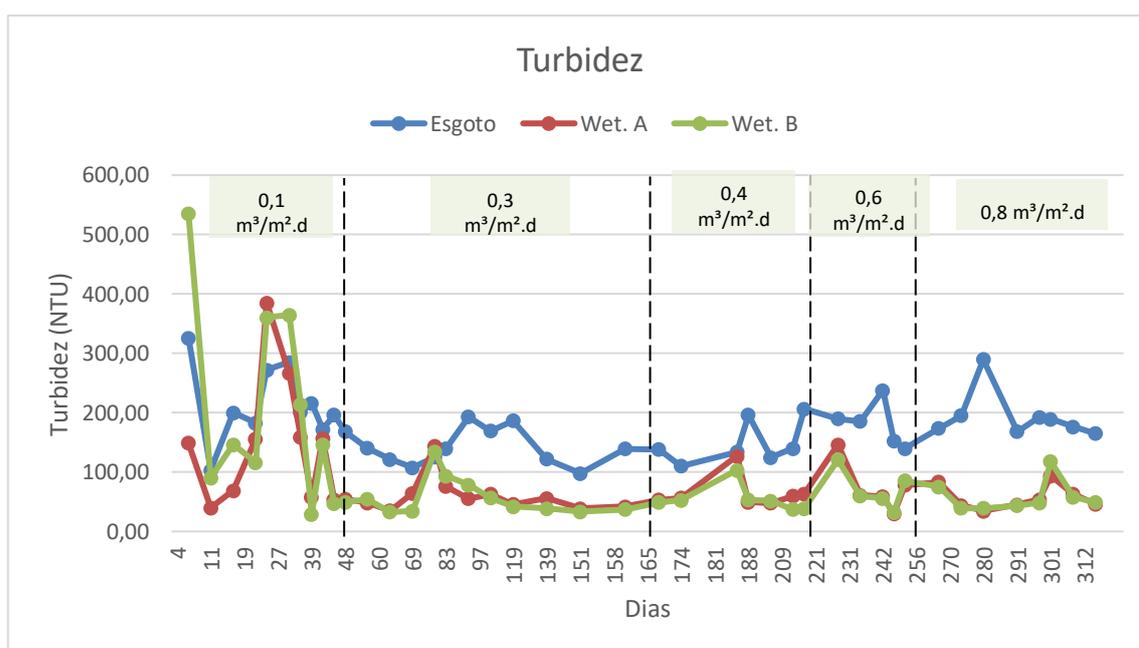


FIGURA 17: GRÁFICO DE DISPERSÃO DA TURBIDEZ ENTRE ESGOTO, WETLAND A E WETLAND B.

Tomando-se como base o período completo da pesquisa, as eficiências médias de remoção de turbidez foram de 52% no módulo A e de 51% no módulo B. Estes valores podem ser considerados baixos em comparação com os valores citados por Piagge et al. (2018), que relatam eficiências acima de 90% em sistemas de wetlands construídos de escoamento vertical, com taxa de aplicação hidráulica de $0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, assim como Sarnaglia (2015) indica eficiência de redução de turbidez média de 70%

para o mesmo tipo de tratamento, que avaliou taxas de aplicação hidráulicas entre 0,7 a 0,4 m³/m².d.

A Figura 18 e Tabela 7 complementam indicando as concentrações médias dos efluentes tratados pelo sistema.

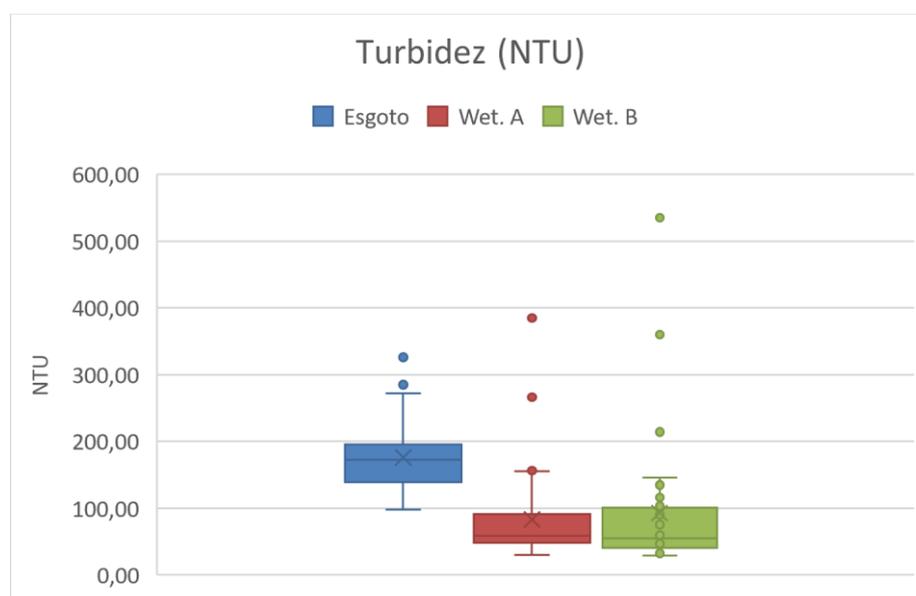


FIGURA 18: BOXPLOT DAS VARIAÇÕES DE TURBIDEZ PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TABELA 7: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA TURBIDEZ AFLUENTE E EFLUENTE TRATADO DO SISTEMA WF PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TASH (m ³ /m ² .d)	N° dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	42	97,9	176,0	172,9	326,0	51,1	29,8	85,3	59,6	385,3	67,6	29,3	93	53	535	101,8
0,3	11	97,9	157,1	139,0	326,0	64,0	34,7	69,8	56,1	149	39,8	33	101,6	41,9	535	147,3
0,4	7	110,0	152,6	139,9	206,6	35,5	48,9	75,1	59,5	133,5	34,2	37,3	63,1	52,6	111,4	29,2
0,6	4	152,8	191,3	187,5	237,4	34,9	29,8	73,9	59,9	146,1	50,2	32,5	67,3	57,6	121,2	37,9
0,8	9	140,0	187,8	176,4	289,9	41,9	34,2	60,1	53,6	93,7	20,5	39,1	61,8	49,1	117,7	26,4

As primeiras análises de turbidez realizadas mostrou instabilidade no sistema, onde os primeiros 8 dias de resultados com taxa de aplicação hidráulica superficial de 0,3 m³/m².d, mostraram, mesmo com poucos resultados, uma média de remoção de 58% para WA e de um aumento de turbidez em relação ao esgoto bruto de 51% em WB. Estes resultados já nos alertou que precisávamos realizar ajustes, e então reajustamos a vazão para 0,1 m³/m².d, que gerou eficiência de 66% em WA e 27% em WB, porém outros fatores foram necessários manter esta vazão por mais tempo até que se observasse melhora nos resultados e adaptação da vegetação, o que foi possível após 55 dias.

Esta falta de uniformidade durante a aplicação superficial de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ nos reservatórios se percebe no desvio padrão da turbidez (Tabela 7) muito diferente entre cada reservatório, principalmente em WB que houve uma grande inconstância para este parâmetro (Figura 19), provavelmente causado pela dificuldade de adaptação da vegetação, o que foi diferente nas outras fases do tratamento, que tiveram desvios menores e pouco diferentes entre cada efluente tratado produzido. Ainda assim, a análise de variância indicou que em nenhuma etapa houve significância entre recipientes do tratamento: para $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ obteve $p=0,8$; $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ obteve $p=0,46$; $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ obteve $p=0,88$; $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ obteve $p=0,94$.

A Figura 17 indica a instabilidade dos valores de turbidez relatada anteriormente, porém a média aproximou-se de 30% de remoção para ambos reservatórios, o que indica uma estabilidade nos resultados, que assegurou a retomada para aplicações de vazões de projeto que estavam previstas para nossa pesquisa.

Observa-se que, durante o período de aplicação da taxa superficial de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, foi possível alcançar valores muito acima daqueles que demonstraram instabilidade. Houveram poucas dispersões de eficiências (Figura 19) na amostragem temporal, mas as médias se mantiveram em 58% no WA e WB. Este acompanhamento foi realizado em um período marcado por muitas chuvas (dez/2020 a mar/2021), o que provavelmente interferiu na diluição do afluente, melhorando a eficácia do tratamento. Já no período seguinte, já com taxa superficial de $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, em períodos mais secos, o sistema esteve mais estável e observamos ligeira estabilidade na redução da turbidez (médias 54% no WA e 61% no WB) como indica a Figura 19, e nenhum dos resultados do período trouxe valores que indicam efluentes tratados mais turvos que o afluente. Estas médias também se mostraram praticamente idênticas no período em que foi testado vazão de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, onde as médias foram de 58% e 60% no Wa e WB respectivamente, demonstrando uma eficiência um pouco maior.

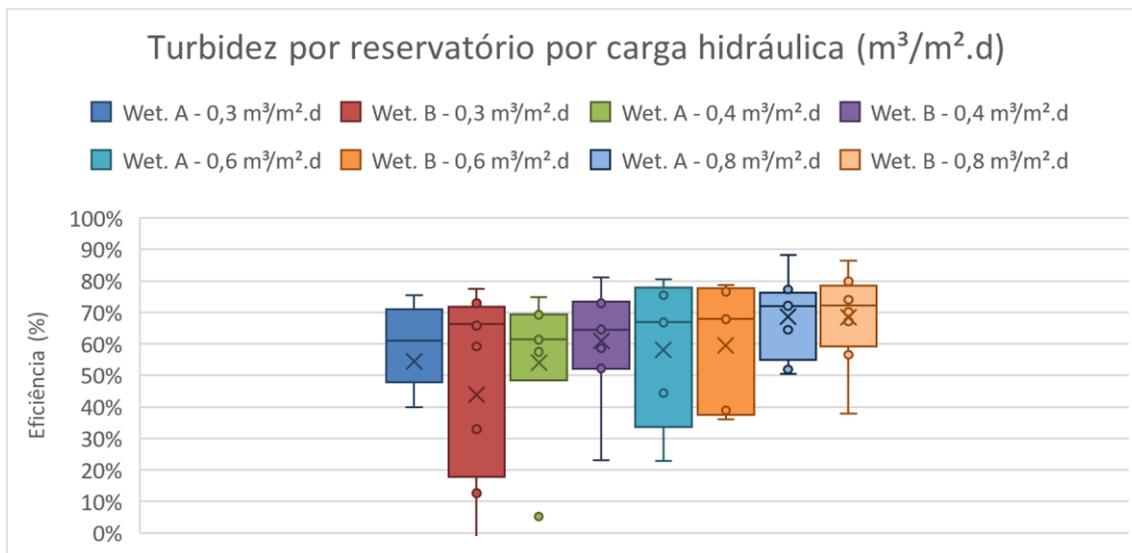


FIGURA 19: ESTATÍSTICA EM BOXSPLOT DE TURBIDEZ POR RESERVATÓRIO POR TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA NO WF.

Concluindo, durante a operação em cargas de $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ a redução de turbidez do sistema se manteve maior ainda, como consequência da camada de lodo estabilizada sobre toda superfície do leito. As eficiências de WA e WB foram de 69% e 68% respectivamente, que foram resultado da baixíssima permeabilidade permitida pelo acúmulo de sólidos sobre o meio filtrante.

Por outro lado, os wetlands são muito eficientes na remoção de turbidez de esgotos sanitários, com eficiências que atingem valores entre 80% e 90% (Sezerino et al., 2015, Dotro et al., 2017).

5.2.4) Sólidos Suspensos

Como mencionado anteriormente, a turbidez é reflexo direto da presença de sólidos em suspensão na amostra. Nessa pesquisa houve muita variação desse último parâmetro nos primeiros primeiros 60 dias do processo, principalmente pelo estado inicial de crescimento da vegetação (Figura 20). Nos wetlands, as raízes das plantas servem de suporte ao biofilme, que contribuem para a homogeneização da condutividade hidráulica no meio granular, além de promoverem a remoção de nutrientes do esgoto (CELIS, 2015).

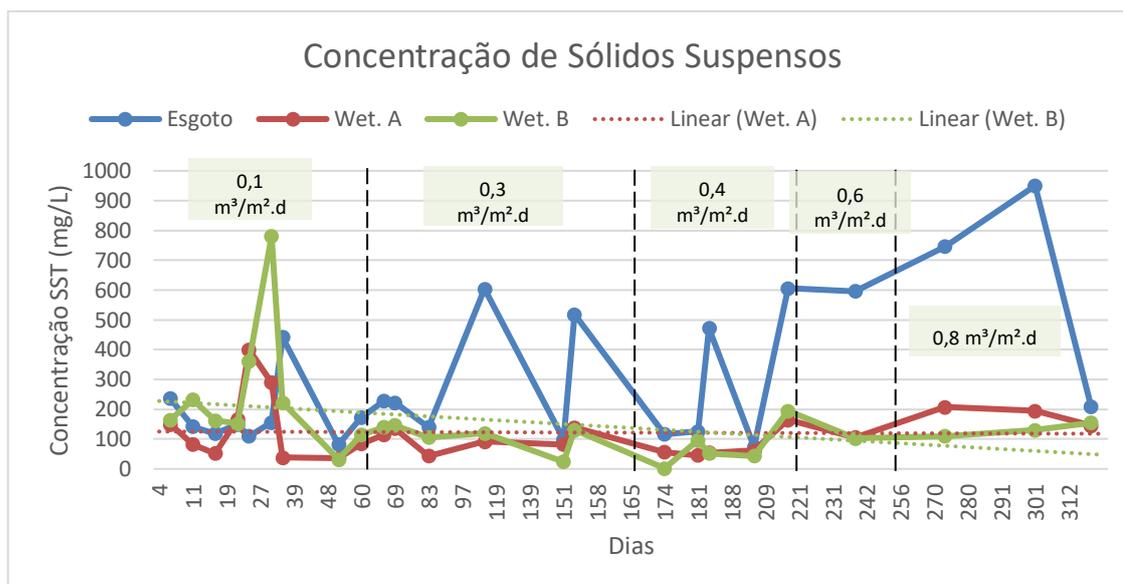


FIGURA 20: COMPORTAMENTO DAS CONCENTRAÇÕES DE SST EM CADA ETAPA DO TRATAMENTO.

De forma semelhante a turbidez, as concentrações de SST durante os primeiros 30 dias de operação foram muito instáveis, onde a presença de sólidos no efluente tratado eram iguais ou maiores que o esgoto bruto. Este efeito provavelmente se dava devido a falta de zona de raízes mais estabilizada e uma formação, mesmo que imperceptível a olho nu, de um biofilme que ajudasse a segurar os sólidos que entravam entre uma batelada e outra, o que também explica uma lavagem do sistema e formação de caminhos preferenciais.

A Tabela 8 indica que, em média, a remoção de sólidos suspensos no período de estudo são satisfatórias pelos olhares da legislação brasileira para descarte de efluente (Resolução CONAMA nº430/2011). A partir das concentrações médias de remoção de SST encontrados no período completo de análises em WA foram de 36%, e WB de 16%, o que deixa distante das médias nacionais e de outros estudos, como em Moraes (2012) que obteve resultados médios de 80% de remoção de SST para uma taxa de aplicação hidráulica de 0,38 m³/m².d em um sistema de escoamento vertical, contudo, o que diferencia desta pesquisa é que seu sistema já era operado por 5 anos, o que reflete um sistema mais estável.

Não obstante, na medida em que o sistema amadureceu ao longo do tempo, a concentração de sólidos suspensos nos efluentes de WA e WB foi continuamente sendo reduzida, reflexo da formação paulatina da camada de lodo sobre o meio suporte e o crescimento das macrófitas. Porém, no último período operacional, em que a taxa de aplicação hidráulica superficial foi de 0,8 m³/m².d, observou-se a

colmatação da superfície do meio suporte, devido à mineralização insuficiente do lodo durante o período de descanso dos leitos. Ficou evidente, assim, que esta taxa de aplicação hidráulica superficial foi muito alta para manter a operação adequada do processo.

TABELA 8: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE SST AFLUENTE E EFLUENTE TRATADO DO SISTEMA WF PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TASH (m ³ /m ² .d)	N° dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	24	74,0	250,8	153,0	606,0	185,1	36,0	112,3	83,0	400,0	84,9	0,0	146,5	117,0	780,0	157,8
0,3	8	98,0	273,5	225,0	604,0	185,6	44,0	102,6	92,0	150,0	34,6	24,0	132,8	135,0	232,0	58,3
0,4	5	74,0	278,8	126,0	606,0	243,0	46,0	76,4	56,0	164,0	49,3	2,0	77,6	52,0	194,0	73,1
0,8	3	84,0	236,0	244,0	380,0	148,2	145,0	182,3	195,0	207,0	32,9	110,0	131,7	130,0	155,0	22,5

Diferentemente da análise estatística de toda a série histórica da pesquisa, observa-se que no período em que foi aplicada a taxa de aplicação hidráulica superficial de 0,4 m²/m².d foram obtidas as menores concentrações de SST nos efluentes dos módulos WA e WB. Além de ser a TASH recomendada pelo Wetlands Brasil (VON SPERLING; SEZERINO, 2018), foi justamente neste tempo que começou-se a perceber a formação superficial do lodo e a consolidação das macrófitas no processo (Figura 21).

Saeed et al. (2020) em sua pesquisa avaliou a remoção de poluentes de esgoto municipal a partir de wetlands de escoamento vertical e a eficiência de remoção de SST ficou entre 96,8% e 99,7%, já Park (2008) obteve eficiência de 94,4% na remoção de sólidos suspensos através do mesmo sistema. Contudo, Molle et al. (2015) avaliaram três sistemas de tratamento de esgotos similares ao desta pesquisa, utilizando dois módulos de escoamento vertical, profundidades diferentes e recirculação, e alcançaram eficiências entre 55% e 95% na remoção de SST.

Complementando as informações da Tabela 8, a Tabela 9 indica que as mínimas para remoção de SST obtiveram valores negativos, o que indica que o efluente possuía maior quantidade de sólidos em relação ao esgoto alimentado. Esse efeito ocorreu repetidas vezes durante o período inicial do sistema, onde não havia biofilme formado no meio filtrante a rizosfera também não estava efetivamente adaptada.

TABELA 9: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE SST.

Unidade de Coleta	Quantidade de dados	Eficiência de remoção de Sólidos Suspensos				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Wetland A	22	-264%	34%	51%	91%	0,75
Wetland B	22	-400%	16%	41%	98%	1,12

Logo na partida do sistema (TASH = 0,1 m³/m².d) as altas temperaturas características do verão em Vila Velha impactaram sensivelmente o crescimento das macrófitas. De acordo com TREIN et al. (2020), este fator acelera a mineralização dos sólidos capturados no meio granular, porém pode aportar instabilidade do tratamento. Entretanto, após a percepção do desenvolvimento adequado das plantas de *Typha Dominguensis*, o que ocorreu no período sob TASH de 0,3 m³/m².d, o sistema se manteve estável, com eficiências de remoção de SST sempre acima de 55%.

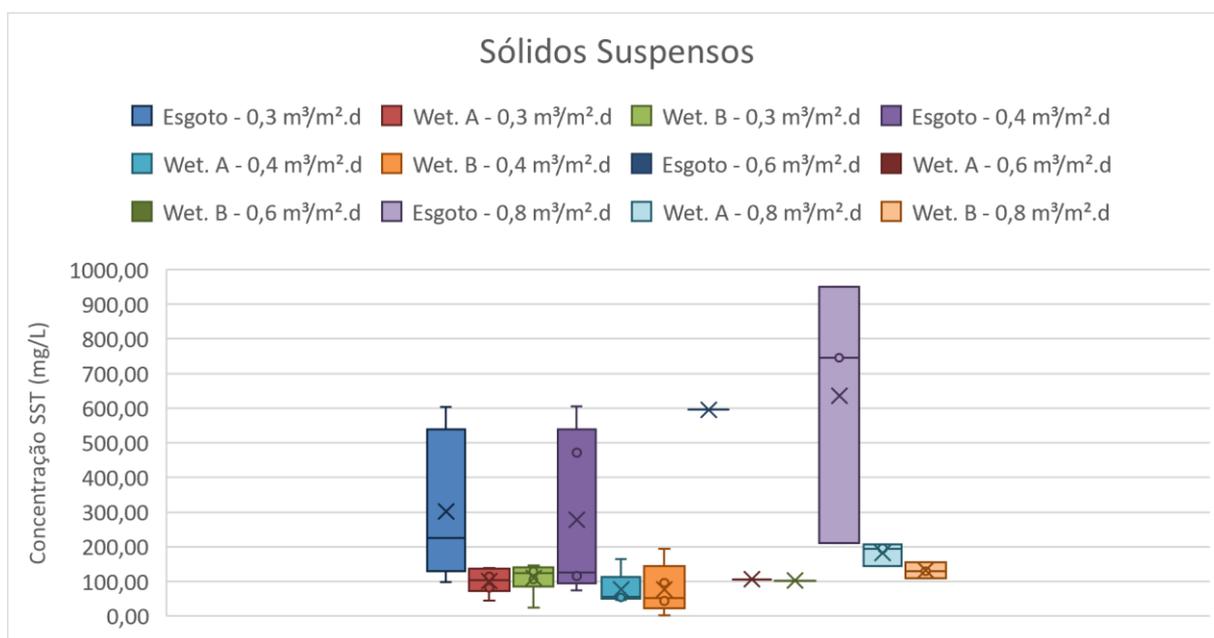


FIGURA 21: CONCENTRAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS POR TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA SUPERFICIAL APLICADA POR RESERVATÓRIO NO WF .

Não houve diferença significativa nas concentrações de SST nos efluentes de WA e WB, com os valores de p no teste ANOVA para as vazões de 0,3, 0,4 e 0,8 m³/m².d resultaram em 0,68, 0,97 e 0,09, que indicam que não há diferença significativa nas concentrações encontradas nos efluentes gerados pelo tratamento.

Como indica a Figura 22, a remoção de sólidos suspensos do sistema foi positiva e acima dos níveis exigidos pelo CONAMA (Resolução nº 430/2011) de eficiência mínima de 20% de remoção de sólidos em suspensão, porém apenas durante a TASH = 0,6 m³/m².d foi obtida uma eficiência média próxima de 80%, conforme o esperado para o primeiro estágio de wetlands franceses (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Atribui-se esse desempenho ao processo de formação da camada superficial de lodo, cuja espessura era muito pequena nos primeiros meses de operação (Figura 22). Essas eficiências foram abaixo das que foram encontradas por Molle et al. (2005), que avaliou diversos wetlands franceses funcionando e com taxas superficiais abaixo de 0,6 m³/m².d na França. Esses autores relataram eficiências de remoção de SST variando de 86 a 89% no primeiro estágio dos wetlands por eles monitorados.

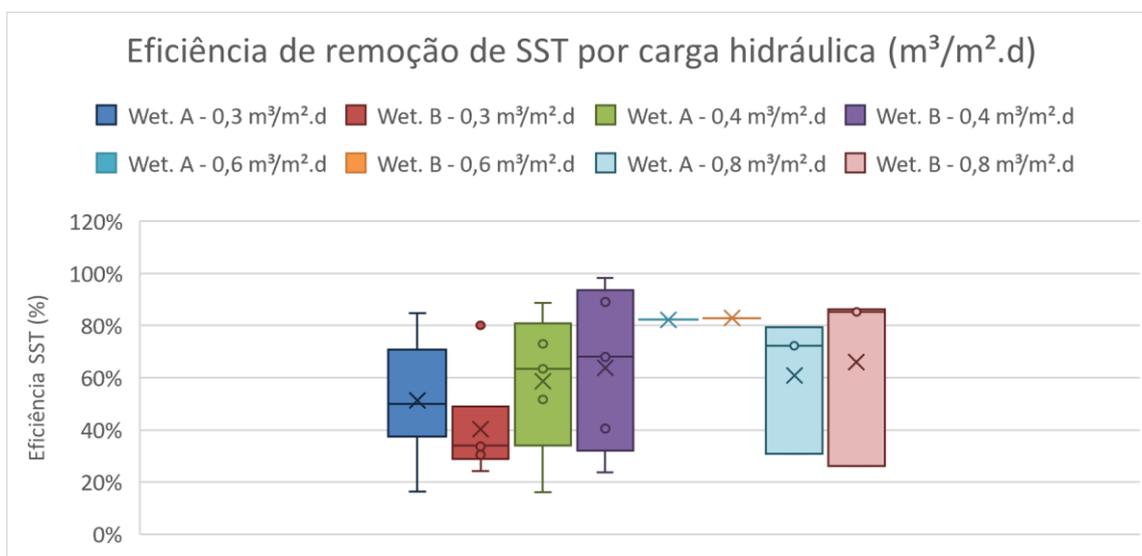


FIGURA 22: EFICIÊNCIA DE REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS EM RELAÇÃO AS TAXAS DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA APLICADAS NO WF.

5.2.5) DQO

A matéria carbonácea presente nos esgotos é, na sua maior parte, degradada aerobiamente por bactérias aderidas ao meio suporte dos wetlands e nas raízes das macrófitas (CELIS, 2015).

A concentração média de DQO foi de 509 mg/L no esgoto bruto, sendo reduzida para 202 mg/L no WA e 246 mg/L no WB (Figura 23 e na Tabela 10) em relação ao período completo da pesquisa. Ao longo de toda a pesquisa, a eficiência de remoção de DQO

do WA (59%) sempre foi superior à do WB (51%). As menores concentrações de DQO foram observadas no período sob TASH = 0,3 m³/m².d, no qual a DQO média foi de 95 mg/L no WA e 124 mg/L no WB (tabela 10 e figura 24). Quando houve alteração da taxa de aplicação hidráulica superficial para 0,4 m³/m².d, as eficiências diminuíram drasticamente provavelmente devido a queda de temperatura entre os meses de abril e maio, que foram de 27°C de média. O wetlands francês recuperou sua eficiência quando a TASH foi aumentada para 0,6 m³/m².d, quando as eficiências voltaram a aumentar sem, no entanto, atingirem novamente o desempenho observado no período sob TASH = 0,3 m³/m².d.

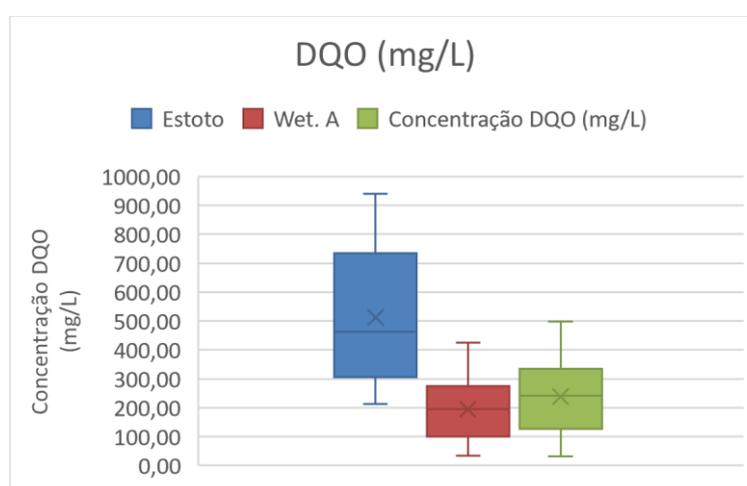


FIGURA 23: BOXPLOT DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO NO PERÍODO DO ESTUDO.

TABELA 10: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE DQO AFLUENTE E EFLUENTE TRATADO DO SISTEMA WF PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TASH (m ³ /m ² .d)	N° dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	32	213,6	509,2	465,8	940,0	220,3	33,6	202,4	195,6	425,2	104,2	32,2	246,1	259,8	498,4	116,9
0,3	7	213,6	375,6	423,0	505,2	111,8	33,6	95,1	97,1	165,0	47,4	32,2	124,4	107,3	348,1	103,6
0,4	6	226,6	393,4	286,4	813,7	226,5	109,4	242,2	220,6	109,4	108,0	136,8	236,8	214,1	372,5	95,3
0,6	3	235,0	500,5	624,2	642,4	230,1	93,1	146,0	139,7	205,3	56,4	154,9	214,9	210,4	279,4	62,4
0,8	10	486,4	740,1	764,3	940,0	153,9	176,8	259,6	233,8	350,2	67,8	259,7	344,4	340,4	498,4	73,4

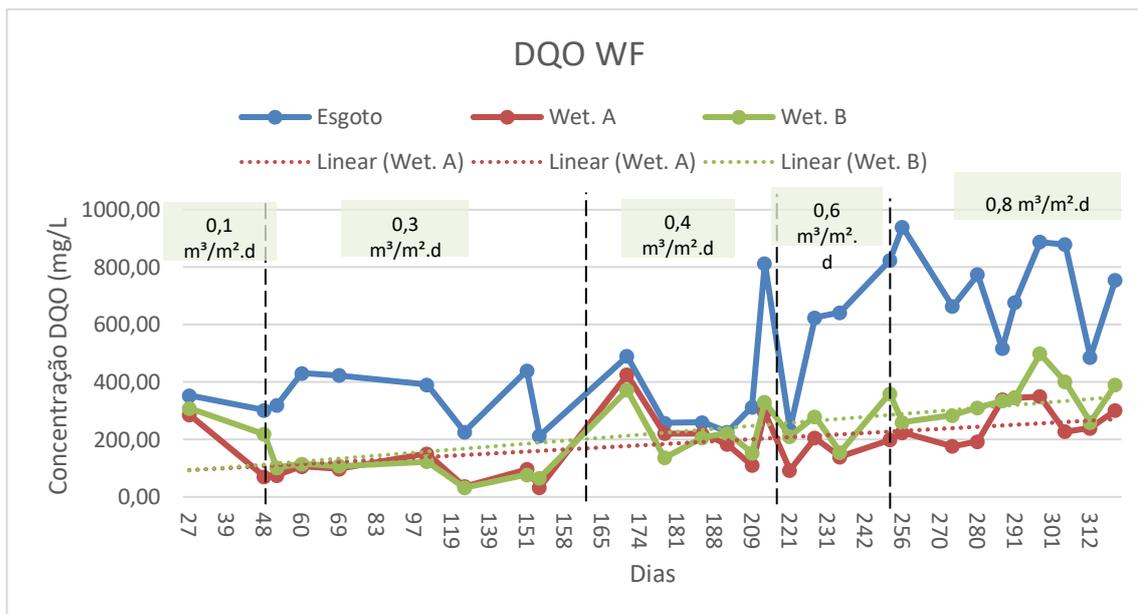


FIGURA 24: VARIAÇÃO DAS CONCENTRAÇÕES DE DQO AO LONGO DO PERÍODO.

As eficiências dessa pesquisa foram maiores quando o TDH foram maiores, isso representa na eficiência de cerca de 80% na TASH 0,3 m³/m².d e 65% na TASH 0,6 m³/m².d (Figura 25), a última já com influencia da camada de lodo.

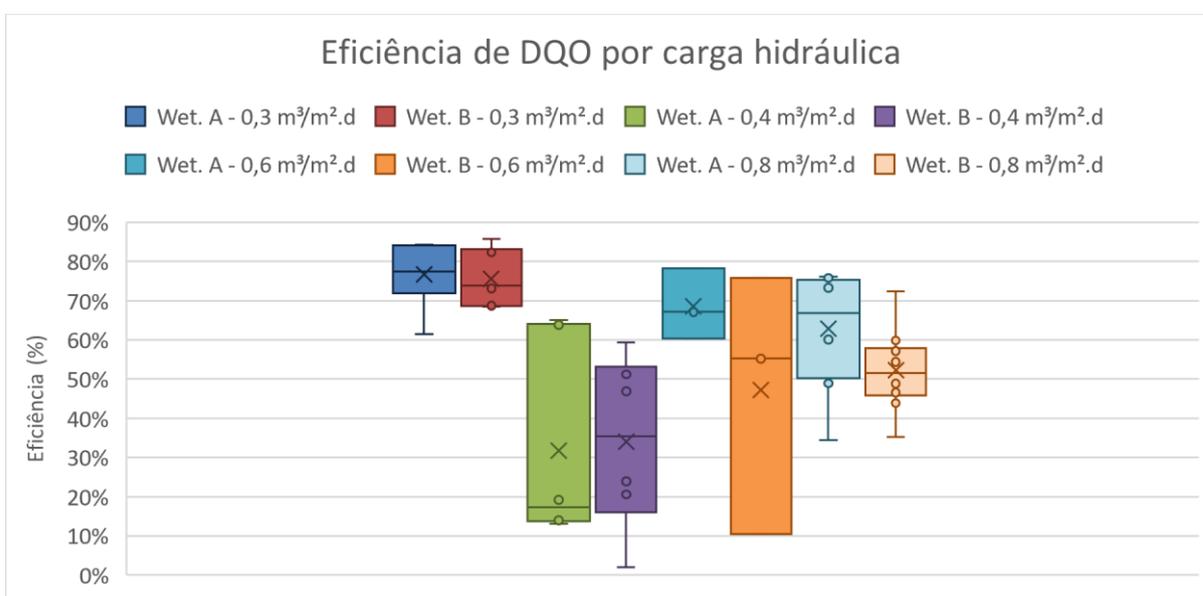


FIGURA 25: BOXPLOT DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DQO DOS RESERVATÓRIOS WA E WB POR TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA SUPERFICIAL APLICADA.

A relação entre as cargas volumétrica aplicada e removida de DQO (CVDQO) nos módulos A e B do WF também evidencia uma maior eficiência do WA sobre o WB

durante a pesquisa (Figura 26). Esta figura ilustra o fato de que, mesmo sob cargas aplicadas de DQO elevadas ($CVaDQO > 0,7 \text{ kg/m}^3.\text{d}$), os dois módulos foram capazes de assegurar eficiências de remoção de superiores a 55%.

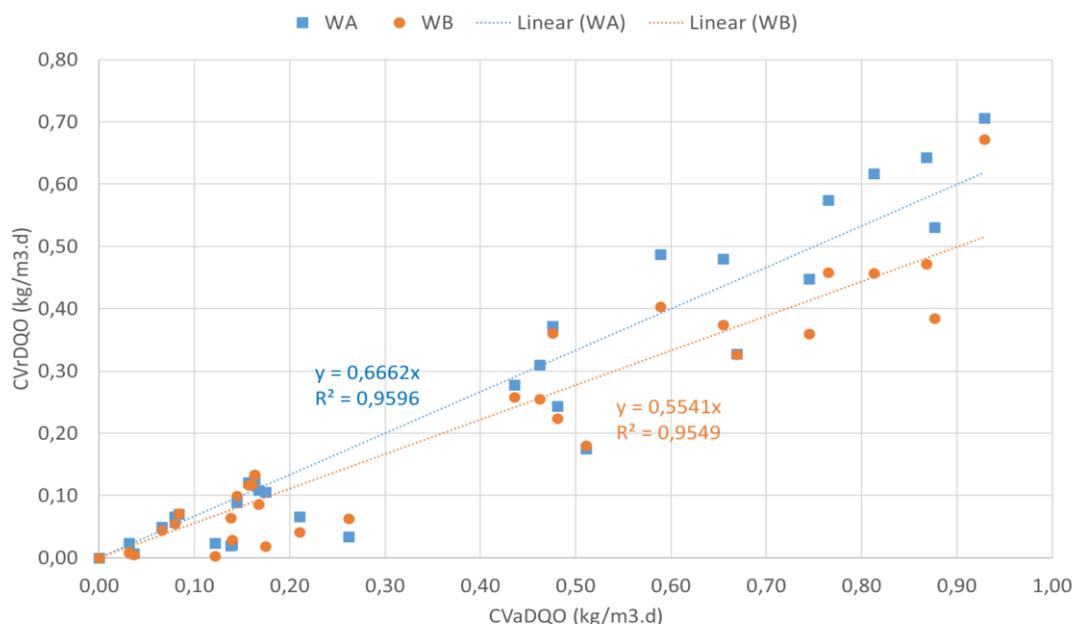


FIGURA 26: RELAÇÃO ENTRE AS CARGAS VOLUMÉTRICAS APLICADA E REMOVIDA NOS MÓDULOS A E B DO WETLANDS FRANCÊS

Molle et al. (2005) constataram eficiências de remoção de DQO foram superiores à desse trabalho em sistemas de wetland francês, chegando a 82% para os primeiros estágios dos sistemas avaliados. Da mesma maneira, uma eficiência de remoção de DQO de esgoto sanitário de 83% em um sistema de wetlands francês similar ao desta pesquisa foi relatada por Celis (2015).

Nessa pesquisa as eficiências médias de remoção de DQO que foram de 58% no WA e 49% no WB (Figura 23), o que pode ser atribuído às condições operacionais exigentes a que os dois módulos de WF foram submetidos. No estudo de Celis (2015) o número de bateladas e a taxa de aplicação hidráulica superficial eram bem inferiores aos desta pesquisa. As melhores eficiências de remoção de DQO ocorreram quando a TASH foi $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, o que vem a ser um valor bem próximo do recomendado pela Wetlands Brasil para dimensionamento deste tipo de processo.

As eficiências máximas de remoção de DQO observadas no período completo dessa pesquisa estão apresentadas na Tabela 11, e estão em conformidade aos resultados encontrados por Molle et al. (2005) e Celis (2015) (Tabela 11).

TABELA 11: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DQO.

Unidade de coleta	N° dados	Eficiências de Remoção DQO				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Wetland A	32	13%	58%	64%	84%	23%
Wetland B	32	2%	49%	53%	86%	22%

5.2.6) DBO

A Figura 27 e Tabela 12 representam os resultados de remoção de DBO durante o período de operação do WF.

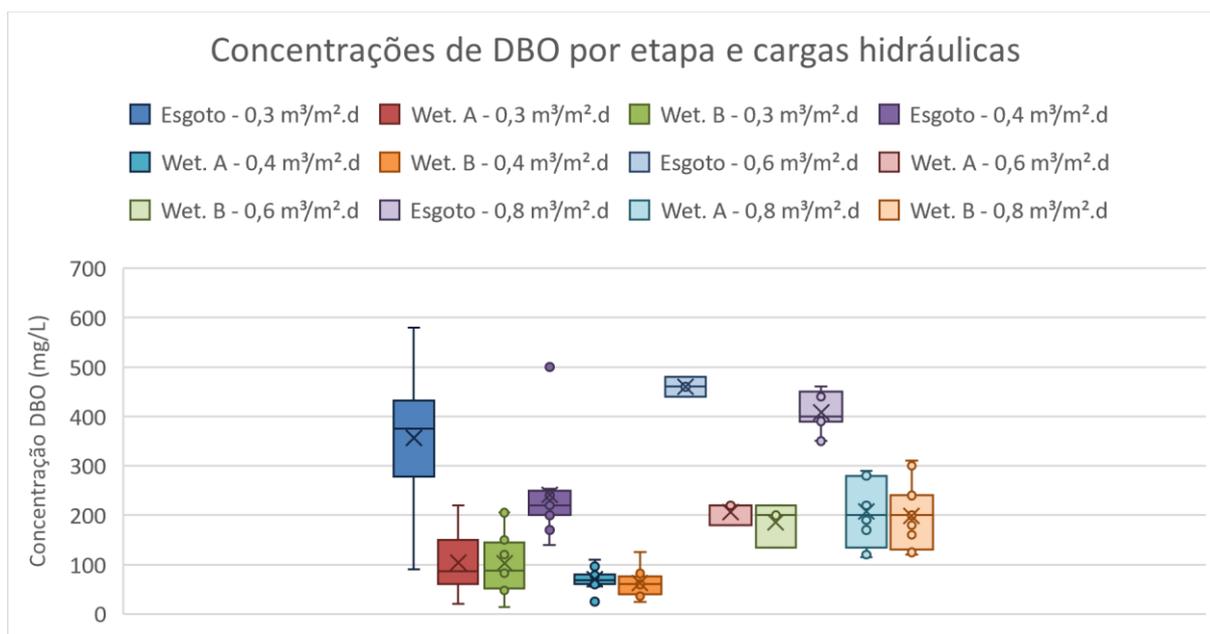


FIGURA 27: BOX PLOT DAS CONCENTRAÇÕES DE DBO NO PERÍODO DO ESTUDO.

TABELA 12: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE DBO AFLUENTE E EFLUENTE TRATADO DO SISTEMA DE WF.

TASH (m³/m².d)	N° dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	39	90,0	344,1	380,0	580,0	117,2	20,0	123,9	96,0	290,0	75,2	14,0	119,2	110,0	310,0	74,5
0,3	13	90,0	343,8	370,0	580,0	131,1	20,0	100,2	80,0	220,0	59,5	14,0	99,6	85,4	205,0	59,7
0,4	12	140,0	256,6	227,5	500,0	105,6	25,0	71,5	69,0	110,0	21,9	25,0	61,6	60,0	125,0	26,5
0,6	4	400,0	445,0	450,0	480,0	34,2	45,0	166,3	200,0	220,0	83,0	110,0	166,3	167,5	220,0	52,2
0,8	10	350,0	409,0	400,0	460,0	40,1	115,0	200,5	195,0	290,0	67,0	120,0	195,0	190,0	310,0	67,6

A relação entre a TASH e a DBO nos efluentes dos módulos WA e WB foi semelhante à observada com relação à DQO. O aumento da TASH, e a consequente diminuição do tempo de detenção hidráulica, provocaram um aumento gradual da DBO nos efluentes tratados. As eficiências de remoção de DBO foram em média de 64% e 66% nos WA e WB respectivamente. Cumpre ressaltar que a remoção mínima exigida pela resolução CONAMA 430 para o lançamento do efluente de uma estação de tratamento de esgoto é de 60%. Outra exigência desta resolução é uma concentração máxima de 120 mgDBO/L no efluente tratado, valor obtido marginalmente nos efluentes dos módulos WA (124 mg/L) e WB (119 mg/L), como indica a Tabela 12.

No entanto, ao se avaliar a relação entre a eficiência de remoção de DBO e a taxa de aplicação hidráulica superficial, observou-se que durante as aplicações de 0,3 e 0,4 m³/m².d as eficiências médias foram de 72%, sendo 71% no WA e 72% no WB e concentração 103 mg/L em 0,3 m³/m².d, que se repetiu em 0,4 m³/m².d (70% em WA, 74% em WB e concentração 66 mg/L). Já sob TASH variando entre 0,6 e 0,8 m³/m².d, a qualidade dos efluentes de WA e WB não alcançou os padrões exigidos, pois as eficiências médias de remoção de DBO foram de 54 e 49%, respectivamente (Figura 28).

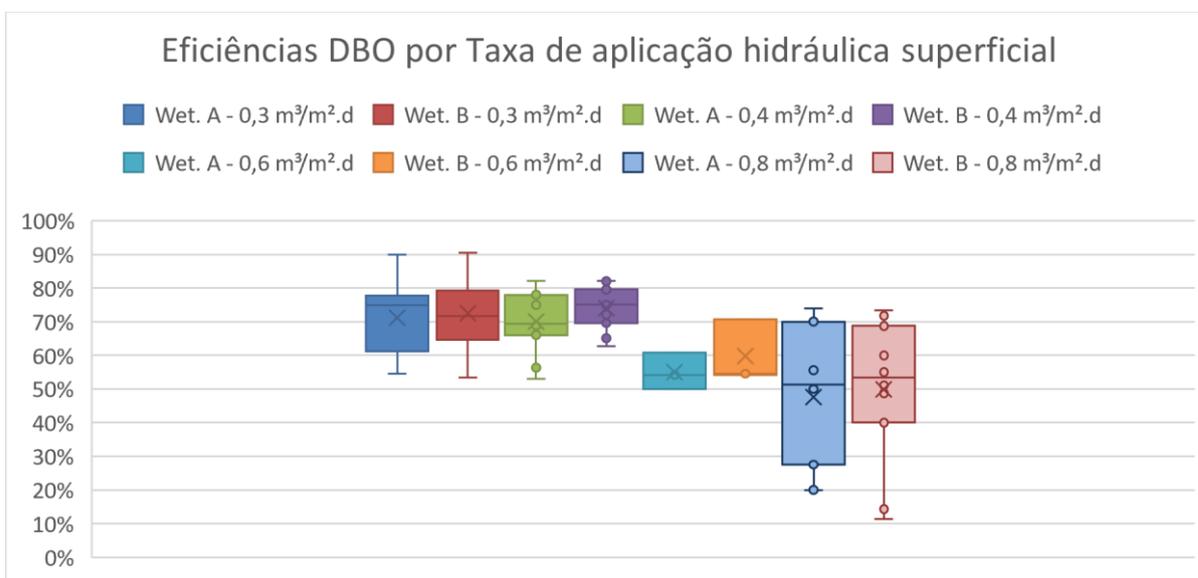


FIGURA 28: BOXPLOT DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO POR RECIPIENTE POR TAXA DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA SUPERFICIAL APLICADA NO WF.

A queda de desempenho do processo ao longo do tempo desta pesquisa está bem ilustrada na Figura 29. Em realidade, esta queda de desempenho deve ser atribuída

à estratégia experimental, baseada no aumento paulatino da TASH no decorrer da pesquisa. As maiores eficiências de remoção de DBO foram observadas no período com TASH = 0,4 m³/m².d, superando 80% nos dois módulos nos melhores desempenhos.

Moraes (2012) relatou eficiências médias superiores às encontradas nesta pesquisa, atingindo consistentemente valores da ordem de 80%. A eficiência média de remoção de DBO na maior estação de wetlands do mundo em um período de 10 anos, de acordo com Weedon (2010), atingiu o impressionante valor de 99%. Estes resultados indicam que um sistema estável e bem dimensionado pode alcançar eficiências médias de remoção de DBO superiores dos sistemas mecanizados mais complexos, como por exemplo os lodos ativados da ETE Toninhas em Ubatuba (SP), operada pela SABESP (Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo. Segundo Oliveira e Gomes (2021), esta ETE alcança 95% de remoção de DBO, como indica o relatório de junho de 2021 da mesma empresa.

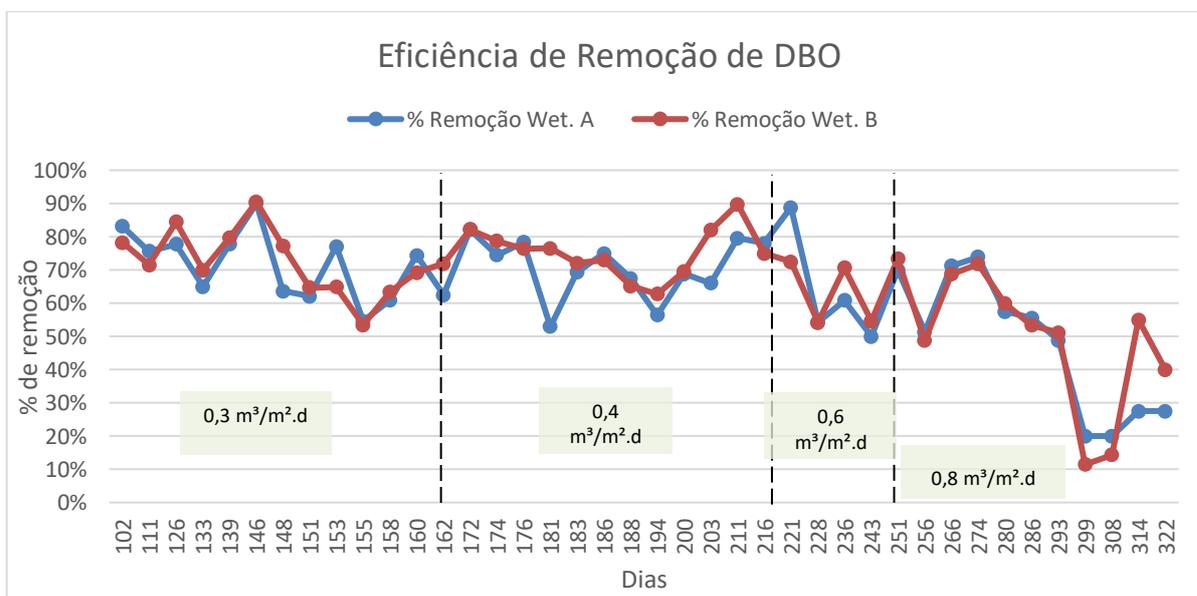


FIGURA 29: PROGRESSO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO PARA CADA RESERVATÓRIO.

A relação entre as cargas volumétricas aplicadas (CVaDBO₅) e removidas (CVrDBO₅) nos módulos WA e WB ilustram uma maior eficiência do processo quando as CVaDBO atingem no máximo 0,20 kgDBO/m³.d. A partir desse valor se observa uma dispersão dos resultados, marcada por resultados bem ruins para as CVaDBO iguais ou superiores a 0,35 kg/m³.d (Figura 30).

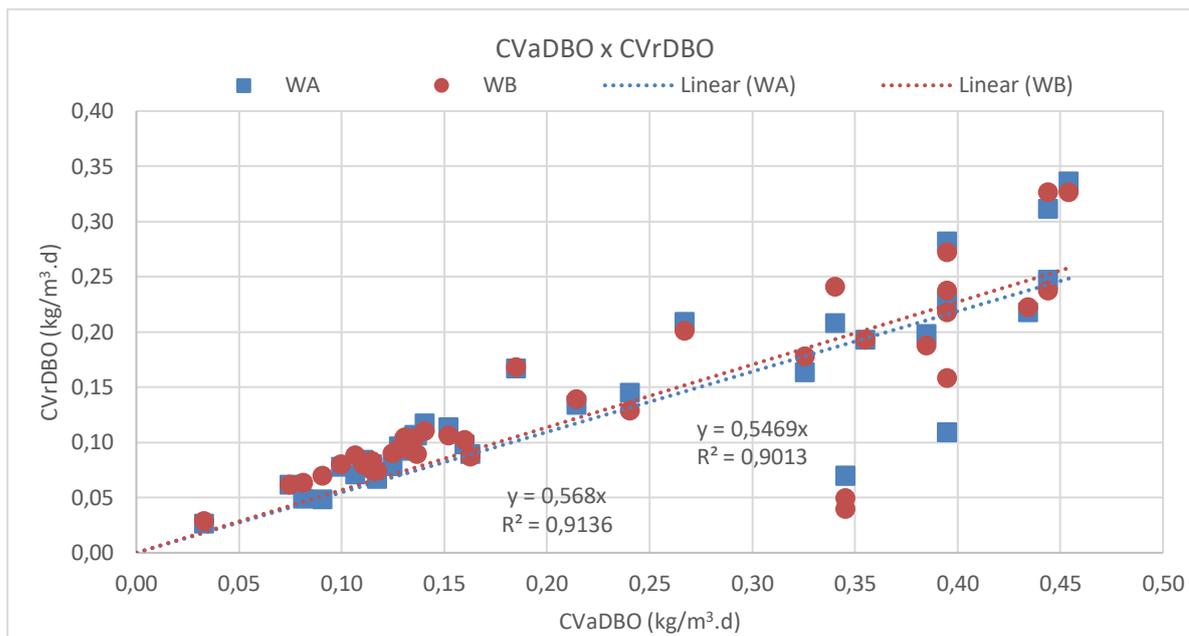


FIGURA 30: RELAÇÃO ENTRE A CVADBO E A CVRDBO NOS DOIS MÓDULOS DO WF.

De qualquer maneira, a Tabela 13 indica que o desvio padrão foi relativamente pequeno, indicando estabilidade de desempenho do processo na remoção de DBO. Os resultados da análise de variância (ANOVA) também indicam que não há diferença sigficativa de desempenho entre os WA e WB, mesmo com a variação da TASH de 0,3 m³/m².d (p=0,78) até 0,8 m³/m².d (p=0,81).

TABELA 13: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE DBO.

Unidade de Coleta	Quantidade de dados	Eficiência de remoção de DBO				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Wetland A	39	20%	65%	67%	90%	16%
Wetland B	39	11%	67%	71%	91%	16%

5.2.7) Nitrogênio

As Tabelas 14 e 15 apresentam respectivamente as estatísticas descritivas de nitrogênio total (NTK) e nitrogênio amoniacal deste trabalho para o período de estudo. Vale ressaltar que os resultados encontrados incluem o período inicial de adaptação do sistema (0,1 m³/m².d) e da operação durante a taxa hidráulica de 0,3 m³/m².d.

TABELA 14: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE NTK NA ENTRADA E SAÍDA DO WF.

Unidade de Coleta	Quantidade de dados	Concentrações de NTK (mg/L)				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Esgoto Bruto	22	1,12	38,5	32,0	199,4	38,5
Wetland A	22	0,3	16,0	15,0	40,0	10,4
Wetland B	22	0,3	18,0	21,0	40,0	11,2

TABELA 15: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE NITROGÊNIO AMONIACAL NA ENTRADA E SAÍDA DO WF.

Unidade de Coleta	Quantidade de dados	Concentrações de N-NH ₄ ⁺ (mg/L)				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Esgoto Bruto	14	1,1	16,4	16,7	27,7	9,3
Wetland A	14	0,6	6,1	6,7	12,6	3,7
Wetland B	14	0,3	7,2	7,6	14,0	4,5

Embora o piloto constitua apenas o primeiro estágio de um wetlands francês, observou-se uma eficiência superior a 50% na remoção de NTK e N-NH₄⁺ do esgoto. Conclui-se que, mesmo sob condições rigorosas em termos de carga orgânica, o que não favorece o desenvolvimento da biota nitrificante no processo, as macrófitas exerceram importante papel na remoção dos compostos nitrogenados. Não obstante, não foi possível identificar se esta remoção ocorreu devido à desnitrificação ou à assimilação, uma vez que não foram realizadas análises das formas oxidadas de Nitrogênio.

Em relação ao estudo de Moraes (2012), a concentração média e a eficiência de remoção de NTK foram maiores (Tabela 16). O mesmo pode ser afirmado com relação à eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal (56%). Os resultados deste estudo a respeito da remoção de Nitrogênio amoniacal e NTK também foram melhores do que os de Celis (2015), que relatou uma eficiência média de remoção de NTK de apenas 29%. Mello (2016) estudou o efeito de diferentes condições hidráulicas aplicadas em sistemas de wetlands verticais, algumas das quais semelhantes às deste trabalho (TDH = 72h). A maior parte das eficiências de NTK encontradas no efluente tratado naquele estudo são menores (47%) que os desta pesquisa.

TABELA 16: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE NTK.

Unidade de Coleta	Quantidade de dados	Eficiência de remoção de NTK				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Wetland A	22	6%	56%	57%	82%	19%
Wetland B	22	6%	50%	45%	94%	23%

TABELA 17: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE N-NH₄⁺.

Unidade de Coleta	Quantidade de dados	Eficiência de remoção de N-NH ₄ ⁺				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Wetland A	14	21%	61%	64%	78%	17%
Wetland B	14	12%	57%	56%	89%	18%

Todas as amostras coletadas no WF durante toda pesquisa apresentaram concentrações médias N-NH₄⁺ iguais ou inferiores a 20 mg/L, conforme estabelece a Resolução CONAMA nº 430 para lançamento de efluentes. As Figuras 31 e 32 representam as variações de concentrações de NTK e N-NH₄⁺ durante o período em que o WF foi operado sob uma TASH de 0,3 m³/m².d, que foi o período em que foi possível realizar as análises devido problemas com os equipamentos.

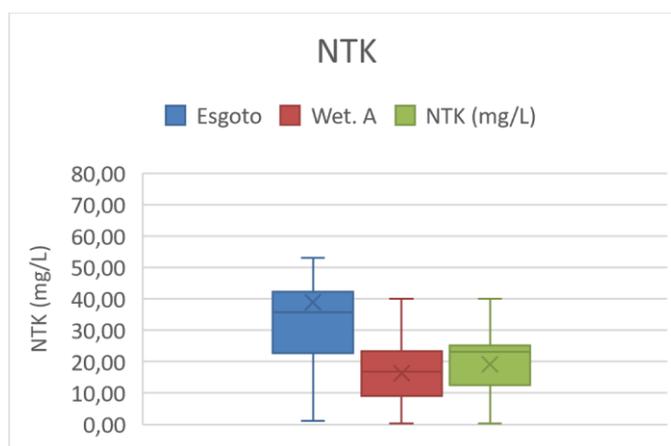


FIGURA 31: BOXPLOT DE NTK NA ENTRADA E NA SAÍDA DO WF.

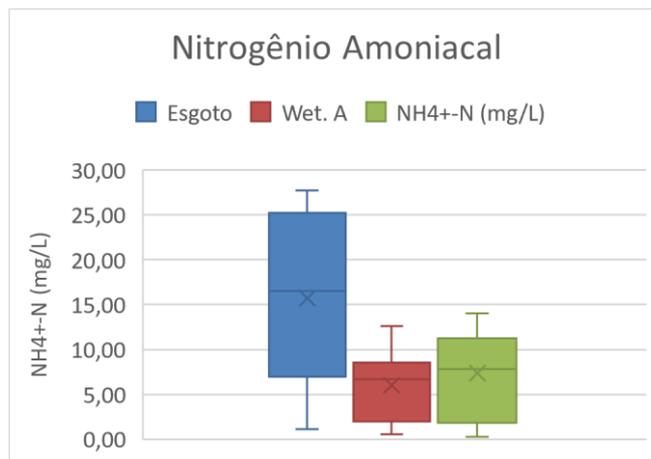


FIGURA 32: BOXPLOT DE NITROGÊNIO AMONICAL NA ENTRADA E NA SAÍDA DO WF.

A relação entre as cargas volumétricas aplicadas e removidas nos módulos WA e WB ilustram uma eficiência constante do processo quando as CV_{aNTK} atingem valores próximos de $0,01 \text{ kgNTK/m}^3 \cdot \text{d}$ (Figura 33). Já a relação entre as cargas volumétricas aplicadas e removidas nos módulos WA e WB ilustram uma eficiência constante do processo quando as $CV_{aN-NH_4^+}$ atingem valores próximos de $0,003 \text{ kg N-NH}_4^+/\text{m}^3 \cdot \text{d}$ (Figura 34), a partir desse valor percebe-se uma dispersão e as eficiências passaram a oscilar.

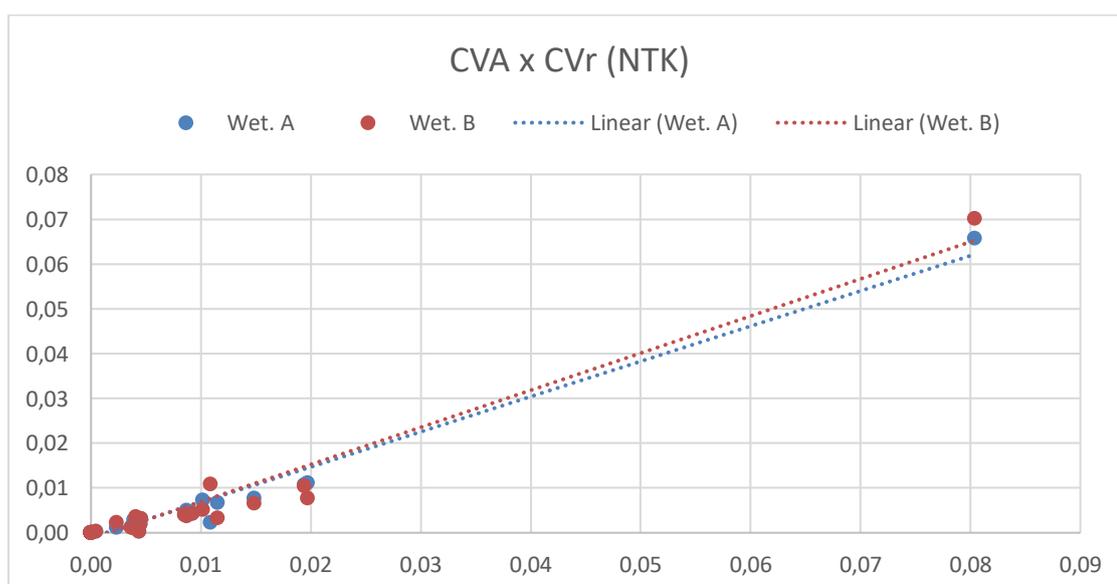


FIGURA 33: RELAÇÃO ENTRE A CV_{aNTK} E A CV_{rNTK} NOS DOIS MÓDULOS DO WF.

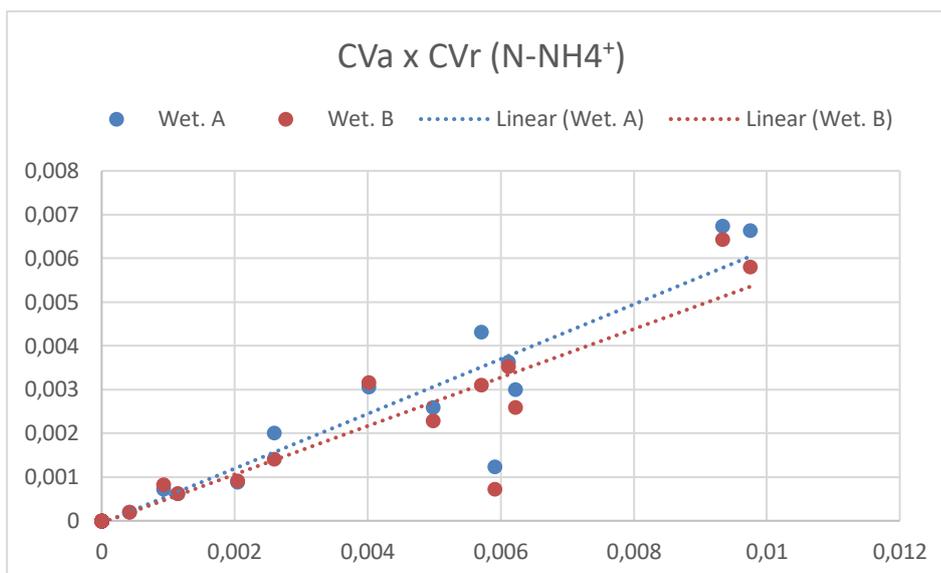


FIGURA 34: RELAÇÃO ENTRE A CVA N-NH₄⁺ E A CVR N-NH₄⁺ NOS DOIS MÓDULOS DO WF.

Trein et al. (2019) avaliaram o desempenho do primeiro estágio de um wetland francês operando sob condições climáticas tropicais há 10 anos. Eles compararam o desempenho de um dos módulos cuja camada de lodo fora recém removida com outro cuja camada seguia intacta. As médias de remoção foram semelhantes às encontradas neste estudo, perfazendo 60% (NTK) e 55% (N-NH₄⁺) no módulo com lodo e 63% (NTK) e 54% (N-NH₄⁺) no módulo sem lodo. Molle et al. (2005) catalogaram resultados das eficiências encontradas em diversas ETEs, encontrando eficiências de remoção de NTK entre 53 a 66% nos primeiros estágios das estações avaliadas, o que também se aproxima das encontradas nesta pesquisa. Já Molle et al. (2015) avaliaram também adaptações ao primeiro estágio do mesmo sistema operado por 9 anos em clima tropical, utilizando uma vegetação semelhante à deste estudo (*Typha angustifolia*), relatando eficiência média de 90% no módulo com profundidade de 80 cm de meio suporte.

5.2.8) Fósforo

Von Sperling et al. (2018) indicam que, em média, para o primeiro estágio de sistemas de wetlands construídos do modelo clássico francês a remoção de fósforo total é menor que 20%, porém, neste estudo houve performance superior e com tendência de evolução ao passar do tempo. Apesar de não existir na legislação brasileira um padrão específico para condições de lançamento do fósforo, alguns dos órgãos

estaduais de meio ambiente, como a COPAM (Conselho Estadual de Políticas Ambientais) em Minas Gerais, na Deliberação Normativa Conjunta de Maio de 2008, limitam concentração de 0,05 mg/L como condição de lançamento a depender do regime aquático.

As concentrações médias de fósforo total do esgoto bruto tiveram concentrações entre 7,8 e 37,8 mg/L, com média de 16,86 mg/L. Nos efluentes tratados as concentrações de P total variaram de 3,56 a 23,40 mg/L no WA e de 4,8 a 23,87 mg/L no WB (Tabela 18 e a Figura 34).

Já as concentrações médias de ortofosfato foram de 11,6 mg/L no esgoto bruto, obteve 9,0 mg/L no efluente do WA e 9,5 mg/L no efluente do WB (Tabela 19 e a Figura 36). Em geral, a eficiência de desfosfatação variou pouco ao longo de toda a pesquisa, sendo a maior eficiência a observada no período sob TASH = 0,6 m³/m² (Figura 37).

TABELA 18: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE FÓSFORO TOTAL AFLUENTE E EFLUENTE TRATADO DO SISTEMA DE VFCW PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TASH (m ³ /m ² .d)	N° dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	45	7,8	16,9	16,6	37,8	6,0	3,6	11,5	11,6	23,4	4,4	4,8	12,3	12,6	23,9	3,9
0,3	15	9,0	15,0	14,2	20,9	4,6	3,7	10,8	11,1	17,2	4,1	5,7	11,2	11,2	17,3	3,6
0,4	7	14,3	20,0	18,7	31,4	5,4	10,8	14,5	13,5	23,3	4,1	12,2	15,9	13,7	23,9	4,0
0,6	3	19,4	20,0	20,2	20,5	0,6	10,4	12,9	12,6	15,8	2,7	12,8	14,1	13,9	15,6	1,4
0,8	10	13,2	20,6	18,2	37,8	8,0	8,6	12,7	12,0	23,4	4,9	11,7	14,2	13,1	20,7	2,7

TABELA 19: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE FÓSFORO DISSOLVIDO AFLUENTE E EFLUENTE DO SISTEMA DE VFCW PARA O PERÍODO COMPLETO DA PESQUISA.

TASH (m ³ /m ² .d)	N° dados	Esgoto bruto					Efluente do Wetland A					Efluente do Wetland B				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.	Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desv. Pad.
Geral	38	5,2	11,6	11,1	18,6	2,9	2,5	9,0	8,7	15,6	2,5	4,3	9,5	9,6	17,4	2,5
0,3	15	7,7	10,7	10,5	13,7	1,9	4,7	8,5	8,4	12,5	2,0	4,7	9,0	8,7	12,3	1,9
0,4	7	10,0	14,0	12,9	18,6	3,4	8,2	10,9	10,3	15,6	2,4	9,6	11,4	10,6	17,4	2,7
0,6	4	5,2	10,2	10,1	15,2	4,2	3,7	7,0	7,4	9,4	2,5	4,3	7,4	6,7	12,1	3,4
0,8	9	8,1	10,8	10,6	15,8	2,3	7,9	8,9	8,4	11,6	1,2	7,8	9,3	8,9	10,7	1,1

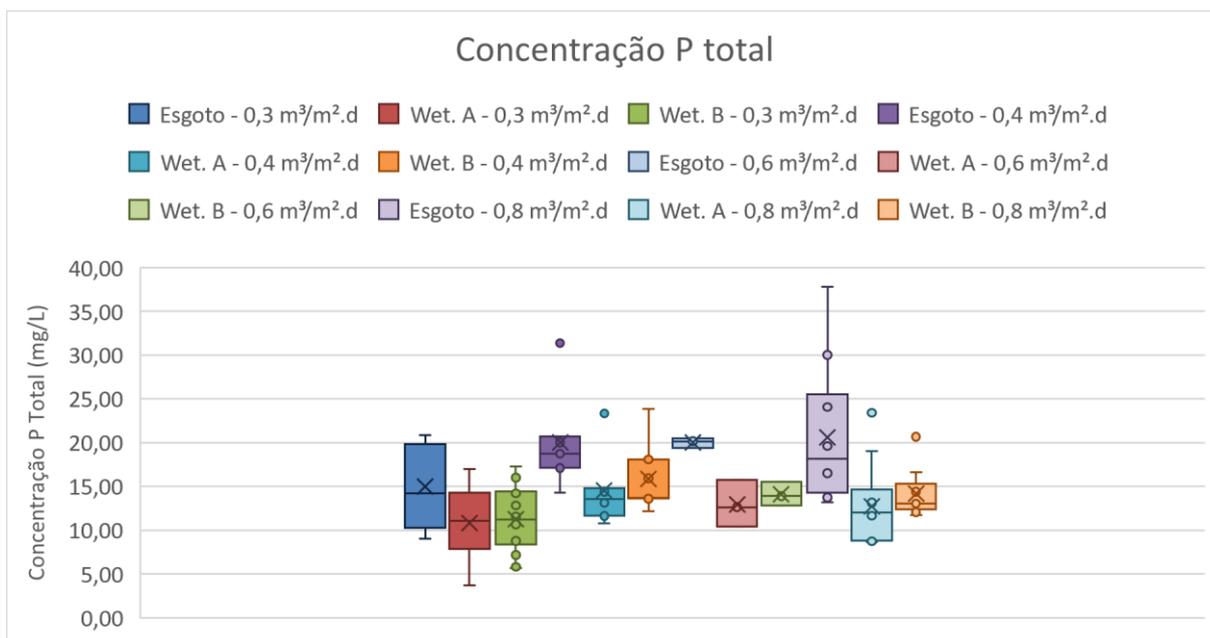


FIGURA 35: BOXPLOT DE FÓSFORO TOTAL NOS EFLUENTES DOS MÓDULOS WA E WB SOB DIFERENTES VALORES DE TASH.

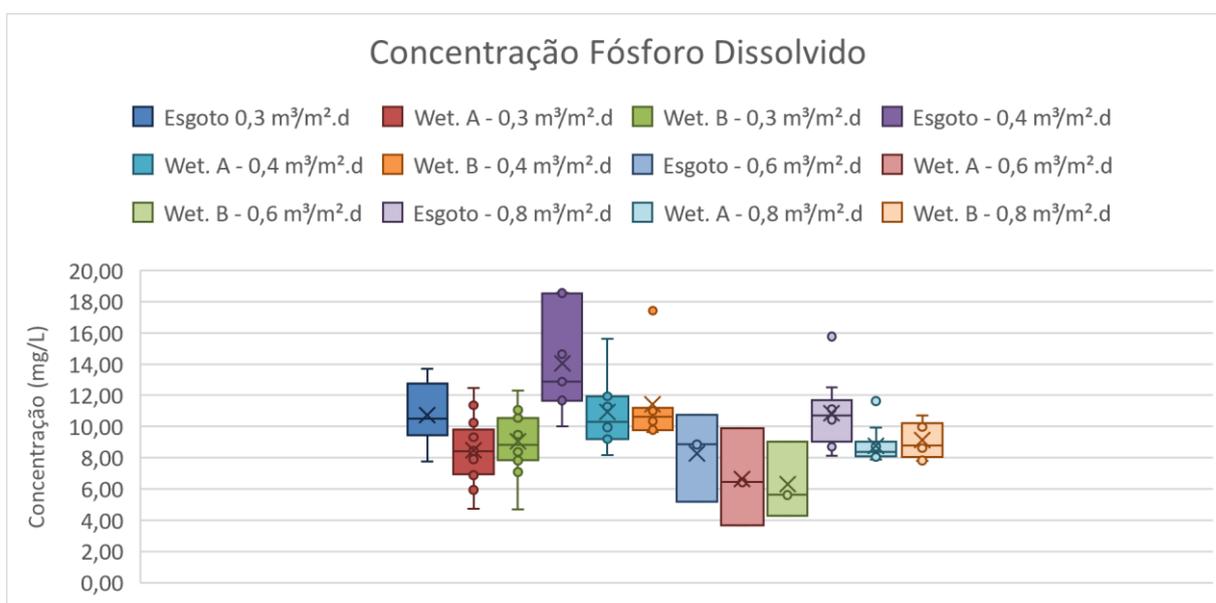


FIGURA 36: BOXSPLOT DE FÓSFORO DISSOLVIDO NOS EFLUENTES DOS MÓDULOS WA E WB SOB DIFERENTES VALORES DE TASH.

As eficiências médias de remoção de fósforo total foram 31% e 25% nos módulos WA e WB, respectivamente, sendo melhores que as médias nacionais mencionadas por Von Sperling e Sezerino (2018).

Durante o período de aplicações da taxa superficial de 0,3 m³/m².d, a eficiência de remoção de fósforo foi de 27%, sendo 28% no WA e 25% no WB. Esta eficiência

média caiu para 23% no período sob TASH de $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, atingindo 27% no WA e 20% no WB. Sob a TASH de $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a eficiência de remoção de fósforo total foi de 32% (35% no WA e 29% no WB), tendo sido neste período que se observou o estabelecimento da camada de lodo em ambos os módulos do WF. Já para TASH = $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, a remoção de fósforo total foi de 31% (35% em WA e 26% em WB).

O lodo estabilizado na superfície dos leitos podem ter sido um ponto de influência nos resultados de remoção de fósforo total, pois como indica Kim et al. (2015), a concentração de P Total na camada de lodo foi maior que a encontrada nos sólidos suspensos do esgoto doméstico, indicando que outros materiais na composição sólida foi degradada e extraída das partículas, enquanto o fósforo se manteve depositado, dando a concluir que a biodegradação e a mineralização da matéria orgânica foi considerada primordial. As Figuras 37 e 38 demonstram as séries históricas de remoção de P total e P-PO_4^{3-} ao longo do período desta pesquisa.

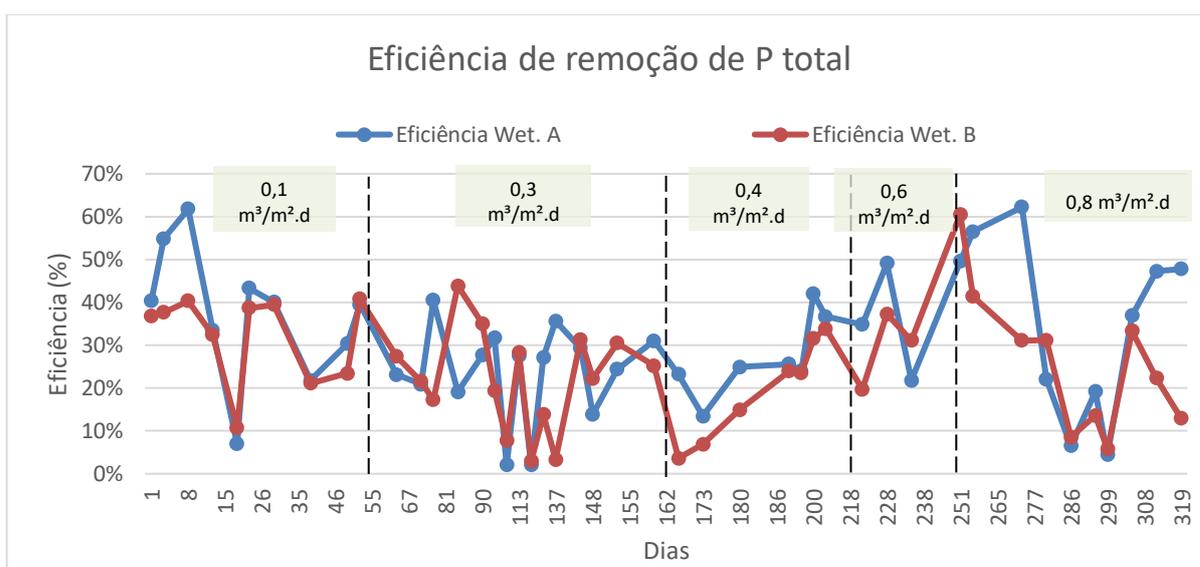


FIGURA 37: PROGRESSÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE FÓSFORO TOTAL.

A relação entre as cargas volumétricas aplicadas e removidas nos módulos WA e WB ilustram uma maior eficiência do processo quando as $\text{CVaP}_{\text{total}}$ atingem no máximo $0,01 \text{ kgP}_{\text{total}}/\text{m}^3.\text{d}$. A partir desse valor se observa uma dispersão dos resultados, marcada por resultados ruins para as $\text{CVaP}_{\text{total}}$ iguais ou superiores a $0,025 \text{ kg}/\text{m}^3.\text{d}$ (Figura 38).

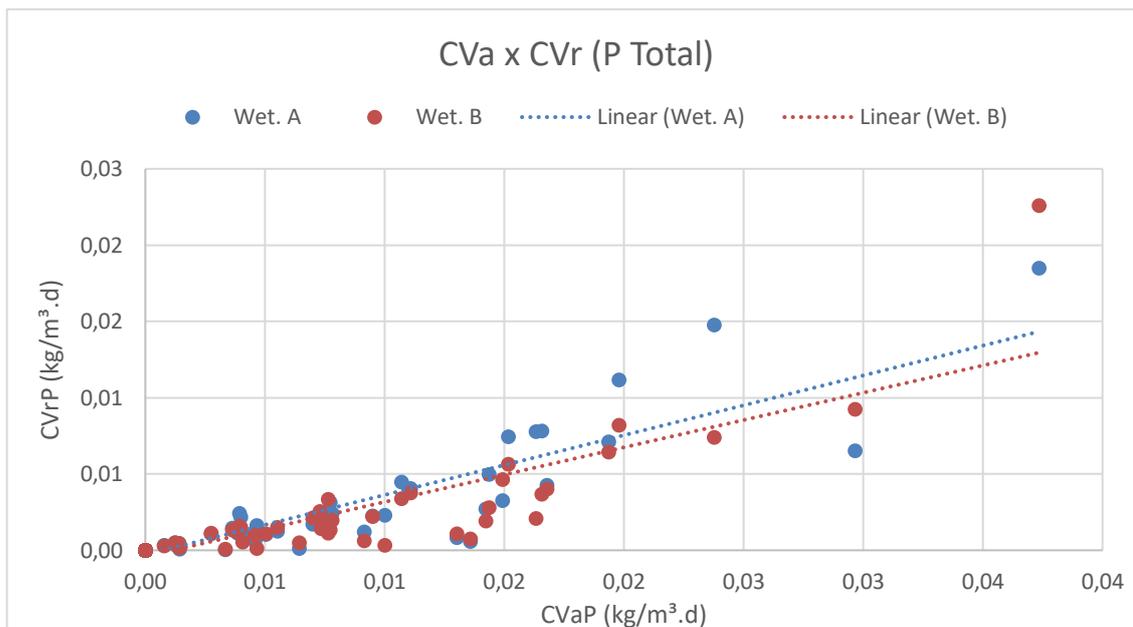


FIGURA 38: RELAÇÃO ENTRE A CVAP_{TOTAL} E A CVRP_{TOTAL} NOS DOIS MÓDULOS DO WF.

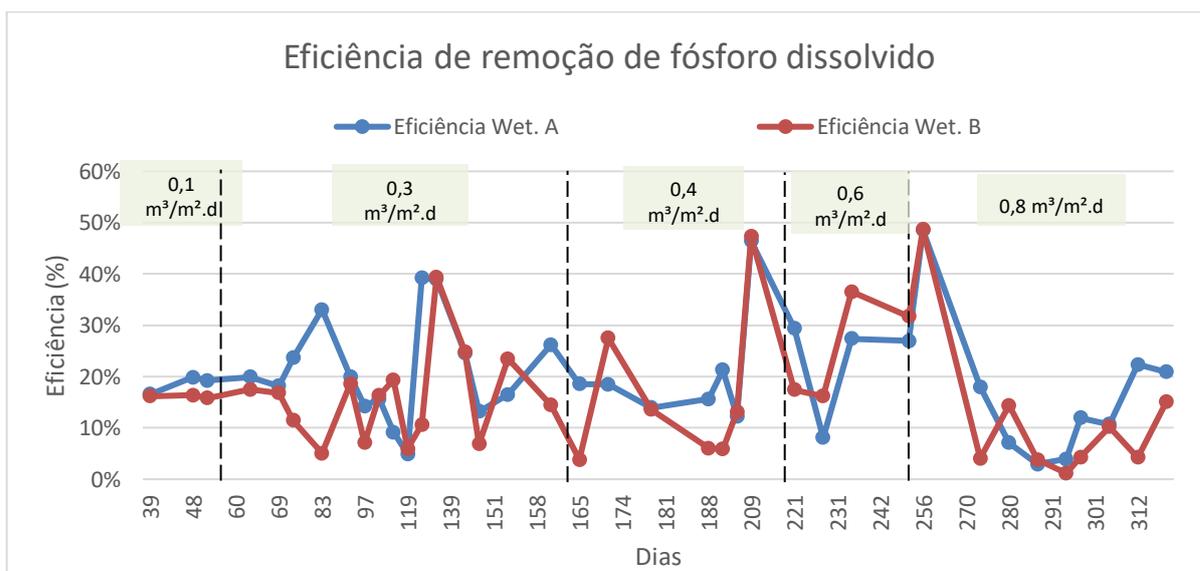


FIGURA 39: PROGRESSÃO DAS EFICIÊNCIAS DE REMOÇÃO DE FOSFATO NO SISTEMA DE VFCW.

A análise de variância indica não houve diferença significativa da desfosfatação nos módulos ($p=0,52$), embora seja perceptível a influência do aumento da TASH (até $0,6 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$) sobre a eficiência de remoção de fósforo.

O resultado das análises elementares das camadas de lodo acumuladas nos módulos WA e WB demonstraram grande concentração de elementos que possuem grande afinidade reativa com o fósforo, como cálcio e ferro, o que indica a provável formação de precipitados de fosfato de cálcio nas mesmas (Tabela 20).

Kim et al. (2015) observaram que, apesar de a camada de lodo ser composta majoritariamente de matéria orgânica, o fósforo se encontra geralmente nela na forma inorgânica. Ademais, o processo de biodegradação da matéria orgânica do esgoto promove um aumento relativo de P na camada de lodo, devido à liberação de fósforo ligado aos compostos biodegradáveis. Ainda segundo estes autores, o processo de mineralização da matéria orgânica na superfície do meio suporte pode ter proporcionado associações de P com o cálcio presente na água residuária, formando cristais do tipo hidroxiapatita.

TABELA 20: ANÁLISE ELEMENTAR DOS PRINCIPAIS COMPONENTES PRESENTES NAS CAMADAS DE LODO SUPERFICIAL NOS RESERVATÓRIOS WA E WB (EM %)

Elemento	Concentração (%)	
	Lodo Wet. A	Lodo Wet. B
Fe	36,69	41,34
Ca	27,87	29,59
Si	14,6	9,87
S	6,24	5,88
K	4,131	3,48
P	3,98	2,65
Zn	1,58	2,09
Ti	3,6	3,69
Mn	0,5	0,402
Cu	0,29	0,452
Sr	0,25	0,218
Zr	0,14	0,12
Cr	0,08	0,092
Rb	0,04	-
V	-	0,126

O sistema estudado por Mello (2016) obteve eficiências máximas de desfosfatação semelhantes a esta pesquisa, chegando em média a 27% de remoção fósforo total. A autora ainda concluiu que a eficiência na remoção de fósforo é diretamente relacionada com o tempo de detenção hidráulica atribuída ao sistema. Ainda, a presença ou não de plantas e a temperatura ambiente em que o sistema está instalado também são fatores influentes neste processo.

Na presente pesquisa, as variações de TASH não provocaram diferença significativa de eficiência entre os módulos WA e WB na remoção de fósforo total (sob uma TASH de $0,3 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, $p = 0,72$). Porém, diferença significativa ($p=0,07$) foi observada na remoção de ortofosfato, devido às muitas oscilações ocorridas desde o início da formação da camada de lodo na superfície no leito. Já sob TASH de $0,4 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$, não houve diferença de desempenho significativa entre os módulos, com valores de p igual a $0,22$ e $0,77$ para P total e P-PO_4^{3-} , respectivamente. A mesma avaliação de significância se repete para as taxas $0,6$ ($p=0,88$; $p=0,37$) e $0,8 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{d}$ ($p=0,88$; $p=0,61$), que não indicaram diferenças nas variâncias das eficiências do sistema. Moraes (2012) também obteve resultados semelhantes de estabilidade do sistema de wetlands francês, muito embora suas eficiências de remoção tenham sido superiores aos dessa pesquisa.

5.2.9) Coliformes Termotolerantes

As concentrações de coliformes termotolerantes encontrados no esgoto sanitário e nos efluentes dos módulos WA e WB são apresentados na Tabela 21. A concentração média encontrada no esgoto bruto é compatível com os valores publicados na literatura especializada (VON SPERLING, 2018).

TABELA 21: ESTATÍSTICA DESCRITIVA DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES PARA AS ETAPAS DO TRATAMENTO.

Unidade de coleta	Quantidade dados	Coliformes Termotolerantes (log UFC/100 ml)				
		Mínima	Média	Mediana	Máxima	Desvio Padrão
Esgoto Bruto	11	6,56	8,29	8,72	8,90	0,79
Wetland A	11	5,72	7,43	7,48	8,37	0,64
Wetland B	11	6,45	7,34	7,32	8,42	0,54

As remoções encontradas neste estudo se situaram entre 1 a 3 log UFC/100 ml nos dois módulos WA e WB. Assim, os efluentes de WA e WB apresentaram em média uma concentração de 7 log UFC/100mL. Moraes (2012) estudando um wetlands francês semelhante ao desta pesquisa, observou concentrações entre 7 e 9 log UFC/100 ml no efluente, inclusive em períodos chuvosos e secos.

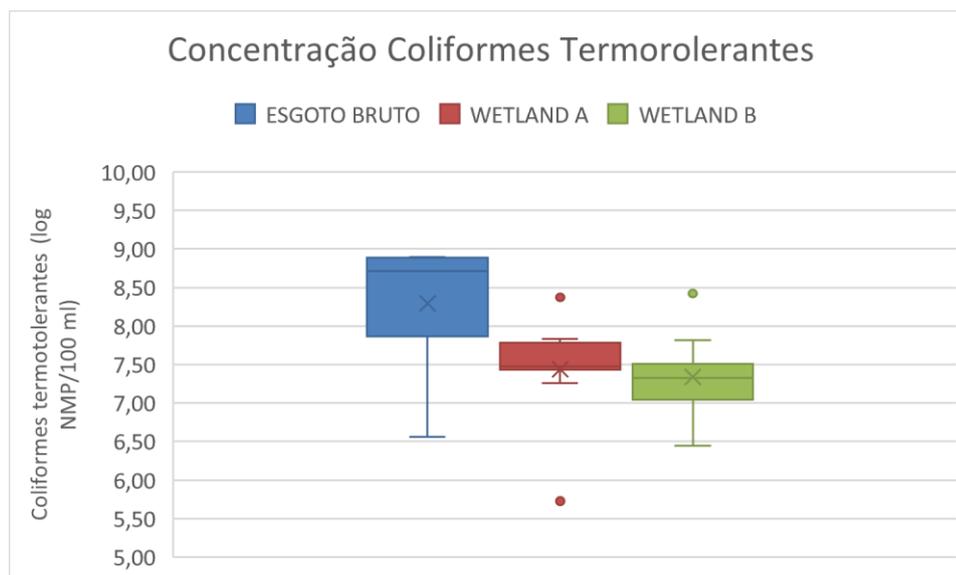


FIGURA 40: BOXSPLOT DAS CONCENTRAÇÕES DE COLIFORMES TERMOTOLERANTES.

Uma observação a ser destacada é que, apesar das reduzidas eficiências de remoção de coliformes termotolerantes nos módulos WA (11%) e WB (12%), trata-se apenas do primeiro estágio de um sistema do tipo wetlands francês. Porém, as concentrações dos efluentes ainda não atendem os parâmetros exigidos para água de reúso nem para lançamento segundo a NBR 13.969/97 da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT) (acesso em 8 de fev. 2022), onde o maior valor aceitável de coliformes termotolerantes é de 3,7 log/100 ml para reúso de classe 4.

Outro detalhe está na avaliação do desvio padrão das amostras (Tabela 21 e Figura 40), que demonstra ausência de diferença significativa no trabalho de ambos recipientes do tratamento, assim como também indicou a análise de variância com valor de p igual a 0,71.

5.3) DESENVOLVIMENTO DAS MACRÓFITAS

As taboas (*Typha dominguensis*) são plantas facilmente encontradas em regiões de açudes e brejos, e sua espécie é muito aplicada em wetlands construídos, por se adaptarem facilmente e suportarem grandes cargas hidráulicas e orgânicas.

A Figura 41 ilustra os módulos WB e WB do wetland francês com aproximadamente 20 dias de operação após as adaptações (30/10/2020 a 23/11/2020).



FIGURA 41: DESENVOLVIMENTO DA VEGETAÇÃO NO PERÍODO DE 30/10/2020 A 23/11/2020.

FONTE: PRÓPRIO AUTOR

A instalação do sombrite e a redução da TASH para $0,1 \text{ m}^3/\text{m}^2.\text{d}$ foram altamente benéficas para o desenvolvimento de pequenos brotos na superfície do meio filtrante, indicando sucesso da estratégia adotada. A partir do momento que se verificou a brotação intensa, passou a ser acompanhado o crescimento das plantas mensalmente (Tabela 22). Nesta tabela também está indicada a data em que ocorreu a poda da vegetação, que foi realizada com aproximadamente 180 dias de operação e a uma altura de 40 cm a partir da superfície do wetlands, conforme Sezerino et al. (2018). A relação percentual WB/WA indica em a diferença média de altura da vegetação em cada um dos módulos.

TABELA 22: ACOMPANHAMENTO DO CRESCIMENTO MÉDIO DA VEGETAÇÃO NOS SISTEMAS DE WETLANDS.

DATA	Wetland A	Wetland B	Relação WB/WA (%)
	Média (m)	Média (m)	
29/10/2020	0,35	0,20	-75%
23/11/2020	0,63	0,64	1%
23/12/2020	1,21	1,00	-21%
25/01/2021	1,47	1,65	11%
18/02/2021	1,97	2,21	11%
25/03/2021	0,40	0,40	0%
27/04/2021	0,70	0,98	12%
18/05/2021	1,67	1,96	21%
21/06/2021	1,79	2,28	22%
20/07/2021	2,45	2,71	10%

5.4) ANÁLISE DO CRESCIMENTO E DA CARACTERIZAÇÃO DA CAMADA SUPERFICIAL DE LODO

Como mencionado anteriormente, a camada de depósito de lodo passou a ser perceptível na superfície do leito após aproximadamente 100 dias de operação do sistema. As medições de espessura da mesma passaram a ocorrer quando em um dos módulos apresentou a superfície do meio granular ocupada parcial (a maior parte) ou completamente. Portanto, como indicado na Tabela 23, as médias das espessuras iniciais são nulas. A variação da espessura da camada de lodo foi diferente nos dois módulos, sendo mais acelerada no início no WA e ao final no WB (Figura 44). Houve uma nítida inflexão das duas curvas de evolução temporal a partir do 115º dia de monitoramento, quando a TASH foi aumentada para 0,8 m³/m².dia.

TABELA 23: MÉDIAS DAS MEDIÇÕES DAS ESPESSURAS DA CAMADA DE LODO EM WA E WB.

Taxa de aplicação hidráulica superficial (m ³ /m ² .d)	DATA	Wetland A	Wetland B
		Média (cm)	Média (cm)
0,3	19/02/2021	0	0
0,3	22/03/2021	0,1	0
0,4	15/04/2021	0,14	0
0,4	20/05/2021	0,34	0,04
0,6	14/06/2021	0,66	0,08
0,8	16/08/2021	0,87	1,4

De acordo com Von Sperling (2018) e Trein et al. (2019), a formação da camada de lodo é uma condição essencial para o bom desempenho de wetlands do tipo francês. Para Langergraber et al. (2019), a camada de lodo tem a função de distribuir melhor a carga hidráulica afluyente ao processo, por oferecer uma resistência ao escoamento que reparte a vazão sobre todo o meio granular, e de realizar a filtração de sólidos suspensos presentes no afluyente. Por se tratar de um estoque considerável de matéria orgânica e nutrientes, também permite a manutenção durante os períodos de repouso de condições nutricionais e de umidade importantes para a saúde das plantas.

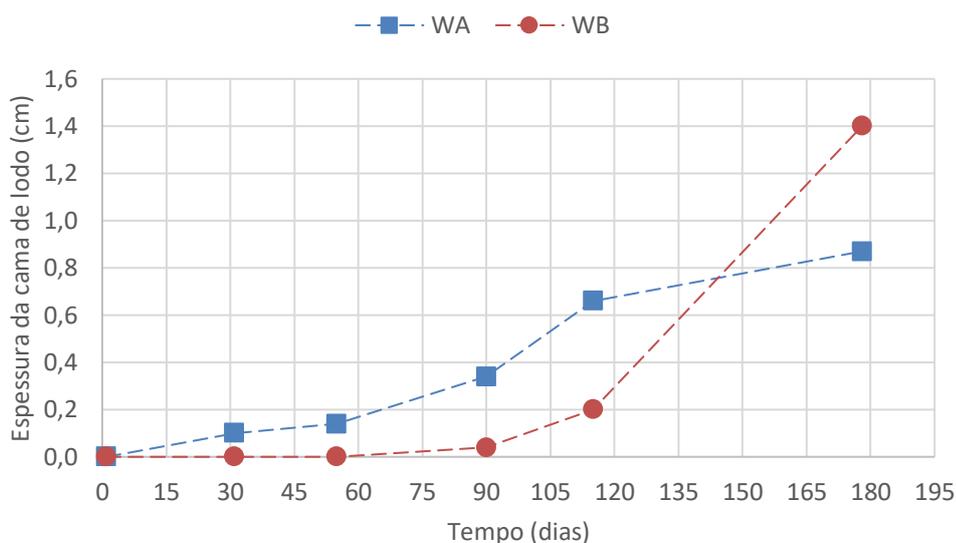


FIGURA 42: ESPESSURA DA CAMADA DE LODO PELO TEMPO.

É interessante notar que as macrófitas do WA cresceram mais rapidamente do que as do WB, e o seu crescimento no tempo se correlacionou linearmente com a evolução temporal da espessura da camada de lodo no mesmo módulo (Figura 45). Entretanto, esta correlação não foi observada no módulo WB, onde o crescimento das plantas ocorreu de forma assíncrona ao crescimento da espessura da camada de lodo. Conclui-se, portanto, que o crescimento das plantas não depende diretamente da formação da camada de lodo sobre a superfície dos módulos de wetlands verticais, mas sim de outros fatores ambientais e operacionais.

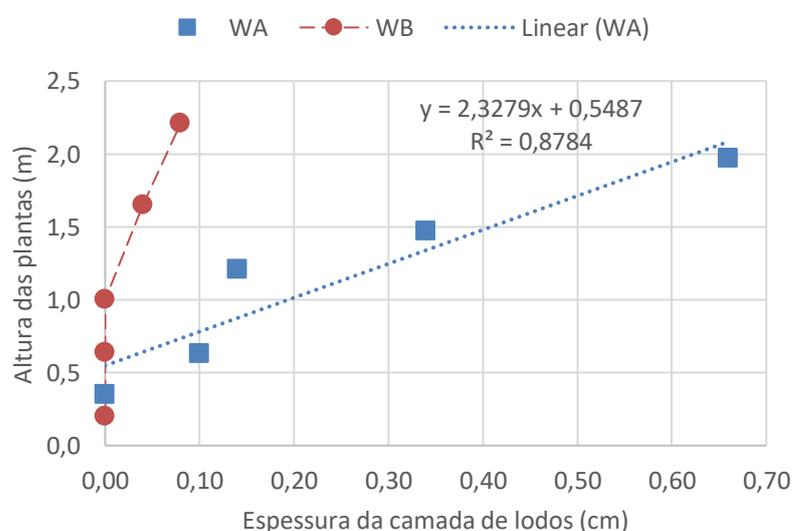


FIGURA 43: RELAÇÃO ESPESSURA DA CAMADA DE LODO COM ALTURA DA VEGETAÇÃO.

Outro aspecto importante a ser salientado é a função que a camada de lodo exerceu no tratamento do esgoto nos módulos WA e WB. A remoção de SST foi superior no WA sob as TASH de 0,3, 0,4 e 0,6 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, o que coincide com a maior espessura da camada de lodo nesse módulo com relação ao WB. Porém, sob as TASH de 0,8 $\text{m}^3/\text{m}^2.\text{d}$, o WB apresentou uma maior espessura da camada de lodo e foi mais eficiente na remoção de SS. Portanto, fica evidente o papel da camada de lodo com filtro retentor de partículas sólidas presentes no esgoto bruto. O mesmo tipo de tendência de remoção foi observado com relação ao parâmetro DQO, cujo resultado é fortemente influenciado pelo teor de SSV na água residuária. No entanto, as eficiências de remoção de DBO foram muito similares em todos os períodos operacionais dos dois módulos, dando conta de que a espessura da camada de lodo não influenciou o desempenho do processo neste quesito.

Molle et al. (2005) afirmam que a camada de lodo é parte importante da eficácia do processo biológico e tende a influenciar no aumento das taxas de remoção de DQO, SST e NTK. Afirmam ainda que a evolução temporal da espessura da camada de lodo não afeta drasticamente na capacidade hidráulica do wetland, devido à desestruturação mecânica da camada colmatante de lodo pela vegetação. Estes pesquisadores também ressaltam a influência climática sobre a formação da camada de lodo, cujo crescimento é mais lento em climas tropicais, como foi avaliado por eles na Guiana Francesa e o observado nesta pesquisa.

5.5) ANÁLISE POR MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV)

Com o intuito de ter um maior entendimento das atividades bioquímicas realizadas no sistema, foram identificadas algumas similaridades de partículas e colônias microbiológicas que implicam diretamente do tratamento realizado por um sistema de wetlands.

Um provável empecilho nesta avaliação foi a baixa taxa de desenvolvimento ou metabolismo específico de alguma bactéria, dificultando a identificação de uma espécie.

Foram encontradas partículas com morfologias de microplásticos, conforme essas comparadas com as pesquisas de Li et al. (2018) e Hu et al. (2019). Estas evidências confirmam que o esgoto da região estudada contém estes elementos em caráter de elementos traços. Figura 46 apresenta uma imagem do lodo do wetland A (WA) onde

estão identificadas os microplásticos citados. As partículas identificadas contêm entre 1 e 10 μm .

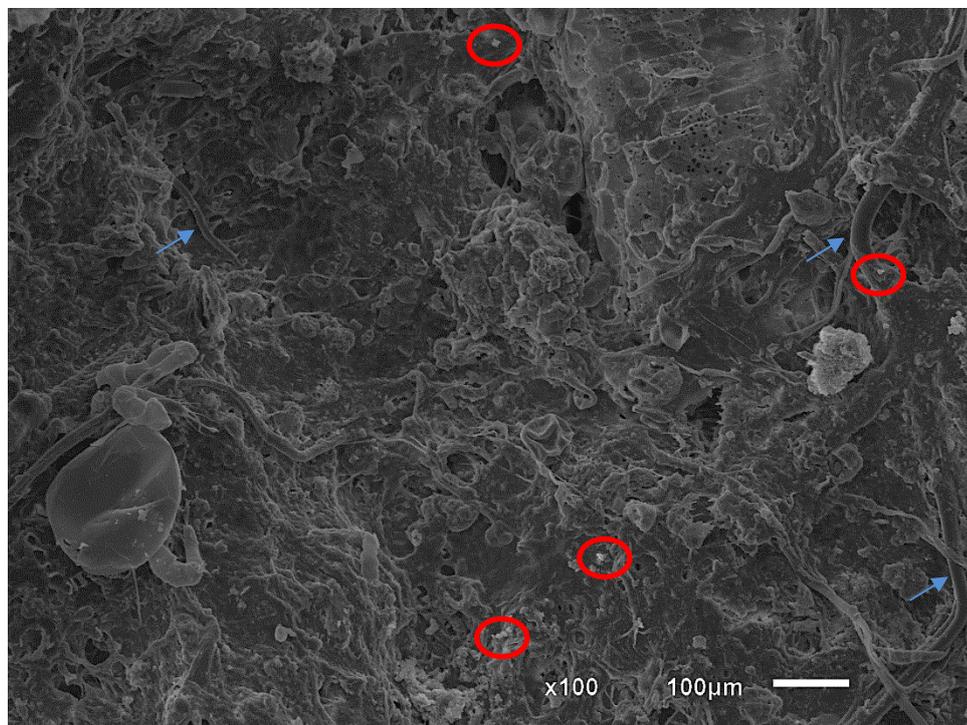


FIGURA 44: MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA (MEV) DO LODO DO WA.

Segundo Dezotti et al. (2017) e Koczan et al. (2011), através desta análise de MEV é possível observar que a estrutura e composição do biofilme é formado de inúmeros aglomerados microbianos arranjados em matrizes exopolissacarídeas. Dezotti et al. (2017) identificaram espécies de protozoários, minhocas e outras espécies de anelídeos, amebas, ciliatos, colônias de bactérias e microalgas. Já Zhang et al. (2021) identificaram que os principais microrganismos no lodo tinham a forma de cocos, bactéria em forma de bastonete curta, mas nenhuma bactéria filamentosa, entre as quais a forma de cocos era mais presente no lodo. Partículas minerais também foram encontradas nas amostras segundo os autores.

Foram observados diversos fragmentos que possuem similaridade com as estruturas morfológicas citadas pelos autores. Nas Figuras 47, 48 e 49, identifica-se essas composições.

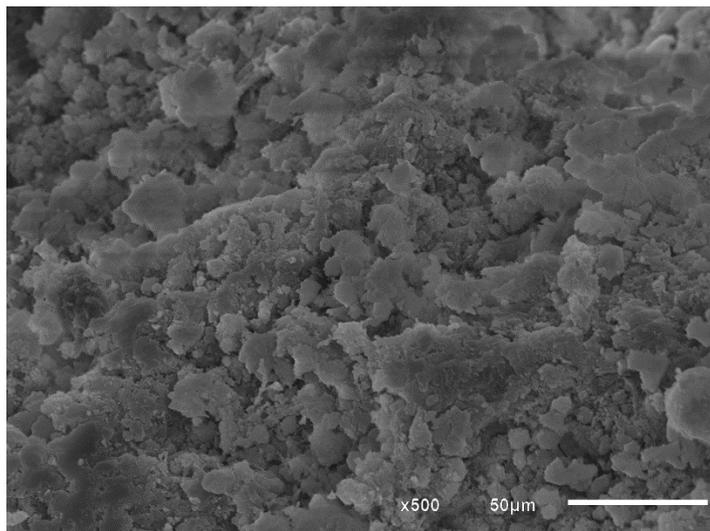


FIGURA 45: COLÔNIAS DE BACTÉRIAS NA MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA DO LODO WA.

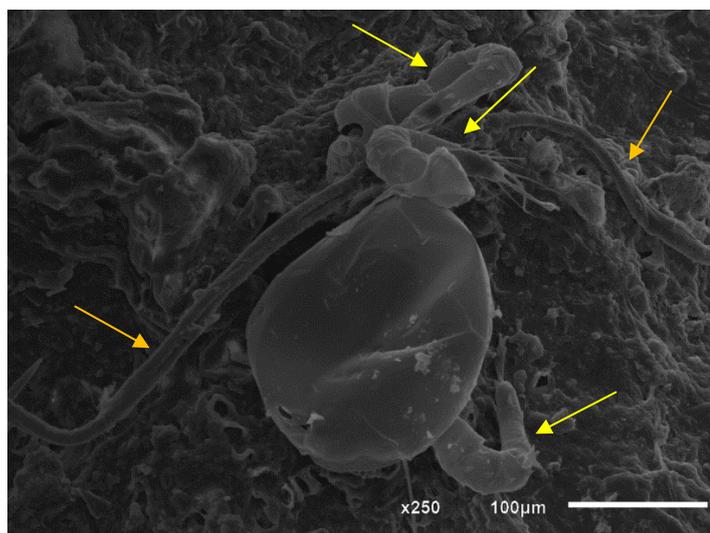


FIGURA 46: POSSÍVEIS FORMAS DE ANELÍDEOS ENCONTRADOS NA MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA DO LODO DO WA.

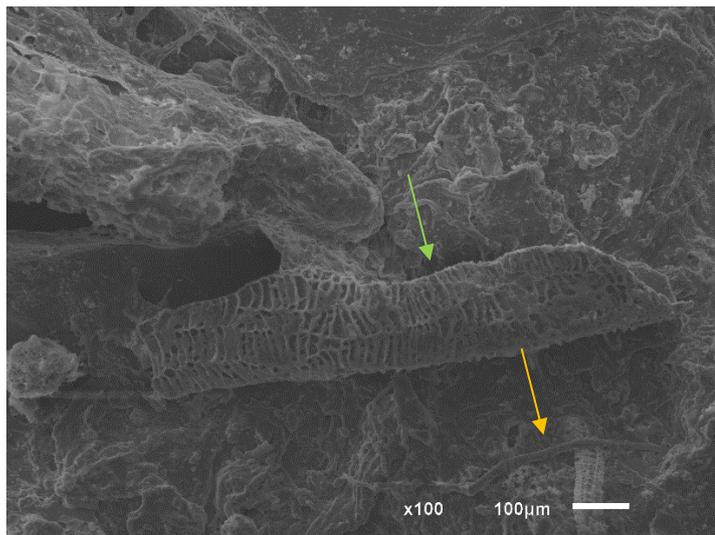


FIGURA 47: POSSÍVEL MINERAL CRISTALIZADO E ANELÍDEO NA MICROSCOPIA ELETRÔNICA DE VARREDURA DO LODO DO WB.

Em complemento às informações obtidas pelo MEV, foram realizadas também as análises de Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS), onde pode-se identificar alguns elementos químicos que corroboram com os resultados encontrados no FRX. Para esta análise, foram retiradas amostras da camada de lodo secas em temperatura ambiente por 3 dias.

As Figuras 50 e 51 apresentam esses resultados.

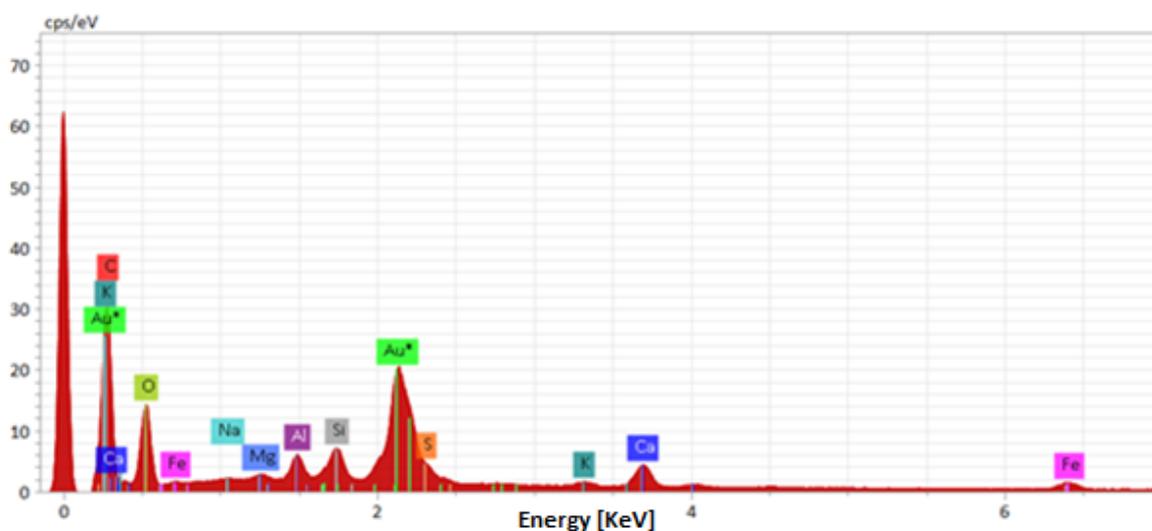


FIGURA 48: EDS DA AMOSTRA DE LODO DO WA.

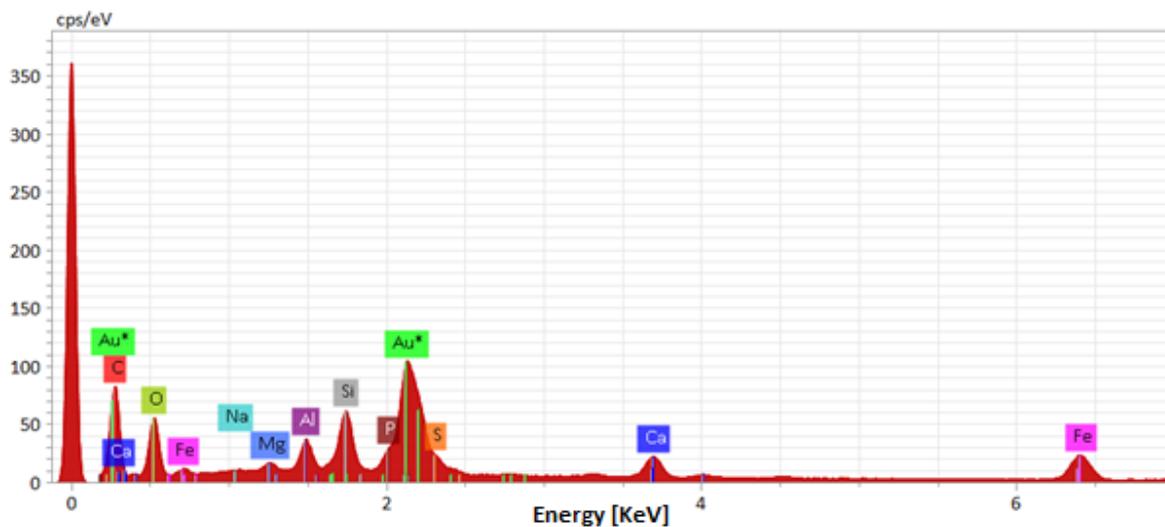


FIGURA 49: EDS DA AMOSTRA DE LODO DO WB.

Detectou-se a presença de fósforo (P) na camada de lodo do WB, o que não significa sua ausência no lodo acumulado em WA. A presença de elementos de cálcio e ferro indicam a probabilidade da formação de ligantes formados com fósforo, significando a importante função do biofilme.

6) CONCLUSÕES

O presente estudo avaliou o desempenho do primeiro estágio de um wetlands francês em escala piloto no tratamento de esgoto sanitário. O processo foi constituído por dois módulos de wetlands vertical e foi submetido a diferentes taxas superficiais hidráulicas de aplicação.

O processo foi eficiente na remoção de SS em 72%, DQO de 39%, e 74% de DBO na TASH de 0,4 m³/m².d, que é a taxa recomendada pela Wetlands Brasil.

O sistema obteve eficiência superior a 50% de N, tanto NTK quanto amoniacal, que se encontram em conformidade às médias para o primeiro estágio de wetlands modelo francês.

O mesmo processo não obteve a mesma eficácia para remoção de P e coliformes termotolerantes, mas já era esperado as eficiências alcançarem valores similares aos da literatura (menor ou igual a 20% para P e menor que 3 log para coliformes) devido à composição do meio granular que foi composto de brita, portanto, esse elemento influenciaria pouco no resultado. Porém, a eficiência na remoção de P do sistema obteve médias acima do que relatam alguns pesquisadores.

As macrófitas são parte fundamental em um tratamento de águas residuárias por sistema de wetlands, e no modelo francês não seria diferente, pois auxiliam na fixação da camada de lodo e na remoção de compostos orgânicos do afluente. Nesse processo, as taboas corresponderam bem ao sistema, se multiplicaram sobre toda superfície de ambos os módulos, e cresceram saudáveis até uma média de 2,8m antes e depois da primeira poda.

A formação da camada de lodo ocorreu após 100 dias de operação do sistema e se desenvolveu mais rapidamente após a aplicação de taxa hidráulica de 0,6 m³/m².d a uma taxa de crescimento de 1,12 cm/ano. Este material acumulado na superfície é outra parte fundamental presente nos sistemas de wetlands francês, pois auxilia na distribuição mais uniforme do efluente sobre todo meio granular a cada batelada, e também na remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos do esgoto.

A composição encontrada nas amostras de lodo indicou presença de elementos que reagem com o fósforo, como ferro e cálcio, influenciando na eficiência do tratamento maior que a média encontrada na literatura, sendo elas entre 25 e 32% por etapa dessa pesquisa. Devido a essas características da camada de lodo, estimou-se que foi o principal fator para os resultados encontrados.

7) SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- 1- Estudar a relação entre a formação da cama de lodo e o comportamento hidráulico do processo;
- 2- Estudar a aplicabilidade do efluente tratado e da camada de lodo através do primeiro estágio de sistema de wetlands francês como adubo orgânico;
- 3- Avaliar utilização de materiais adsorventes de fósforo como meio filtrante;
- 4- Estudar a composição e aplicabilidade das folhas das macrófitas pós poda.

8) REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ANA. **Agência Nacional de Águas - Atlas Esgotos - Despoluição de bacias hidrográficas**. Brasília: [s.n.].
- ANDREO-MARTÍNEZ, P. et al. Domestic wastewaters reuse reclaimed by an improved horizontal subsurface-flow constructed wetland: A case study in the southeast of Spain. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 236–246, 2017.
- APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. p. 1546, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT; **NBR 13969**; Set. 1997; Rio de Janeiro; Disponível em: <https://www.acquasana.com.br/legislacao/nbr_13969.pdf>; Acesso em 8 de fev. 2022.
- BARRETO, A. B. Contribuição Da Zona De Raízes Em Sistemas Alagados Construídos De Escoamento Subsuperficial Horizontal Para Tratamento De Efluentes Sanitários. p. 217, 2016.
- BIRHANU, G. F. **Constructed Wetland for Domestic Wastewater Treatment: A Case Study in Addis Ababa, Ethiopia**. [s.l: s.n.].
- BLANCO, I. et al. Basic Oxygen Furnace steel slag aggregates for phosphorus treatment: Evaluation of its potential use as a substrate in constructed wetlands. **Water Research**, v. 89, p. 355–365, 2016.
- BROWN, J. J. et al. Halophytes for the treatment of saline aquaculture effluent. **Aquaculture**, v. 175, n. 3–4, p. 255–268, 1999.
- CELIS, G. S. PARTICIPAÇÃO DA MACRÓFITA *Typha domingensis* NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS. **UFSC**, p. 124, 2015.
- CHEN, D. et al. Denitrification- and anammox-dominant simultaneous nitrification , anammox and denitrification (SNAD) process in subsurface flow constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 271, n. August 2018, p. 298–305, 2019.
- CRUZ, Y. DA C. **Características anatômicas e fisiológicas foliares e crescimento de *Typha domingensis* submetida à diferentes disponibilidades hídricas**. [s.l: s.n.].
- DE STEFANI, G. et al. Performance of a floating treatment wetland for in-stream water amelioration in NE Italy. **Hydrobiologia**, v. 674, n. 1, p. 157–167, 2011.

DEZOTTI, M.; LIPPEL, G.; BASSIN, J. P. **Advanced biological processes for wastewater treatment: Emerging, consolidated technologies and introduction to molecular techniques.** [s.l: s.n.].

DOTRO, G. et al. Treatment Wetlands. **Water Intelligence Online**, v. 16, p. 154, 2017.

DUNETTS, C. S.; ZHENG, Y.; DIXON, M. Use of phosphorus-sorbing materials to remove phosphate from greenhouse wastewater. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 36, n. 14, p. 1759–1770, 2015.

FERREIRA, J. L. Estudo Da Relação Entre Dimensões Do Nexus Água-Energia-Alimento E a Vulnerabilidade. p. 1–191, 2020.

GE, Y. et al. Functions of slags and gravels as substrates in large-scale demonstration constructed wetland systems for polluted river water treatment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 17, p. 12982–12991, 2015.

GIATTI, L. L. et al. O nexu água, energia e alimentos no contexto da Metrópole Paulista. **Estudos Avancados**, v. 30, n. 88, p. 43–61, 2016.

GUSTAFSSON, J. P. et al. Phosphate removal by mineral-based sorbents used in filters for small-scale wastewater treatment. **Water Research**, v. 42, n. 1–2, p. 189–197, 2008.

HAYNES, R. J. Use of industrial wastes as media in constructed wetlands and filter beds - Prospects for removal of phosphate and metals from wastewater streams. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 45, n. 10, p. 1041–1103, 2015.

HU, Y. et al. Current research trends on microplastic pollution from wastewater systems: a critical review. **Reviews in Environmental Science and Biotechnology**, v. 18, n. 2, p. 207–230, 2019.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2. ed. [s.l.] CRC Press, 2009.

KANIA, M. et al. Comparative characterization of surface sludge deposits from fourteen French Vertical Flow Constructed Wetlands sewage treatment plants using biological, chemical and thermal indices. **Science of the Total Environment**, v. 647, p. 464–473, 2019.

KHOMENKO, O. et al. Influence of sludge layer properties on the hydraulic behaviour of gravel-based vertical flow constructed wetlands for primary treatment of sewage. **Science of the Total Environment**, v. 691, p. 1137–1143, 2019.

KIM, B. et al. Effect of aging on phosphorus speciation in surface deposit of a vertical flow constructed wetland. **Environmental Science and Technology**, v. 49, n. 8, p.

4903–4910, 2015.

KOCZAN, J. M. et al. Cell surface attachment structures contribute to biofilm formation and xylem colonization by *Erwinia amylovora*. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 19, p. 7031–7039, 2011.

LANGERGRABER, G. et al. **Wetland Technology**. [s.l: s.n.].

LI, G. et al. Application of constructed wetlands on wastewater treatment for aquaculture ponds. **Wuhan University Journal of Natural Sciences**, v. 12, n. 6, p. 1131–1135, 2007.

LI, H.; TAO, W. Efficient ammonia removal in recirculating vertical flow constructed wetlands: Complementary roles of anammox and denitrification in simultaneous nitrification, anammox and denitrification process. **Chemical Engineering Journal**, v. 317, p. 972–979, 2017.

LI, W.; LI, Z. In situ nutrient removal from aquaculture wastewater by aquatic vegetable *Ipomoea aquatica* on floating beds. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 10, p. 1937–1943, 2009.

LI, X. et al. Microplastics in sewage sludge from the wastewater treatment plants in China. **Water Research**, v. 142, n. October, p. 75–85, 2018.

LIN, Y.-F. et al. Constructed Wetlands for Water Pollution Management of Aquaculture Farms Conducting Earthen Pond Culture. **Water Environment Research**, v. 82, n. 8, p. 759–768, 2010.

LIN, Y. F.; JING, S. R.; LEE, D. Y. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. **Environmental Pollution**, v. 123, n. 1, p. 107–113, 2003.

LIU, G. et al. Influence of saturated zone depth and vegetation on the performance of vertical flow-constructed wetland with continuous feeding. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 33, p. 33286–33297, 2018.

LOPARDO, C. R. et al. Comparison of nutrient retention efficiency between vertical-flow and floating treatment wetland mesocosms with and without biodegradable plastic. **Ecological Engineering**, v. 131, n. January, p. 120–130, 2019.

LYMBERG, A. J. et al. Efficacy of a subsurface-flow wetland using the estuarine sedge *Juncus kraussii* to treat effluent from inland saline aquaculture. **Aquacultural Engineering**, v. 34, n. 1, p. 1–7, 2006.

MELLO, D. DE. Avaliação Do Uso De Sistemas De Wetlands Construídas No Tratamento De Esgotos Sanitários. **UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO**

PARANÁ, p. 171, 2016.

MHASKE, A.; BALPANDE, S. S. Quality of sewage water and phytoremediation technology for its reuse in agriculture. **Journal of Global Biosciences**, v. 6, n. 6, p. 5114–5119, 2017.

MOLLE, P. et al. How to treat raw sewage with constructed wetlands: An overview of the French systems. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 11–21, 2005.

MOLLE, P. et al. French vertical-flow constructed wetland design: Adaptations for tropical climates. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 10, p. 1516–1523, 2015.

MORAES, D. C. Influência da Sazonalidade e de Plantas na Redução da Concentração de Poluentes em Sistema de Alagados Construídos de Escoamento Vertical, com Alimentação em Pulso, Empregado para Tratar Esgoto Doméstico Bruto. p. 127, 2012.

NYAKANG'O, J. B.; VAN BRUGGEN, J. J. A. Combination of a well functioning constructed wetland with a pleasing landscape design in Nairobi, Kenya. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 249–256, 1999.

PAIVA, R. F. DA P. DE S.; DE SOUZA, M. F. DA P. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saude Publica**, v. 34, n. 1, p. 1–11, 2018.

PANWAR, R. S.; MAKVANA, K. S. Reed- Phragmites Karka based constructed wetland for the treatment of domestic wastewater in Ujjain city of central India. **International Journal of Scientific Research in Biological Sciences**, v. 4, n. 4, p. 1–5, 2017.

PARDE, D. et al. A review of constructed wetland on type, treatment and technology of wastewater. **Environmental Technology and Innovation**, n. xxxx, p. 101261, 2020.

PARK, J. H. et al. Phosphate removal in constructed wetland with rapid cooled basic oxygen furnace slag. **Chemical Engineering Journal**, v. 327, p. 713–724, 2017.

PARK, W. H.; POLPRASERT, C. Roles of oyster shells in an integrated constructed wetland system designed for P removal. **Ecological Engineering**, v. 34, n. 1, p. 50–56, 2008.

PIAGGE, N. R. D. et al. Estimativa de custos para implantação de wetlands construídas em pequenos municípios e comunidades. **Revista ReLOGA**, 2018.

POÇAS, C. D. Utilização Da Tecnologia De Wetlands Para Tratamento Terciário: Controle De Nutrientes. **Universidade de São Paulo**, p. 93, 2015.

- SAEED, T. et al. Pollutant removal employing tidal flow constructed wetlands: Media and feeding strategies. **Chemical Engineering Journal**, v. 382, n. July 2019, p. 122874, 2020.
- SARNAGLIA, S. A. A. Desempenho De Um “Wetland” Vertical Aplicado Ao Tratamento Do Efluente De Um Filtro Anaeróbio Em Uma Estação De Tratamento De Águas Cinzas Claras Visando O Reúso Não Potável Em Edificações Residenciais. **Dk**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2015.
- SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: Parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151–158, 2015.
- SEZERINO, P. H. et al. **Wetlands Construídos Aplicados No Tratamento de Esgoto Sanitário**. 1. ed. Florianópolis: [s.n.].
- SILVEIRA, D. D. Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: Aporte da biologia molecular para a compreensão dos processos. **PPGEA – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (2015)**, p. 251, 2015.
- STEFANAKIS, A. I. The Role of ConstructedWetlands as Green Infrastructure for Sustainable Urban Water Management. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 24, 2019.
- TADESSE, A. T.; SEYOUM, L. A. Evaluation of selected wetland plants for removal of chromium from tannery wastewater in constructed wetlands, Ethiopia. **African Journal of Environmental Science and Technology**, v. 9, n. 5, p. 420–427, 2015.
- TANG, X. et al. Prospect of recovering phosphorus in magnesium slag-packed wetland filter. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 29, p. 22808–22815, 2017.
- TREIN, C. M. et al. Comportamento Diário ao longo do período de alimentação do primeiro estágio do sistema francês de wetland vertical, em termos de remoção de matéria orgânica e amônia. **Tecno-Lógica**, p. 6–11, 2018.
- TREIN, C. M. et al. Reduction of area and influence of the deposit layer in the first stage of a full-scale French system of vertical flow constructed wetlands in a tropical area. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 2, p. 347–356, 2019.
- TREIN, C. M. et al. French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. **Science of the Total Environment**, v. 742, 2020.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4a. ed. Belo Horizonte: [s.n.].

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. **Publicação online Boletim Wetlands Brasil**, p. 65, 2018.

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

WANG, G. et al. Preparation of sustainable non-combustion filler substrate from waterworks sludge/aluminum slag/ gypsum/silica/maifan stone for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 80, n. 1, p. 153–163, 2019.

WEBB, J. M. et al. Halophyte filter beds for treatment of saline wastewater from aquaculture. **Water Research**, v. 46, n. 16, p. 5102–5114, 2012.

WEEDON, C. M. A decade of compact vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 62, n. 12, p. 2790–2800, 2010.

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

WU, S. et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40–55, 2014b.

YUN, Y. et al. Comparative research on phosphorus removal by pilotscale vertical flow constructed wetlands using steel slag and modified steel slag as substrates. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 7, p. 996–1003, 2015.

ZHANG, D. et al. Treatment performance and microbial community under ammonium sulphate wastewater in a sulphate reducing ammonium oxidation process. **Environmental Technology (United Kingdom)**, v. 42, n. 19, p. 2982–2990, 2021.

ZHANG, L. et al. New insights into the effects of support matrix on the removal of organic micro-pollutants and the microbial community in constructed wetlands. **Environmental Pollution**, v. 240, p. 699–708, 2018.

ZHANG, S. Y. et al. Vertical-flow constructed wetlands applied in a recirculating aquaculture system for channel catfish culture: Effects on water quality and zooplankton. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 19, n. 5, p. 1063–1070, 2010.

INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO

RURAL - INCAPER (INCAPER); **Informativo Climático Mensal do Espírito Santo** – Vitória/ES – ano 2, n. 9 – Setembro/2020; Disponível em : < <https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/123456789/4143/1/Informativo-Climatico-Mensal-ES-ano1-n9-setembro2020-Incaper.pdf>>. Acesso em: 15 de Outubro de 2021.

INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL - INCAPER (INCAPER); **Informativo Climático Mensal do Espírito Santo** – Vitória/ES – ano 2, n. 10 – Outubro/2020; Disponível em : < <https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/123456789/4165/1/Informativo-Climatico-Mensal-ES-ano2-n10-outubro2020-Incaper.pdf>>. Acesso em: 15 de Outubro de 2021.

INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL - INCAPER (INCAPER); **Informativo Climático Mensal do Espírito Santo** – Vitória/ES – ano 2, n. 11 – Novembro/2020; Disponível em : < <https://biblioteca.incaper.es.gov.br/digital/bitstream/123456789/4163/1/Informativo-Climatico-Mensal-ES-ano2-n11-novembro2020-Incaper.pdf>>. Acesso em: 15 de Outubro de 2021.

OLIVEIRA, MARTA ROSÂNGELA; GOMES, CÉSAR ROBERTO. **MONITORAMENTO ETE TONINHAS**. SABESP, 2021. Disponível em: <http://site.sabesp.com.br/site/uploads/file/ete_toninhas/monitoramento_ete_toninhas_jun_21.pdf>. Acesso em: 26 de julho de 2021.

GRÁFICOS DA SÉRIE HISTÓRICA. Incaper, 2021. Disponível em: < <https://meteorologia.incaper.es.gov.br/graficos-da-serie-historica-vitoria>>. Acesso em: 27 de Julho de 2021.

