

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO TECNOLÓGICO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA
AMBIENTAL

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO E DA ROTINA
OPERACIONAL EM WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS
EMPREGADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

VICTOR YBARZO FECHINE

Dissertação submetida ao programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

FLORIANÓPOLIS - SC
FEVEREIRO/2019

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Ybarzo Fechine, Victor

Avaliação do desempenho e da rotina operacional em wetlands construídos verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário / Victor Ybarzo Fechine ; orientador, Pablo Heleno Sezerino, 2019. 164 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2019.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. tratamento de esgoto sanitário. 3. tratamento descentralizado de esgotos. 4. wetland construído vertical. 5. wetland construído vertical de fundo saturado. I. Sezerino, Pablo Heleno. II. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

**AVALIAÇÃO DO DESEMPENHO E DA ROTINA
OPERACIONAL EM WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS
EMPREGADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

VICTOR YBARZO FECHINE

Dissertação submetida ao corpo docente do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina como parte dos requisitos necessários para obtenção do grau de

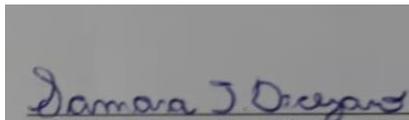
MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL

na Área de Engenharia Ambiental.

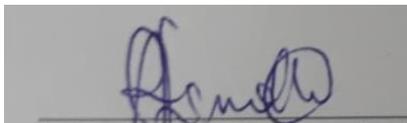
Aprovado por:



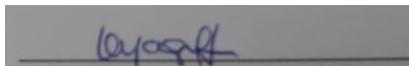
Prof. Dr. Pablo Helo Sezerino
(Orientador)



Prof.^a Dr.^a Samara Terezinha
Decezaro



Prof.^a Dr.^a Alexandra Rodrigues
Finotti



Prof.^a Dr.^a Maria Eliza Nagel
Hassemer

FLORIANÓPOLIS – SC
FEVEREIRO/2019

Este trabalho é dedicado a todos que me apoiaram e a todos os profissionais do saneamento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço,

Primeiramente a Deus, provedor de nossa essência e nosso pai espiritual, obrigado pela chance de poder estar nessa vida para aprender a crescer e reencontrar minha essência.

A meus pais, que me concederam a vida terrena e que tanto cuidaram e continuam cuidando de mim, com muito carinho e amor,

A minha irmã, pelo compartilhamento de felicidades e cuidados, mesmo a distância.

A minha esposa Patrícia, por todo carinho, apoio, ajuda e amor durante todo o período de realização deste trabalho, sem você nada disso seria possível.

A todos os amigos de Florianópolis, que me acolheram desde o início da minha estadia aqui, fazendo me sentir como um irmão.

Agradeço ao professor Pablo Heleno Sezerino por ter me acolhido no GESAD e ter me guiado ao longo do trabalho.

A todos aqueles autores que me ensinaram com seus livros, artigos e trabalhos.

A todos os colegas do GESAD: Catiane, Mayara, Benny, Monique, Leandro, Amanda Kempt, Déborah, Alena, Dayani e Amanda Cruz, todo o nosso envolvimento para com a estação e entre nós são raízes para “concretização” deste trabalho. Esse trabalho é nosso!

A amiga Mônica por toda a ajuda para escrita do programa de Matlab® utilizado no trabalho, não há dúvidas do quanto isso ajudou o desenvolvimento do trabalho e o quanto vai ajudar ao GESAD.

A secretaria do departamento e do PPGA e todo o atendimento prestado para nós ao longo do trabalho. Com um trabalho administrativo que anda, um projeto caminha ao lado.

Ao pessoal do NUMA pelo constante apoio e trabalho para o bom funcionamento dos equipamentos da estação.

Ao pessoal da UFMG pela disponibilização da planilha utilizada para a recuperação do traçador nos testes realizados, com ela muito trabalho foi poupado.

“A mestria suprema é como a água.
A água beneficia com mestria todos os seres sem competir.
Coloca-se em lugares rejeitados pelos outros.
Localiza-se com mestria na terra;
seu coração tem a mestria do abismo;
interage com mestria na benevolência;
expressa com mestria a credibilidade;
administra com mestria a justiça;
atua com mestria na eficácia;
age com mestria no momento oportuno.
Somente sem disputa, alcança-se o irrepreensível.”

(Tao Te King, Lao Zi)

RESUMO

Wetlands construídos (WC) são uma ecotecnologia amplamente utilizada no mundo para o tratamento avançado de esgoto sanitário. Normalmente associada às outras tecnologias, os WC possuem diversas categorias e arranjos. Dentre as categorias, destacam-se os wetlands construídos verticais descendentes (WCVD), por possuírem grande capacidade em oxidar a matéria orgânica carbonácea e a amônia, porém limitada remoção de nitrogênio total por não propiciar ambiente favorável à desnitrificação do nitrato formado. Modificações nos WCVD por meio da indução de energia externa ou por adaptações hidráulicas sem indução de energia, tais como a manutenção de uma saturação da camada de fundo do leito filtrante com o próprio esgoto submetido ao tratamento, denominados de wetlands construídos verticais de fundo saturado (WCV-FS), vêm sendo propostas com intuito de promover a remoção do nitrogênio. Diante deste contexto, essa pesquisa teve como objetivo a avaliação da rotina operacional e do desempenho de um WCV-FS e um WCVD aplicados ao tratamento avançado de esgoto sanitário. Ambos os módulos WC foram implantados a jusante de um tanque séptico (3 m³ de volume útil) estando em operação a 3 anos e 6 meses, sob uma carga orgânica aplicada de 36,23 gDQO/m².d e uma taxa hidráulica de 83 mm/d, em um regime hidráulico com aplicação intermitente (de 3 a 4 pulsos por dia) e alternância de 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso. Tanto o WCV-FS como o WCVD possuem 7,5 m² de área superficial e foram preenchidos com areia (d₁₀ de 0,29 mm e d₆₀/d₁₀ de 4) como camada principal do maciço filtrante e plantados com a macrófita *Typha domingensis*. Foi avaliada a remoção de carga da matéria orgânica carbonácea, de coliformes, de fósforo e as transformações do nitrogênio promovidas em ambos wetlands, analisando-se também a variação do redox do WCV-FS ao longo do tempo. Foi descrita a rotina operacional dos WC, identificando falhas, suas recorrências e soluções empregadas. Além disso, foi avaliada a hidrodinâmica por meio da obtenção do tempo de detenção real do WCV-FS utilizando testes com traçador e avaliação de hidrogramas, bem como pelo tempo de percolação do WCVD pela avaliação de hidrogramas. As eficiências de remoção em termos de carga (g/m².d) obtidas na forma de mediana para o WCV-FS foram de 33,85 para DQO, 4,5 para NH₄⁺-N, 2,8 para NT e 2,28 para PO₄³⁻-P. Em termos de Coliformes Totais e *E. Coli* a remoção neste módulo foi de 1,75 log₁₀ e houve variação máxima do potencial redox em -200 mV, entre início e fim do período de drenagem. Já para o

WCVD a eficiência de remoção em termos de carga ($\text{g/m}^2.\text{dia}$) obtidas na forma de mediana foi de 31,34 para DQO, 4,04 para $\text{NH}_4^+\text{-N}$, 1,85 para NT e 2 para $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$. Em termos de Coliformes Totais e E. Coli a remoção neste módulo foi de $1 \log_{10}$. Na análise da qualidade do efluente tratado durante o período de drenagem tanto o WCVD quanto o WCV-FS estiveram de acordo com a legislação em termos de DQO. Já para $\text{NH}_4^+\text{-N}$ o WCVD esteve de acordo em só um teste e o WCV-FS em dois testes. Em termos de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ambos estiveram de acordo somente em termos de remoção de carga, mas não em termos de concentração. Ao longo da série histórica o efluente do WCV-FS esteve dentro dos parâmetros legais em 100%, 40%, 25% do tempo para DBO_5 , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, respectivamente, enquanto que o efluente do WCVD esteve dentro dos parâmetros legais em 92%, 18%, 2% do tempo para DBO_5 , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, respectivamente, evidenciando o incremento na qualidade do efluente tratado promovido pela modificação relacionada à saturação de fundo do maciço filtrante. Tanto o WCVD quanto o WCV-FS apresentaram problemas operacionais recorrentes vinculados aos sistemas de alimentação por meio de motobombas, bem como problemas oriundos de adaptações necessárias por ser em escala experimental.

Palavras-chave: wetland construído vertical; wetland construído vertical de fundo saturado; parcialmente saturado; teste com traçador; remoção de carga; redox.

ABSTRACT

Constructed wetlands (CW) are an ecotechnology widely used around the world for advanced treatment of urban wastewater. Usually associated to other technologies, CW have many configurations. Among them stand out vertical flow constructed wetlands (VFCW), because their great capacity to oxidize carbonaceous organic matter and ammonia, but limited to remove total nitrogen to don't provide conditions to allow the denitrification process. VFCW modifications with extern energy input or hydraulic modifications without energy input, like saturation of the bottom layer of the bed media with it's own treated wastewater, called partially saturated vertical flow constructed wetland (PS-VFCW), have been proposed with the purpose to remove nitrogen. In this context, this research aimed the operational routine assessment and performance evaluation of a PS-VFCW and a VFCW for advanced treatment of urban wastewater. Both systems operated after a septic tank (3 m³ of volume), which have being operated 3 years and 6 months, under a median applied organic load of 36,23 gCOD/m².d and a hydraulic rate of 83 mm/d, in an intermittent hydraulic regime (between 3 and 4 pulses per day) and a feeding resting regime of 3,5 days each. Such the PS-VFCW and the VFCW has 7,5 m² of superficial area and are filled with coarse sand (d₁₀ of 0,29 mm and d₆₀/d₁₀ of 4) as the main layer of the bed media and planted with *Typha domingensis*. Were evaluated the carbonaceous organic matter, coliforms and phosphorus removals, and nitrogen transformations performed by both systems, also being analyzed redox variations among the time in the PS-VFCW. Was evaluated the operational routine of the CW, identifying failures, their recurrence and employed solutions, and was evaluated the hydrodynamic through the real retention time and hydrographs of the PS-VFCW, as well as the percolation time of the VFCW through hydrographs evaluation. Load removal efficiencies (g/m².d) in terms of median for the PS-VFCW were 33,85 for COD, 4,5 for NH₄⁺-N, 2,8 for NT and 2,28 for PO₄³⁻-P. In terms of Total Coliforms and *E. Coli* were 1,75 log₁₀ in this system and maximum ORP variation was -200 mV between the beginning and the end of the drainage time. For VFCW the load removal efficiencies (g/m².d) in terms of median were 31,34 for COD, 4,04 for NH₄⁺-N, 1,85 for NT and 2 for PO₄³⁻-P. In terms of Total Coliforms and *E. Coli* were 1 log₁₀ in this system. In the analysis of the quality of the treated wastewater during the drainage period, either VFCW or the PS-VFCW have complied with the laws in terms of COD. In terms of NH₄⁺-N VFCW complied in just one test and PS-VFCW in

two tests. In terms of $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ both systems just complied with the laws in terms of load removal, but not in terms of concentration. Throughout the time series analysis of the PS-VFCW effluent, it has complied with the laws in 100%, 40% and 25% of the time in terms of BOD_5 , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, respectively, while VFCW effluent complied with the laws in 92%, 18%, 2% of the time in terms of BOD_5 , $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, respectively, highlighting the increased performance promoted by the partial saturation of the bed media. Both VFCW and PS-VFCW presented recurrent operational problems associated to the pumps used to feed the systems, as well as problems originated from adaptations of the systems for being in experimental scale.

Keywords: vertical flow constructed wetland; partially saturated vertical flow constructed wetland; partially saturated; tracer test; load removal; redox

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema ilustrativo sobre os tipos de tecnologia e seus locais possíveis de implementação.	23
Figura 2 - Classificação dos wetlands construídos.	30
Figura 3 - Esquema representativo do perfil longitudinal de um WCV descendente.	31
Figura 4 - Esquema representativo do perfil longitudinal de um WCV-FS.	32
Figura 5 - Planta básica de um Sistema Francês de WC.	34
Figura 6 - Formas de remoção da matéria orgânica em WCV.	36
Figura 7 - Rotas de transformação do nitrogênio em WC.	38
Figura 8 - Formas de remoção do fósforo em WC.	40
Figura 9 - Esquema representativo dos termos utilizados para dimensionamento de WC.	41
Figura 10 - Sifão utilizado em um WC na Grécia.	51
Figura 11 - Tubos de drenagem de efluente tratado.	53
Figura 12 - Tubos de aeração e de distribuição de esgoto.	53
Figura 13 - Esquema das camadas do maciço filtrante.	54
Figura 14 - Curva de resposta de concentração de traçador <i>versus</i> tempo.	60
Figura 15 - Representação da Curva E (curva de baixo) e da Curva F (curva de cima).	62
Figura 16 - Localização da CETESAN e da EETE.	64
Figura 17 - Esquema de funcionamento da EETE com destaque aos dois arranjos trabalhados.	65
Figura 18 - Arranjos tecnológicos da EETE com destaque aos dois arranjos trabalhados.	66
Figura 19 - Curva granulométrica da areia utilizada no WCVD.	67
Figura 20 - Vegetação no WCV-FS em Junho de 2015 (a) e em Março de 2018 (b).	67
Figura 21 - Vegetação no WCVD em Junho de 2015 (a) e em Fevereiro de 2016 (b).	68
Figura 22 - Tubulação de coleta (a) e alimentação (b) do WCV-FS.	69
Figura 23 - Controlador de nível do WCV-FS.	70
Figura 24 - Localização dos pontos de coleta analisados para o WCV-FS. Pontos vistos de frente em (a) e detalhamento do ponto intermediário (b).	73
Figura 25 - Localização dos pontos de coleta analisados para o WCVD. Pontos vistos de frente em (a) e detalhamento do ponto intermediário em (b).	74

LISTA DE FIGURAS - CONTINUAÇÃO

Figura 26 - Saída do WCV-FS e adaptação para leitura do ORP em destaque.	75
Figura 27 - Aparato medidor de vazão, com destaque ao tubo de extravasamento.	75
Figura 28 - Basculante utilizado na saída do WCVD. Em (a) basculante enchendo. Em (b) basculante virando.	76
Figura 29 - Vista do tanque equalizador utilizado para despejo do traçador.	79
Figura 30 - Condutivímetro utilizado.	80
Figura 31 - Curva de relação entre condutividade e concentração de NaCl em relação ao primeiro teste.	81
Figura 32 - Curva de relação entre condutividade e concentração de NaCl em relação ao segundo teste.	81
Figura 33 - Curva de relação entre condutividade e concentração de NaCl em relação ao terceiro teste.	82
Figura 34 - Fluxograma de análise dos dados obtidos do basculante. ..	84
Figura 35 - Esquema representativo da relativização da qualidade do efluente tratado de wetlands construídos verticais com diferentes corpos receptores.	87
Figura 36 - <i>Boxplot</i> com valores de carga em g/m ² .dia de DQO nos cinco pontos analisados nos módulos WCV-FS e WCVD, entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	89
Figura 37 - Evolução temporal da entrada de oxigênio (EO) e demanda de oxigênio (DO) teórica e real obtidas para o WCV-FS e para o WCVD utilizando as considerações de Platzer (1999).	91
Figura 38 - Evolução temporal da entrada de oxigênio (EO) e demanda de oxigênio (DO) teórica e real considerando menor remoção da matéria orgânica pela camada insaturada.	92
Figura 39 - Comparação dos resultados obtidos em campo com resultados obtidos utilizando equações de regressão existentes na literatura.	95
Figura 40 - <i>Boxplot</i> com valores de carga em g/m ² .dia de NH ₄ -N nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	97
Figura 41 - <i>Boxplot</i> com valores de carga em g/m ² .dia de NO ₂ -N nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	97
Figura 42 - <i>Boxplot</i> com valores de carga em g/m ² .dia de NO ₃ -N nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	98
Figura 43 - <i>Boxplot</i> com valores de carga em g/m ² .dia de NT nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	98

LISTA DE FIGURAS - CONTINUAÇÃO

Figura 44 - <i>Boxplot</i> com valores de pH nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.....	100
Figura 45 - <i>Boxplot</i> com valores de concentração de alcalinidade nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	100
Figura 46 - Valores de potencial redox obtidos na saída do WCV-FS ao longo de um ano de acompanhamento. Com destaque ao rápido decaimento do ORP usual de um pulso.....	101
Figura 47 - <i>Boxplot</i> com valores de potencial redox nas campanhas amostrais com frequência mensal entre dezembro de 2017 e dezembro de 2018.....	103
Figura 48 - <i>Boxplot</i> com valores de carga em g/m ² .dia de PO ₄ ³⁻ nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.	104
Figura 49 - <i>Boxplot</i> com valores de log ₁₀ NMP/100mL de coliformes totais nos três pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.....	105
Figura 50 - <i>Boxplot</i> com valores de log ₁₀ NMP/100mL de <i>E. Coli</i> nos três pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.....	106
Figura 51 - Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso (1° teste).....	108
Figura 52 - Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso (2° teste).....	109
Figura 53 - Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso (3° teste).....	110
Figura 54 - Comportamento da NH ₄ ⁺ -N de saída ao longo do pulso (1° teste).....	112
Figura 55 - Comportamento da NH ₄ ⁺ -N de saída ao longo do pulso (2° teste).....	113
Figura 56 - Comportamento da NH ₄ ⁺ -N de saída ao longo do pulso (3° teste).....	114
Figura 57 - Comportamento da PO ₄ ³⁻ -P de saída ao longo do pulso (1° teste).....	116
Figura 58 - Comportamento da PO ₄ ³⁻ -P de saída ao longo do pulso (2° teste).....	117
Figura 59 - Comportamento da PO ₄ ³⁻ -P de saída ao longo do pulso (3° teste).....	118
Figura 60 - <i>Boxplot</i> com os valores de ORP dos pulsos das 08h10min das quartas feiras do WCV-FS. Área hachurada é o conjunto de dados referidos como imprecisões de medida.	119
Figura 61 - Frequência acumulada de DBO ₅	121

LISTA DE FIGURAS - CONTINUAÇÃO

Figura 62 - Frequência acumulada de $\text{NH}_4^+\text{-N}$	121
Figura 63 - Frequência acumulada de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	122
Figura 64 - Curva normalizada (E(t)) dos testes com traçador realizados.	123
Figura 65 - Curva de recuperação do traçador nos testes realizados... ..	123
Figura 66 - Concentração e curva de acumulação de traçador do trabalho de Morvannou et al. (2017).	124
Figura 67- Concentração e curva de acumulação de traçador do trabalho de Giraldi et al. (2008).	125
Figura 68 - Hidrograma modelo do WCVD relacionado a um dia operacional apresentando oscilações de vazão.....	127
Figura 69 - Hidrograma do WCVD típico para a carga hidráulica atual do sistema	128
Figura 70 - Hidrograma do WCV-FS mostrando as diferenças dos últimos horários de obtenção de vazão. Em (a) com maior tempo de drenagem. Em (b) com menor tempo de drenagem.	130
Figura 71 - Hidrograma de início de obtenção dos dados em Junho de 2017.	131
Figura 72 - Hidrograma incomum observado em alguns casos no primeiro pulso (11h) do primeiro dia de operação após repouso de 3,5dias do sistema (segunda feira).	131

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Critérios relacionados à Eq 1 empregada no dimensionamento de Wetlands Construídos de Fluxo Vertical tratando águas residuárias municipais.	42
Tabela 2 - Valores de áreas unitárias utilizadas para dimensionamento de WCV em diversos países.	43
Tabela 3 - Cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas em WCV de vários países.	45
Tabela 4 - Equações de regressão obtidas em WCV.	47
Tabela 5 - Plantas que podem ser utilizadas em WC.	55
Tabela 6 – Características operacionais dos wetlands construídos verticais.	71
Tabela 7 - Parâmetros e metodologias empregadas nas análises físico-químicas e bacteriológicas dos pontos amostrais dos módulos estudados.	72
Tabela 8 – Atividades rotineiras ou problemas operacionais relacionados às unidades da EETE.	77
Tabela 9 - Metodologia de coleta para análise pontual distribuída ao longo do pulso.	85
Tabela 10 - Estatística descritiva dos parâmetros analisados do afluente e efluente dos pontos amostrais, de junho de 2015 a dezembro de 2018. Com apresentação do número de amostras (n), da mediana (med) e do coeficiente de variação (CV).	88
Tabela 11 - Comparação dos resultados obtidos nas análises com as referências legais em relação a DBO.	111
Tabela 12 - Comparação dos resultados obtidos nas análises com as referências legais em relação a $\text{NH}_4^+\text{-N}$	115
Tabela 13 - Comparação dos resultados obtidos nas análises com as referências legais em relação a $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$	119
Tabela 14 - Índices Hidrodinâmicos inferidos com os testes de traçador realizados.	124
Tabela 15 - Resultados da avaliação da rotina operacional.	135
Tabela 16 - Resumo sobre teste de traçador utilizado no trabalho.	159

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA – *American Public Health Association*
CETESAN - Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário
CP – Caixa de passagem
 d_{10} – Diâmetro referente a 10% do material passante (diâmetro efetivo)
 d_{60} – Diâmetro referente a 60% do material passante
DO – Demanda de Oxigênio
DTD – *Detention Time Distribution*
DTR – Distribuição de Tempo de Residência
EB – Equipamento Basculante
EETE – Estação Experimental de Tratamento de Esgoto
EO – Entrada de Oxigênio
EUA – Estados Unidos da América
 e_v – Eficiência volumétrica
FUNASA – Fundação Nacional da Saúde
GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
ICC – Índice de Curto Circuito
IDM – Índice de Dispersão de Morril
ITMR – Índice de Tempo Modal de Retenção
LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
NBR – Norma Brasileira
NMP – Número Mais Provável
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
ORP – Potencial de Oxiredução
PV – Poço de Visita
RTD – *Retention Time Distribution*
SST – Sólidos Suspensos Totais
TAH – Taxa de aplicação hidráulica
Ti - Tempo no qual o traçador começa a aparecer;
Tp – Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada;
 T_{10} – Tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema; e
 T_{90} – Tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.
 $TDH_{médio}$ – Tempo de detenção hidráulico médio
 $TDH_{teórico}$ – Tempo de detenção hidráulico teórico
U – Coeficiente de Uniformidade
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS - CONTINUAÇÃO

WC – Wetlands Construídos

WCI – Wetlands Construídos Intensificados

WCH - Wetland Construído Horizontal

WCVD – Wetland Construído Vertical Descendente

WCVD-FS - Wetland Construído Vertical Descendente com fundo saturado

WCVM – Wetland Construído Vertical Modificado

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
2	OBJETIVOS	27
2.1	OBJETIVO GERAL.....	27
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	27
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	29
3.1	A UTILIZAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO.....	29
3.1.1	Categorias de wetlands construídos	29
3.1.1.1	Wetland Construído Vertical (WCV).....	31
3.1.1.2	Wetland Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS).....	31
3.1.2	Níveis de tratamento de esgoto sanitário	32
3.1.2.1	Tratamento preliminar.....	33
3.1.2.2	Tratamento primário	33
3.1.2.3	Tratamento secundário	34
3.1.2.4	Tratamento terciário e avançado	35
3.1.3	Mecanismos de tratamento em WCV	36
3.1.3.1	Remoção de matéria orgânica	36
3.1.3.2	Remoção de nitrogênio	37
3.1.3.3	Remoção de fósforo	39
3.1.3.4	Remoção de coliformes.....	40
3.2	CRITÉRIOS PARA O DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL	40
3.2.1	Pelo requerimento de área unitária (<i>rule of thumb</i>)	41
3.2.2	Pela carga aplicada	44
3.2.2.1	Equações de regressão.....	46
3.2.3	Pelo balanço de Oxigênio	48
3.3	CONDIÇÕES PARA OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO (O&M) DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS.....	50
3.3.1	Pré-tratamento	50
3.3.2	Estratégias de Alimentação	51
3.3.3	Distribuição e coleta do efluente	52
3.3.4	Espessura e camadas do maciço filtrante	54
3.3.5	Plantas utilizadas	55
3.3.6	Pós-tratamento	57
3.3.7	Saturação parcial do maciço filtrante	57
3.4	HIDRODINÂMICA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	57
3.4.1	Tempo de detenção hidráulico (TDH) e tempo de percolação (TP)	58

SUMÁRIO - CONTINUAÇÃO

3.4.2	Distribuição de Tempos de Detenção (DTD).....	59
3.5	PARÂMETROS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES TRATADOS	62
4	MATERIAIS E MÉTODOS	63
4.1	LOCAL DA PESQUISA	63
4.1.1	Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE) .	65
4.1.1.1	Wetland Construído Vertical Descendente (WCVD)	66
4.1.1.2	Wetland Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS)	69
4.1.1.3	Características operacionais dos wetlands verticais.....	70
4.2	MONITORAMENTO DO SISTEMA.....	71
4.2.1	Monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.....	71
4.2.2	Aferição da vazão de entrada e inferência da vazão de saída	75
4.2.3	Acompanhamento da rotina operacional	76
4.3	RELATIVIZAÇÃO COM OUTRAS FORMAS DE DIMENSIONAMENTO EMPREGADAS.....	78
4.4	ANÁLISE ESTATÍSTICA E TRATAMENTO DOS DADOS..	78
4.5	AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA	78
4.5.1	Teste com Traçador no WCV-FS.....	79
4.5.2	Análise dos hidrogramas.....	82
4.6	RELATIVIZAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS COM DIFERENTES CORPOS RECEPTORES	85
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	88
5.1	DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE POLUENTES	88
5.1.1	Matéria orgânica carbonácea	89
5.1.1.1	Relativização com outras formas de dimensionamento empregadas	91
5.1.2	Compostos nitrogenados	96
5.1.3	Fósforo ortofosfato	103
5.1.4	Coliformes totais e <i>E. Coli</i>.....	104
5.2	RELATIVIZAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO COM DIFERENTES CORPOS RECEPTORES ..	106
5.2.1	Análise da carga de saída ao longo dos pulsos	106
5.2.2	Análise da concentração de saída ao longo da série histórica	120
5.3	ESTUDO HIDRODINÂMICO	123

SUMÁRIO - CONTINUAÇÃO

5.3.1	Testes com traçador salino.....	123
5.3.2	Análise dos hidrogramas	126
5.3.2.1	WCVD	126
5.3.2.2	WCV-FS	129
5.4	AVALIAÇÃO DA ROTINA OPERACIONAL DOS WCV	132
6	CONCLUSÕES	137
7	RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS	141
	REFERÊNCIAS	143
	APÊNCICE A	157

1 INTRODUÇÃO

Em uma cidade, há muitas tecnologias viáveis a serem aplicadas para o tratamento de esgotos. Essas tecnologias podem ser centralizadas ou descentralizadas, sendo que as descentralizadas são principalmente definidas por tratarem o esgoto próximo à fonte geradora (CRITES; TCHOBANOGLOUS, 1998; WILDERER; SCHREFF, 2000). Sistemas descentralizados e centralizados devem ser complementares, ambos sendo analisados ao se buscar a melhor solução a ser aplicada para cada caso (VAN AFFERDEN et al., 2015). Os sistemas descentralizados podem ser de maior ou menor porte, do tipo individual (sistema *on-site*) ou atendendo uma determinada região de casas ou uma pequena comunidade (sistema *cluster*) (LIBRALATO; VOLPI GHIRARDINI; AVEZZÙ, 2012; VAN AFFERDEN et al., 2015), podendo viabilizar a geração de efluentes passíveis para reuso (GIKAS; TCHOBANOGLOUS, 2009). Na Figura 1 é possível observar um esquema ilustrativo sobre os tipos de tecnologias e seus locais possíveis de implementação em uma cidade.

Figura 1 - Esquema ilustrativo sobre os tipos de tecnologia e seus locais possíveis de implementação.



FONTE: Adaptado de Gikas e Tchobanoglous (2009).

No Brasil, a principal tecnologia para sistemas individuais são os tanques sépticos. Entretanto, o tanque séptico não pode ser utilizado

sozinho, tendo que ser associado a outra tecnologia para aumentar a qualidade de tratamento do efluente e permitir que ele possa ser disposto no meio ambiente. Várias tecnologias complementares ao tratamento do Tanque Séptico estão normatizadas, como por exemplo o filtro anaeróbio (ABNT, 1997), porém existem mais tecnologias passíveis de serem utilizadas, entre elas os wetlands construídos (WC), que apesar de não serem normatizados no Brasil, foram apontados pela UNESCO como uma solução natural com custo efetivo a ser aplicada em áreas urbanas com geração de efluente com capacidade de reuso (WWAP/UN-WATER, 2018); e que vem sendo utilizada na França há 30 anos para o tratamento de esgotos de pequenas comunidades (MORVANNOU et al., 2015) e na Polônia há 25 anos (JÓŹWIAKOWSKI et al., 2019).

Os WC possuem três principais componentes: o maciço filtrante, as macrófitas plantadas no WC e os microrganismos que se aderem no maciço filtrante. Além disso, possuem diversas categorias e configurações, possuindo principalmente duas divisões em relação ao seu fluxo: subsuperficial e superficial, e duas subdivisões em relação ao sentido do fluxo, horizontal ou vertical (FONDER; HEADLEY, 2013).

Os wetlands construídos de fluxo subsuperficial vertical, ou somente wetlands construídos verticais (WCV), também chamados em sua forma tradicional como wetlands construídos verticais descendentes (WCVD), começaram a ser utilizados em 1953 pela D.ra Käthe Seidel (VYMAZAL, 2010). Eles eram utilizados associados aos wetlands construídos de fluxo subsuperficial horizontal, ou chamados de wetlands construídos horizontais (WCH) (BRIX, 1994; VYMAZAL, 2010). Esta forma de arranjo tecnológico contendo WCV foi chamada por Cooper (2005) como a primeira geração de WCV, porém, atualmente, muitas alternativas com WCV trabalhando sem se associar a outros WC vêm surgindo, na chamada 2ª geração de WCV.

Dentre as alternativas de WCV, há também as intensificadas e as modificadas. As intensificadas são caracterizadas pela indução de energia externa ao sistema, como por exemplo a aeração do mesmo; já as modificadas não recebem efetiva indução de energia externa para otimizar ou acelerar os processos que ocorrem dentro dos WCV (SANTOS, 2017, no prelo). Dentre as formas existentes de modificações, há o chamado wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS), que difere dos WCV por possuir uma altura de saturação no seu fundo pelo aumento do nível da saída do efluente. Este modelo foi inicialmente proposto por Christoph Platzer, porém o primeiro trabalho publicado evidenciando a melhora que esse tipo de

sistema traz foi publicado por Dong e Sun (2007), melhorando na remoção parcial do nitrogênio, permitindo que processos de nitrificação e desnitrificação ocorressem no mesmo WC.

Em relação ao dimensionamento de WCV, há muitas formas possíveis e muitas considerações a serem feitas, como por exemplo o requerimento de área unitário, a taxa de carregamento orgânico e hidráulico, a taxa de transferência de oxigênio, o regime de operação, o material filtrante, o clima, a planta utilizada, a forma que a distribuição e coleta do efluente é feita, a existência ou não de pré e pós tratamento e a altura de saturação, sendo estas também chamadas de condições de contorno. Concernente ao dimensionamento de WCV-FS, não há parâmetros de projeto bem estipulados até a atualidade, sendo encontrados poucos trabalhos com estações em escala real trabalhando com esse tipo de sistema.

Independente da forma de dimensionamento utilizada, o efluente deverá seguir legislações vigentes como as resoluções do CONAMA N° 357 e N° 430, bem como a lei estadual de Santa Catarina, Lei N° 14.675 / 2009. Portanto torna-se necessário a garantia da qualidade do efluente para a preservação da saúde ambiental, dos seres vivos e para que as legislações sejam obedecidas.

No Brasil, o Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) vem trabalhando com WC a mais de 14 anos, tendo desenvolvidos trabalhos mais recentes em relação à eficiência de tratamento e hidrodinâmica de WC (FREITAS, 2017; ROUSSO, 2017), em relação a dinâmica microbiana de WC (PELISSARI et al., 2016), ao papel das macrófitas na remoção de nutrientes em WC (CELIS, 2015), e a parâmetros de projeto de WCV-FS (SANTOS, 2015).

Diante deste contexto, o presente trabalho buscou avaliar a forma empregada no dimensionamento e operação de uma estação em escala piloto composta por um WCV e um WCV-FS atuando de forma paralela. Para isso, avaliou o desempenho de tratamento em termos de remoção de carga, relativizando o desempenho de tratamento com diferentes corpos receptores durante o período de drenagem e ao longo da série histórica. Também, avaliou a rotina operacional do sistema e a hidrodinâmica por meio do tempo de detenção hidráulico e pelo tempo de percolação.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho e a rotina operacional de wetlands construídos verticais aplicados ao tratamento avançado de esgoto sanitário.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- (i) Avaliar o desempenho de tratamento em termos de remoção de carga da matéria orgânica carbonácea, de coliformes, de fósforo e nas transformações do nitrogênio promovido por um wetland construído vertical descendente e wetland construído vertical de fundo saturado;
- (ii) Relativizar a qualidade do efluente tratado de wetlands construídos verticais com diferentes corpos receptores, a fim de identificar a necessidade ou não de unidade de tratamento complementar em relação a desinfecção e nutrientes;
- (iii) Avaliar a hidrodinâmica de wetlands construídos verticais por meio da obtenção do tempo de detenção real de um wetland construído vertical de fundo saturado, e pelo tempo de percolação de um wetland construído vertical descendente;
- (iv) Avaliar a rotina operacional de wetlands construídos verticais, identificando falhas, suas recorrências e soluções empregadas.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

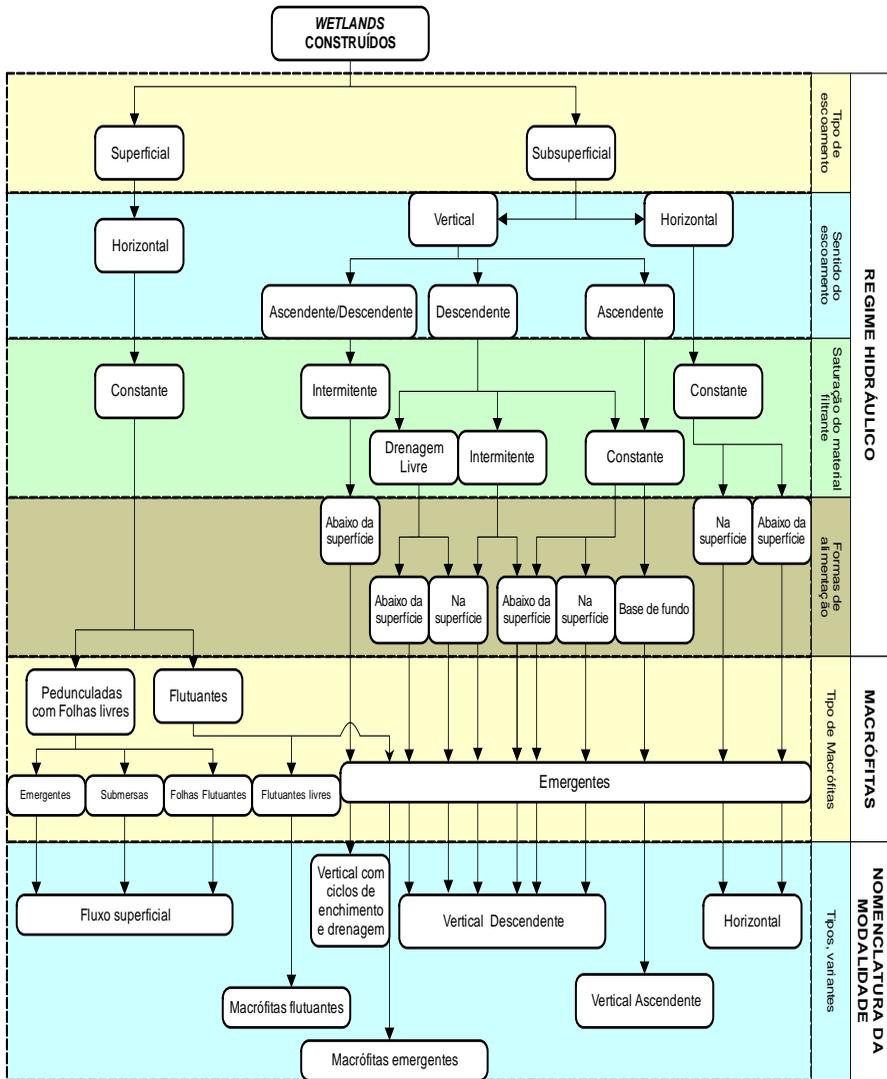
3.1 A UTILIZAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO

3.1.1 Categorias de wetlands construídos

WC são sistemas engenhados com características específicas dos wetlands naturais, para que dessa forma a capacidade de tratamento seja otimizada (KADLEC; WALLACE, 2009).

Eles podem ser construídos de diversas maneiras, dependendo do tipo de efluente que se quer tratar, dos materiais disponíveis que se tem e do local em si onde será construído. Uma classificação dos modelos de WC foi proposta por Fonder e Headley (2013), e pode ser vista na Figura 2. Nesta classificação eles são divididos pelo regime hidráulico e pelo tipo de macrófita utilizada. No regime hidráulico é subdividido de acordo com o tipo e sentido do escoamento, assim como pela saturação do material filtrante. Neste trabalho será destacado a aplicação de WCV.

Figura 2 - Classificação dos wetlands construídos.

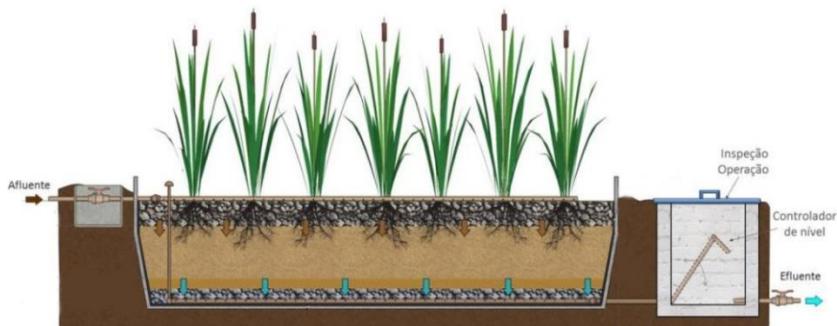


FONTE: Adaptado por Rousso (2017) de Fonder e Headley (2013).

3.1.1.1 *Wetland Construído Vertical (WCV)*

Este tipo de sistema tem o sentido de fluxo do efluente de forma vertical, percolando no maciço filtrante de forma ascendente ou descendente, sendo o mais comum utilizado o descendente (Figura 3).

Figura 3 - Esquema representativo do perfil longitudinal de um WCV descendente.



FONTE: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

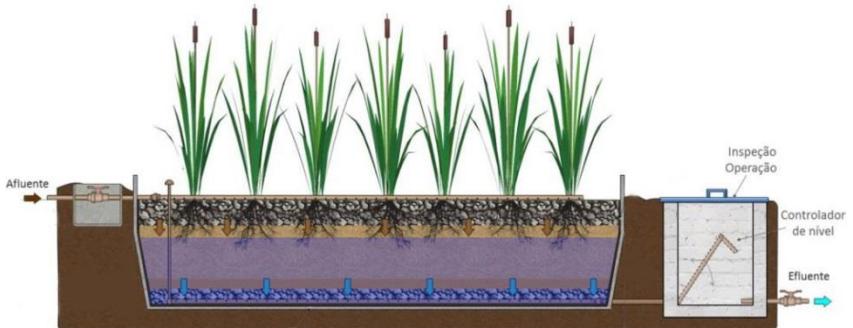
Cooper (2005) fez a separação entre duas gerações de WCV, a primeira, quando os arranjos tecnológicos compostos por WCV eram arranjos que possuíam uma série de WCV paralelos seguidos de uma série de WCH trabalhando com alternância dos módulos, compondo os chamados arranjos híbridos; e a segunda, que os arranjos de WCV são compostos por leitos únicos de WCV, sem alternância de módulos.

Comumente, esse tipo de sistema não possui uma altura de saturação de efluente no maciço filtrante. E pelo sentido do fluxo permitir que haja uma maior transferência de oxigênio, esse tipo de sistema tem uma boa capacidade de oxidação do nitrogênio amoniacal, porém não de remoção de nitrogênio total (COOPER,1999).

3.1.1.2 *Wetland Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS)*

Essa modalidade de WC tem como única diferença do WCV a elevação da tubulação de saída do efluente, permitindo que haja uma zona de entrada com drenagem livre e outra zona com altura de saturação dentro do maciço filtrante do WC (Figura 4), com estas condições, a nitrificação e a desnitrificação podem ocorrer de forma sequencial (SANTOS, 2015).

Figura 4 - Esquema representativo do perfil longitudinal de um WCV-FS.



FONTE: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

Apesar de já ser utilizado há mais tempo, o primeiro estudo publicado com essa modalidade de WC foi o de Dong e Sun (2007), que observaram uma maior remoção do nitrogênio total em um WC dessa modalidade em escala real em relação a um WCV convencional.

A altura de saturação pode ser ajustada para melhorar a eficiência (KIM et al., 2014), sendo possível observar uma variedade de alturas de saturação utilizadas na literatura (SANTOS, 2015).

3.1.2 Níveis de tratamento de esgoto sanitário

O tratamento de esgotos é dividido em vários níveis, que dependendo do impacto ambiental ao local de disposição do efluente, da exigência da legislação local e dos objetivos do tratamento, podem ser mais ou menos exigentes em termos de qualidade do efluente tratado, sendo eles usualmente classificados em: preliminar, primário, secundário e terciário (VON SPERLING, 2017). Apesar de serem amplamente utilizados na literatura, eles são somente termos que representam condições do tratamento de esgoto, podendo haver divergência em relação ao que cada um desses termos representa dependendo do contexto e localidade empregados.

Os wetlands construídos (WC) podem ser utilizados para tratamento em vários destes níveis, possuindo diversas configurações dependendo quais desses níveis se pretende atingir.

3.1.2.1 *Tratamento preliminar*

Este nível de tratamento objetiva apenas a remoção dos sólidos grosseiros, predominando-se mecanismos físicos de remoção de poluentes (VON SPERLING, 2017, p. 261). Segundo Metcalf e Eddy (2015), esse nível de tratamento é para que haja a remoção de materiais que possam causar problemas operacionais ou de manutenção às operações, processos de tratamento e a sistemas auxiliares. Comumente, são utilizadas grades e em seguida desarenadores (VON SPERLING, 2017, p. 278). Não foram encontrados registros na literatura da utilização de WC como tratamento preliminar ou na utilização de WC sem tratamento preliminar e/ou primário a montante.

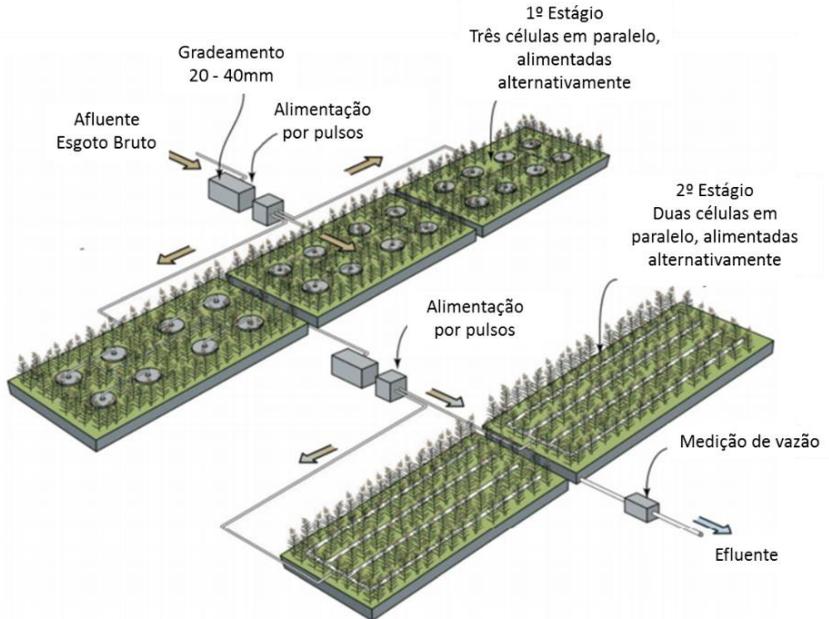
3.1.2.2 *Tratamento primário*

Este nível de tratamento visa a remoção de sólidos sedimentáveis e, conseqüentemente, remove também parte da matéria orgânica, tendo mecanismos físicos como principais mecanismos de remoção de poluentes (METCALF; EDDY, 2015, p. 12; VON SPERLING, 2017, p. 261). Há ainda o nível de tratamento chamado de primário avançado, que há a remoção de sólidos suspensos e matéria orgânica aumentada pela adição de compostos químicos (METCALF; EDDY, 2015, p. 12; VON SPERLING, 2017, p. 285).

O tratamento primário é comumente feito por decanto digestores. Em maior escala, decantadores primários são comumente utilizados e, atualmente, estão sendo substituídos por reatores UASB. E menor escala, são utilizados tanques sépticos e suas variantes (VON SPERLING, 2017, p. 285)

Os WC são utilizados normalmente após um tratamento primário, comumente feito por tanques sépticos ou tanques *Imhoff* em sistemas de menor escala, e por lagoas e digestores anaeróbios para sistemas de maior escala (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). Quando recebem diretamente o esgoto bruto após tratamento preliminar, são conhecidos como modelo francês, que é composto por dois estágios de wetlands construídos verticais (WCV), o primeiro estágio dividido em 3 módulos em paralelo, e o segundo estágio dividido em 2 módulos em paralelo (MOLLE; BOUTIN, 2005). Um esquema de como esse sistema funciona pode ser visto na Figura 5. No Brasil, devido as características climáticas, há pesquisas que endossam a aplicabilidade do sistema francês trabalhando apenas com o 1º estágio e com duas unidades em paralelo (ZUMALACARREGUI, 2018).

Figura 5 - Planta básica de um Sistema Francês de WC.



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

3.1.2.3 Tratamento secundário

Buscando principalmente a remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e eventualmente de nitrogênio e fósforo (nutrientes), mecanismos biológicos predominam neste nível de tratamento (METCALF; EDDY, 2015, p 12; VON SPERLING, 2017, p. 261).

O tratamento secundário tem como predominância uma etapa biológica, que realiza a remoção de matéria orgânica por reações bioquímicas realizadas por microrganismos (VON SPERLING, 2017, p. 286). Segundo Von Sperling (2017, p. 287), o tratamento secundário inclui unidades do tratamento preliminar, porém não necessariamente inclui unidades do tratamento primário. E segundo o mesmo autor, os sistemas mais utilizados são lagoas de estabilização e suas variantes, processos de disposição sobre o solo, reatores anaeróbios, lodos ativados e suas variantes, reatores aeróbios com biofilmes e wetlands construídos.

3.1.2.4 Tratamento terciário e avançado

O tratamento terciário visa a remoção de poluentes específicos ou a complementação da remoção de poluentes poucos removidos no tratamento secundário (VON SPERLING, 2017, p 261). Usualmente são utilizados filtros granulares. A desinfecção normalmente está nesse nível de tratamento, e a remoção de nutrientes é geralmente incluída também nesse nível de tratamento (METCALF; EDDY, 2015, p 12). Já o tratamento avançado, segundo Metcalf e Eddy (2015), é a remoção de materiais suspensos ou dissolvidos, que permanecem após o tratamento biológico, quando requerido para aplicações diversas de reuso.

Os WC também podem entrar nesse nível de tratamento, pois dependendo da categoria e arranjo tecnológico, podem atuar tanto na remoção de nutrientes, principalmente do nitrogênio, como também nas concentrações remanescentes de metais pesados (KADLEC; WALLACE, 2009, p. 10).

No trabalho de Lavrnić e Mancini (2016) foi constatada a possibilidade de reuso de efluentes oriundos de WC, porém em nenhum dos 29 sistemas analisados um WCV conseguiu atingir sozinho os parâmetros dos países do sul da Europa para reaproveitamento de efluentes na agricultura, sendo sempre necessária a associação dele com outras modalidades de WC ou com outras tecnologias.

Para a remoção de nitrogênio, comumente são utilizados os chamados arranjos híbridos compostos por um WCV seguido de um WCH, sendo o WCV responsável por oxidar a amônia a nitrato e o WCH por desnitrificar o nitrato para nitrogênio gasoso, porém, pelo fato da relação carbono nitrogênio (C:N) quando o efluente chega no WCH ser baixa, a desnitrificação acaba não sendo completa (KADLEC; WALLACE, 2009).

Com a proposta da melhora da eficiência de tratamento e diminuição do requerimento unitário de área utilizado por WC, aumentando as possibilidades de reuso do efluente, muitas pesquisas vêm trabalhando com wetlands construídos intensificados (WCI). Na revisão bibliográfica de Ilyas e Masih (2017), as formas de intensificação dos WC foram divididas em 3: por ciclos de enchimento e esvaziamento (*tidal flow* ou *reciprocating*), por recirculação de efluente e por aeração artificial. Neste trabalho foi constatado que o tipo de sistema com menor requisito unitário de área e melhor eficiência de tratamento considerando SST, DQO, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e NT, foi o WCV tipo *tidal flow*.

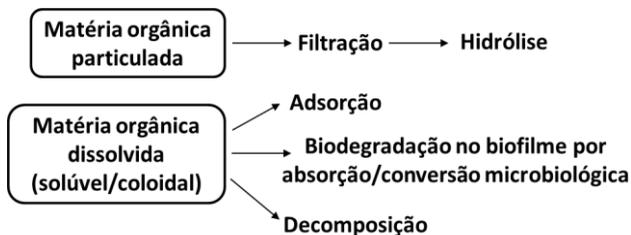
Com a mesma proposta que os WCI, o GESAD vem trabalhando desde 2015 com um wetland construído vertical modificado (WCV), que difere do WCVD por possuir uma saturação de fundo. Nesse trabalho vem sendo constatado uma melhor eficiência de tratamento considerando SST, DQO, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e NT (trabalho ainda não publicado) em relação ao WCVD, diminuindo o requerimento de área e aumentando as possibilidades de reuso do efluente gerado. Outros trabalhos que utilizaram técnicas parecidas foram o de Dong e Sun (2007), Silveira et al. (2015) e Pelissari et al. (2016).

3.1.3 Mecanismos de tratamento em WCV

3.1.3.1 Remoção de matéria orgânica

A matéria orgânica presente no esgoto pode se dividir entre inerte e biodegradável, e cada uma delas pode ser dividida em particulada ou dissolvida (VON SPERLING, 2000). A fração particulada biodegradável tem a degradação mais lenta (VON SPERLING, 2000), e normalmente ocorre nos WC por meio da hidrólise após processos físicos, como a filtração e sedimentação (GARCÍA et al., 2010). A fração dissolvida pode ser decomposta tanto de forma aeróbia quanto anaeróbia, dependendo das condições predominantes do sistema (GARCÍA et al., 2010), podendo ocorrer a adsorção, a biodegradação no biofilme e/ou a decomposição. Na Figura 6 é possível observar um resumo das formas de remoção.

Figura 6 - Formas de remoção da matéria orgânica em WCV.



FONTE: Adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

Em WCV convencionais há a predominância de remoção de forma aeróbia devido ao regime hidráulico intermitente normalmente empregado, que permite o arraste de oxigênio para dentro do sistema, favorecendo também que a maior parte de remoção da matéria orgânica

esteja entre os 10 e 20 centímetros iniciais do maciço filtrante (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012a).

Já nos WCV-FS há um tempo de detenção hidráulico (TDH), proporcionando um maior tempo de contato, podendo aumentar a eficiência de tratamento do sistema (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a), mesmo que a remoção de matéria orgânica por vias anaeróbias seja de forma mais lenta do que por vias aeróbias.

3.1.3.2 *Remoção de nitrogênio*

O nitrogênio está presente no esgoto sanitário na forma inorgânica, que é a amônia ($\text{NH}_4^+\text{-N}$), e na orgânica, que pode ser inerte ou biodegradável. A inerte por sua vez é dividida em solúvel ou particulada, sendo a solúvel normalmente desprezível e a particulada associada a matéria orgânica. Já a biodegradável pode ser rapidamente biodegradada para amônia, pelo processo de amonificação; lentamente biodegradada, sendo passada da forma particulada para a solúvel, passando a ser rapidamente biodegradada e por fim transformada também em amônia (VON SPERLING, 2000).

Todos os processos acima ocorrem em WCV, porém pelos WCV normalmente estarem associados a um pré-tratamento, o nitrogênio chega majoritariamente na forma de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, ocorrendo diversos processos dentro dele para remoção da $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Em WCV convencionais, a nitrificação é o processo mais importante na transformação da $\text{NH}_4^+\text{-N}$, sendo eles capazes de oxidar a $\text{NH}_4^+\text{-N}$ até $\text{NO}_3^-\text{-N}$ pela sua maior capacidade de transferir oxigênio ao maciço filtrante do WCV (COOPER, 1999).

Após ser transformada em nitrato, ainda é necessário haver o processo de desnitrificação para que haja a remoção do nitrogênio do efluente, sendo o nitrato reduzido a nitrito, óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e por fim para nitrogênio gasoso (N_2) (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). Porém, em WCV convencionais não é comum que ocorra esse processo, em virtude de não haver condições redutoras (anaeróbias) o suficiente (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012a). Todavia, com o uso da saturação parcial do meio filtrante tais condições são favorecidas, possibilitando a ocorrência da desnitrificação (DOTRO et al., 2017).

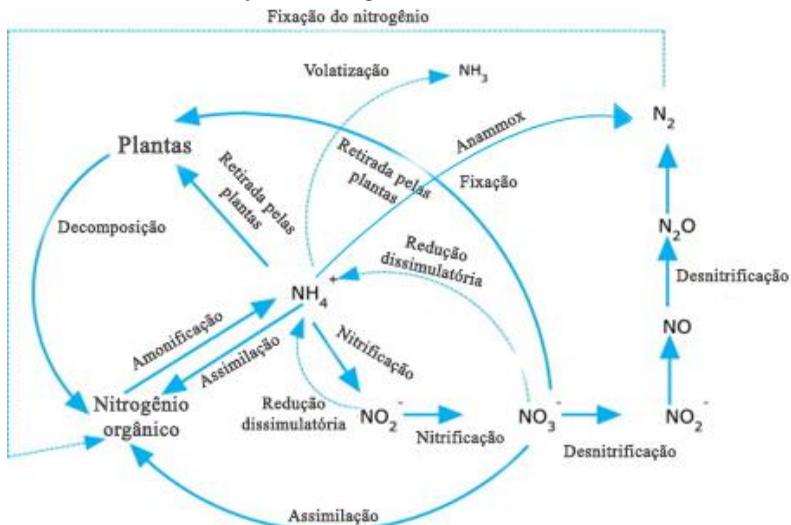
O nitrogênio também pode ser absorvido pelas plantas, sendo este o nutriente em que as plantas tem maior influência no aumento de sua remoção (SAEED; SUN, 2017), podendo ser removido tanto na forma de amônia quanto de nitrato. A remoção em WCV convencionais por

essa via é menor em relação a WCH, provavelmente por não haver saturação no meio, que não permite a existência de um tempo de detenção do efluente (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a), sendo evidenciado em WCV-FS o aumento na remoção de nitrogênio total em relação a WCVD (CELIS, 2015). Após a absorção pelas plantas em seus tecidos, é necessário haver a poda delas para que o nitrogênio possa ser retirado do WC (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

O baixo tempo de contato entre o efluente e o maciço filtrante também não permite uma intensa troca catiônica entre os dois, não favorecendo a remoção do nitrogênio pela adsorção ao maciço filtrante (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012a).

Há também a ocorrência de vias não convencionais de remoção de nitrogênio em WCV, tais como a oxidação anaeróbica da amônia (ANAMMOX, em inglês *Anaerobic Ammonium Oxidation*) (DONG; SUN, 2007), e a remoção completamente autotrófica do nitrogênio pelo nitrito (CANON, em inglês *Complete Autotrophic Nitrogen Removal Over Nitrite*) (SUN; AUSTIN, 2007). Na Figura 7 é possível observar algumas rotas de transformação de nitrogênio em WC.

Figura 7 - Rotas de transformação do nitrogênio em WC.



FONTE: Adaptado de Saeed e Sun (2012).

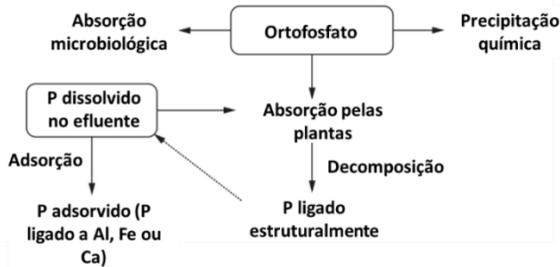
3.1.3.3 *Remoção de fósforo*

O fósforo no esgoto está presente em diversas formas: orgânica, inorgânica, solúvel ou insolúvel, porém todas devem ser convertidas para a forma solúvel e inorgânica para ser consumida biologicamente (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). Apesar disso, o fósforo está mais presente na forma de ortofosfato, e sua remoção pode ocorrer quimicamente ou biologicamente, e em WCV vias químicas são mais observadas (SAEED; SUN, 2017).

Apesar de possuir valores abaixo de 1% de remoção em termos de cargas aplicadas em WCV (CELIS, 2015), as plantas também influenciam na remoção de ortofosfato, ficando retido principalmente na biomassa dentro do maciço filtrante (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012a). Porém, mesmo assim, as podas são benéficas ao sistema, pois evita o retorno de fósforo ao sistema por decomposição do tecido foliar (VYMAZAL et al, 1998 apud STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014a).

O principal processo químico e físico que ocorre é a adsorção/precipitação do ortofosfato no maciço filtrante, especialmente se este for rico em Ca/Fe/Al (VOHLA et al., 2011). Todavia, pelo maciço filtrante possuir capacidade limitada de adsorção de fósforo, ocorre a saturação do meio ao longo do seu uso, sendo necessária sua troca após um período de tempo caso queira se manter elevadas eficiências de remoção (ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001). Por essas razões, quando um WC é projetado com o intuito de se remover ortofosfato do efluente, normalmente há uma etapa de tratamento posterior ou anterior para precipitação do fósforo, com por exemplo a adição de policloreto de alumínio (BRIX; ARIAS, 2005), ou de cloreto férrico (KIM et al., 2014, 2015). Na Figura 8 são apresentadas as formas de remoção de fósforo em WC.

Figura 8 - Formas de remoção do fósforo em WC.



FONTE: Adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

3.1.3.4 Remoção de coliformes

Em WC os coliformes podem ser removidos de forma física, química ou biológica, sendo que os principais mecanismos dentro dos WC dependem do tipo específico de WC, do regime hidráulico, das características do efluente e até do clima local (WU et al., 2016).

As formas físicas predominantes são a filtração, sedimentação e adsorção dos coliformes no maciço filtrante. Segundo estudos de Arias (2003), a filtração é o principal meio de remoção de coliformes em WCV. A adsorção acaba sendo um tipo específico de filtração, que ocorre devido as interações entre o maciço filtrante e/ou as raízes das plantas (WU et al., 2016).

Apesar de haverem muitas formas químicas e biológicas de remoção de coliformes, entre elas oxidação, exposição dos coliformes a exsudados das raízes das macrófitas e retenção no biofilme, a morte natural dos coliformes acaba sendo predominante em WC, ocorrendo pela predação, por falta de nutrientes ou por exposição a algum estresse físico ou químico (WU et al., 2016).

3.2 CRITÉRIOS PARA O DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL

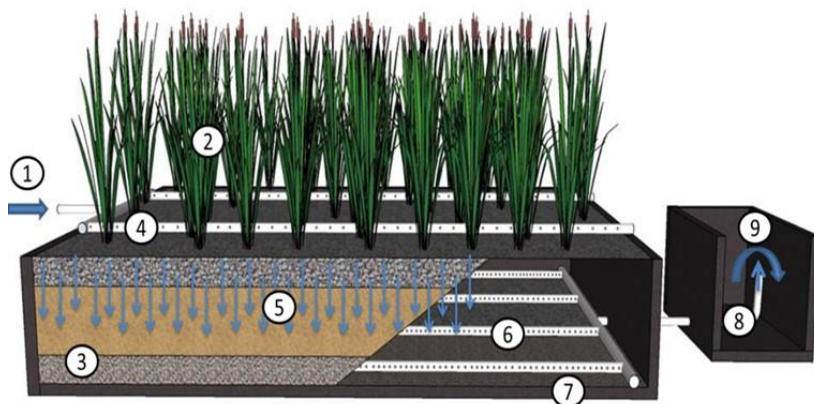
Os WCV tiveram seu uso ampliado em torno dos anos 1990, havendo hoje diversas variações desse tipo de sistema. Independente dessas variações, o desempenho de tratamento dos WCV é significativamente afetado por fatores operacionais, como taxas de carregamento instantâneas e frequências de ciclos de carregamento (KADLEC; WALLACE, 2009). A curta história do desenvolvimento da tecnologia e o desconhecimento da influência dos fatores operacionais no desempenho de tratamento, não permitiram que os métodos de

dimensionamento desse tipo de tecnologia evoluíssem (KADLEC; WALLACE, 2009).

Há de modo geral três formas que podem ser utilizadas para o dimensionamento de WC: (i) pelo requerimento de área unitário; (ii) pela carga aplicada; (iii) pela taxa de transferência de oxigênio. Além disso, há fatores que precisam ser levados em conta para esse dimensionamento, desde meteorológicos até operacionais (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Também, é importante ressaltar que as características dos WCV aqui apresentados são para majoritariamente o tratamento de esgotos domésticos ou sanitários, qualquer consideração acerca de um esgoto diferente deste tipo será pontualmente dita. Na Figura 9 é possível observar uma síntese do que cada termo representa no WC.

Figura 9 - Esquema representativo dos termos utilizados para dimensionamento de WC.



- 1) Taxa de aplicação superficial e regime de alimentação; 2) Macrófitas; 3) Altura e composição do maciço filtrante; 4) Tubulação de alimentação; 5) Sentido do fluxo; 6) Tubulação de coleta; 7) Impermeabilização das paredes e do fundo do WC; 8) Controlador de altura de saturação; 9) Efluente final.

FONTE: Adaptado de Pelissari (2013).

3.2.1 Pelo requerimento de área unitária (*rule of thumb*)

É normalmente representado como a razão de requerimento de área por pessoa (m^2/pe), também conhecido no Brasil como m^2/hab . Esse valor varia muito de local para local, e de modo geral é baseado na

experiência de quem está executando o projeto (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Há muitos valores que são utilizados, porém Cooper (2005) resumiu uma série de equações utilizadas por diversos autores, equações essas que foram sintetizadas por Kadlec e Wallace (2009) seguindo a Equação (1).

$$A = mP^b \quad (1)$$

Onde:

A = Área requerida do leito filtrante (m²);

b = Expoente;

P = Equivalente populacional (hab);

m = Fator de escala.

Esses mesmos autores reuniram uma série de valores utilizados na Equação (1) que foram sintetizados segundo a Tabela 1.

Tabela 1 - Critérios relacionados à Eq 1 empregada no dimensionamento de Wetlands Construídos de Fluxo Vertical tratando águas residuárias municipais.

Referência	País	m	b	Comentários
Cooper et al. (1996)	Reino Unido	1	1.0	Somente DBO
Cooper et al. (1996)	Reino Unido	2	1.0	DBO e N-NH ₄
Weedon (2003)	Reino Unido	5,4	0,6	< 25 pessoas
Weedon (2003)	Reino Unido	2,4	0,85	> 25 pessoas
Boutin e Liénard (2003)	França	2,5	1	Dois estágios
Fehr et al. (2003)	Alemanha	4	1	-
Brix e Johansen (2004)	Dinamarca	3	1	Redução de 95% da DBO Valores de 1,2 para o 1º Estágio e 0,8 para o 2º
Molle et al. (2005)	França	2	1	Estágio; DQO < 60
ÖNORM (2005)	Áustria	4	1	-
DWA (2006)	Alemanha	4	1	-
Langergraber et al. (2006)	Áustria	4	1	-

FONTE: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

Como é parcialmente apresentado na própria tabela, há características inerentes a cada sistema dimensionado que precisam ser levadas em conta para que o dimensionamento seja efetivo, essas características não serão detalhadas para cada tipo de dimensionamento apresentado. Uma dessas características é a quantidade e qualidade de

efluente a ser tratado por m^2 , que diretamente afetará a demanda por área superficial. Com isso, a presença ou não de um pré tratamento também afeta na área requerida (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Apesar da fórmula apresentada por Kadlec e Wallace (2009), há uma tendência de serem utilizados valores inferiores a $3 m^2/pe$, sendo ainda menores em regiões mais quentes. Em regiões mais frias os valores podem chegar até $5 m^2/pe$ (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). Na Tabela 2 podem ser vistos diversos valores referentes a áreas unitárias utilizadas em vários países.

Tabela 2 - Valores de áreas unitárias utilizadas para dimensionamento de WCV em diversos países.

País	Área Requerida (m^2/pe)	Referências
Dinamarca	3,2	Brix e Arias (2005)
Reino Unido	1,0 - 2,0	Cooper et al. (1997); Cooper e Green (1998); Cooper (1999,2005) e Weedon (2010)
Áustria	4,0 - 6,0	Laber et al. (1997), Schönerklee et al. (1997), Habert et al. (1998), Langergraber et al. (2007) e Mitterer-Reichmann (2012)
República Tcheca	1,5	Vymazal e Kröpfelová (2011)
	1,6	Olsson (2011)
Alemanha	2,25	Kayser et al (2002)
	3,0	von Felde e Kunst (1997)
	2,0 - 3,0	Baglo e Wach (1995)
Bélgica	3,8	Rousseau et al. (2004)
França	2,0 - 2,5	Molle et al. (2005) e Paing e Voisin (2005)
Grécia	1,0 - 1,5	Stefanakis e Tsihrintzis (2012)
	3	Gikas e Tsihrintzis (2012)
Itália	1,3 - 3,2	Foladori et al. (2012)
Espanha	1,0 - 3,2	Puigagut et al. (2007)
Ilhas Canárias	1,5	Verá et al. (2013)

FONTE: Adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

Como é possível observar, os valores são muito superiores aos de outras técnicas de tratamento de efluentes que requerem inserção de energia, como por exemplo lodos ativados, que requerem $0,062 m^2/pe$,

ou filtros biológicos aerados (0,027 m²/pe) (COOPER, 2005). Porém, atualmente, se busca métodos para diminuição desses valores requeridos de áreas unitárias, como por exemplo a utilização de múltiplas camadas no maciço filtrante do WC (NAKAMURA et al., 2017), do chicaneamento (*baffled*) de WC (SAEED et al., 2014), a aeração do sistema (ILYAS; MASIH, 2017a), a recirculação do efluente (ILYAS; MASIH, 2017a), e a saturação de fundo (TREIN et al., 2015; SILVEIRA, 2015; PELISSARI et al., 2017).

3.2.2 Pela carga aplicada

Apesar do requerimento de área unitária ser amplamente utilizado para o design de WC, este critério só fornece uma boa indicação da demanda de área necessária para o dimensionamento preliminar do WC. Por isso há outros parâmetros de projeto que podem ser utilizados, como o carregamento orgânico, expresso em gDBO₅/m².d ou em gDQO/m².d, e o carregamento hidráulico, expresso em m³/m².d ou mm/d (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Esse carregamento é chamado, também, de taxa de aplicação orgânica superficial, e pode ser calculado pela Equação (2).

$$\lambda_s = \frac{DQO_{en} * Q}{A} \quad (2)$$

Onde:

λ_s = Taxa de aplicação orgânica superficial (gDQO/m².d);

DQO_{en} = DQO de entrada (mg/L ou g/m³);

Q = Vazão (m³/d);

A = Área superficial do WCV (m²).

A carga aplicada, da mesma forma que o requerimento de área unitária, varia muito de local para local, havendo também diferenças entre outras considerações para o dimensionamento dos sistemas, como por exemplo a espessura da camada filtrante (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). Na Tabela 3 é possível observar valores de taxa orgânica e hidráulica utilizadas em diversos países, sendo que os valores da França são muito superiores aos outros devido ao fato de lá ser utilizado o chamado sistema francês, que recebe efluente sem tratamento primário.

Tabela 3 - Cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas em WCV de vários países.

Referência	País	Carga Orgânica Aplicada		Carga Hidráulica Aplicada (m ³ /m ² /d)	Comentários
		DBO ₅ (g/m ² /d)	DQO (g/m ² /d)		
Sezerino (2006)	Brasil		41	0,23	
Trein et al (2015)	Brasil		87	0,13	
Trein et al (2015)	Brasil		1,9	0,012	WCV de fundo saturado
Vidal e Harmazábal (2018)	Chile	40		>0,05	
Weedon (2003)	Reino Unido	13,7	26,1	0,119	WCVD Compacto (Único estágio)
Weedon (2010)	Reino Unido	56		0,05	WCVD para nitrificação
Nivala et al (2018b)	Alemanha		20	0,08	Filtro vertical com areia
Platzer (1999)	Alemanha			0,25	
von Felde e Kunst (1997)	Alemanha		Até 70	0,05; 0,10; 0,15	
Kayser et al. (2002)	Alemanha			Entre 0,08 e 0,180	
Luederitz et al. (2001)	Alemanha	10,01 ; 21,44	20,6; 35,69	0,030; 0,044	
Winter e Goetz (2003)	Alemanha		20		
Langergraber et al. (2007a, 2008a,b)	Austria		20; 27; 40		
Prochaska et al. (2007)	Grécia			0,08 - 0,17	
Arias et al. (2003b)	Dinamarca			0,520; 1,370	
Brix e Arias (2005)	Dinamarca	3,75			Efluente Domiciliar
Korkusuz et al. (2004)	Turquia	6,5		0,1	Efluente Domiciliar
Vymazal e Kröpfelová (2011)	República Tcheca		80-193	0,038; 0,181; 0,295	
Gikas e Tsihrintzis (2012)	Grécia	2,9		0,006	Efluente Domiciliar
Coulibaly et al. (2008)	Costa do Marfim			0,01	
Jia et al (2010)	China			0,01	

Tabela 3 - Cargas orgânicas e hidráulicas aplicadas em WCV de vários países – Continuação.

Referência	País	Carga Orgânica Aplicada		Carga Hidráulica Aplicada (m ³ /m/d)	Comentários
		DBO ₅ (g/m ² /d)	DQO (g/m ² /d)		
Olsson (2011)	Alemanha	13-27		0,087 - 0,096	
Cheng et al. (2011)	China		2,5; 5; 10	0,025	
Foladori et al. (2012)	Itália		37 - 87	0,055 - 0,123	
Abou-Elela e Hellal (2012)	Egito	2,62-7,65		0,044	
Wu et al. (2011b)	China			0,8 - 1,2	
Zurita et al. (2009)	México	4,6		0,04	
Vera et al. (2013)	Ilhas Canárias	20		0,083	
Prigent et al. (2013)	França		300	0,38	
Paing e Voisin (2005)	França	55		0,14	
Molle et al. (2004)	França		250 +- 70	1 - 1,4	
Stefanakis e Tsihrintzis (2012a)	Grécia	89,9 - 180,9	107,2 - 219,6	0,195 - 0,439	

FONTE: Adaptado de Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014).

Apesar de não ser abordado diretamente neste trabalho, há como se dimensionar WCV voltados para que a nitrificação ocorra, que teve início com o trabalho de Platzter (1999), que recomenda a aplicação máxima de 6,5g/m².d de Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK).

Levando em conta a necessidade de inserção de oxigênio, os WCV são a modalidade de WC que mais são viáveis para que haja a nitrificação (PLATZER, 1999). Porém, não é possível que a desnitrificação completa se decorra, permanecendo grande parte do nitrogênio na forma de nitrito ou nitrato (PLATZER, 1999; PROCHASKA; ZOUBOULIS; ESKRIDGE, 2007). Para que se processe a desnitrificação, há diversas alternativas que já foram utilizadas, como por exemplo a saturação de fundo do WCV juntamente com a inserção de carbono no sistema (LABER; PERFLER; HABERL, 1997), a recirculação do efluente (LABER; PERFLER; HABERL, 1997; BRIX; ARIAS, 2005) e somente a saturação de fundo (TREIN et al., 2015; SILVEIRA, 2015; PELISSARI et al., 2017).

3.2.2.1 Equações de regressão

Apesar de serem mais utilizadas para a modelagem de WC, equações de regressão podem ser utilizadas também para seu dimensionamento. Elas possuem duas principais desvantagens: (i) são produzidas a partir de dados experimentais, só podendo ser aplicadas em

sistemas semelhantes (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a); (ii) simplificam os processos que ocorrem nos WC por considerarem um número pequeno de parâmetros, desconsiderando outros parâmetros importantes como de dimensionamento e operação (ROUSSEAU; VANROLLEGHEM; DE PAUW, 2004). Diversas formas podem ser utilizadas para a obtenção dessas equações e diversos tipos de resultados podem ser obtidos. Na Tabela 4 é possível ver uma série de equações de regressão para WCV levantadas por Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

Tabela 4 - Equações de regressão obtidas em WCV.

Poluente considerado na resposta da equação	Equação	R ²	Referência
DBO	$CRA_{DBO} = 0,947 * CEA_{DBO} - 9,285 * CRE_{OF} + 0,646 * T + 4,96 * OD + 86,575 * CHA - 36,215$	0,88 - 0,96	Stefanakis (2011)
	$CRA_{DBO} = 0,807 * CEA_{DQO} + 0,364 * T - 70,220 * CHA - 5,684$		
	$CRA_{DBO} = 0,758 * CEA_{DBO} + 0,647 * T - 98,074 * CHA - 28,287$		
DQO	$CRA_{DBO} = 0,808 * CEA_{DBO} - 11,261 * DO - 60,321 * CHA - 0,298$	0,7	Gikas et al. (2011)
	$CRA_{DBO} = 0,807 * CEA_{DBO} + 0,364 * T - 70,220 * CHA - 5,684$		
	$CRA_{DBO} = 0,791 * CEA_{DBO} - 3,924 * CEA_{OP} + 0,209 * CEA_{DQO} + 0,228 * T - 15,499$		
	$CRA_{DBO} = 0,874 * CEA_{DBO} + 0,252 * T + 42,512 * CHA - 13,063$		
	$CRA_{DBO} = 1,013 * CEA_{DBO} - 1,885 * DD - 3,583$		
DQO	$C_{DQOsai} = 0,430 * C_{DQO} + 1,859 * C_{NH4} - 0,973$	0,7	Gikas et al. (2011)
	$C_{DQOsai} = 0,599 * C_{DBO} + 2,396 * C_{NTR} + 0,306 * C_{SST} - 30,329$	0,7	Gikas et al. (2011)
Nitrogênio	$R_{DQO} = 26,746 * C_{eff,DO} + 55,403$	0,5	Chang et al. (2012)
	$C_{NTKsai} = 0,042 * C_{DQOen} + 0,823 * C_{NH4en} + 8,878$	0,8	Gikas et al. (2011)
	$C_{NH4sai} = 0,034 * C_{DBOen} + 0,583 * C_{NTRen} + 3,596$	0,8	Gikas et al. (2011)
Fósforo	$R_{NT} = 46,092 * C_{eff,DO} - 13,168$	0,7	Chang et al. (2012)
	$C_{OFsai} = 0,641 * C_{OFen} - 3,395 * CHA + 0,690$	0,88 - 0,96	Stefanakis (2011)
	$C_{OFsai} = 0,656 * C_{OFen} + 0,165$		
$C_{OFsai} = 0,553 * C_{OFen} - 2,351 * CHA + 0,522$			
SST	$C_{OFsai} = 0,613 * C_{OFen} - 5 * 10^{-6} * K_t - 0,303$	0,2	Gikas et al. (2011)
	$C_{FTsai} = 0,023 * C_{NTRen} + 0,257 * C_{OFen} + 0,007 * C_{SSTen} + 2,866$	0,3	Gikas et al. (2011)
SST	$C_{SSTsai} = 0,245 * C_{DQOen} - 0,043 * C_{ECen} - 8,097 * C_{ODen} + 93,540$	0,3	Gikas et al. (2011)

CRA: Carga Removida por Área (mg/m².d); CEA: Carga de Entrada por Área (mg/m².d); CHA: Carga Hidráulica Aplicada (m³/m².d); OD: Concentração de Oxigênio Dissolvido (mg/L); DD: Dias de Descanso do WC (d); C_{en}: Concentração de entrada do afluente (mg/L); C_{sai}: Concentração de saída do efluente (mg/L); R: Remoção (%); OF: Ortofosfato; FT: Fósforo Total; K_t: Condutividade Hidráulica; SST: Sólidos Suspensos Totais; T: Temperatura; CE: Condutividade Elétrica; As células grifadas de cinza são as que puderam ser utilizadas para o presente trabalho, em virtude dos dados obtidos.

FONTE: Adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

3.2.3 Pelo balanço de Oxigênio

Os WCV têm como principal vantagem a capacidade de transferir oxigênio para o leito filtrante (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a), capacidade essa que possibilita a efetiva remoção de vários componentes de efluentes, como DBO, DQO, e nitrogênio amoniacal (TCHOBANOGLIOUS; BURTON; STENSEL, 2003).

A transferência de oxigênio para o leito filtrante se dá de quatro formas principais: pelo oxigênio dissolvido no próprio efluente; pela convecção em alimentações intermitentes do afluente, pela difusão da atmosfera e pela transferência de oxigênio por parte das plantas (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014; KADLEC; WALLACE, 2009).

A transferência de oxigênio por parte das plantas é o ponto mais controverso. Inicialmente se falava que elas contribuíam com valores entre 0,005 - 12 gO₂/m².d (NIVALA et al., 2012), porém como esse valor depende da espécie de planta e da estação do ano (STEIN; HOOK, 2005). Barreto (2016), chegou a encontrar valores próximos a 500 gO₂/m².d em um piloto plantado com *Canna x generalis* na região meio oeste do Brasil.

As formas para se calcular tanto a transferência de oxigênio quanto o consumo de oxigênio apresenta dois componentes principais: a demanda estimada de remoção de DBO carbonácea do WC; e a demanda estimada de remoção de DBO nitrogenada (NIVALA et al., 2012). Para o cálculo em si, a fórmula genérica pode ser descrita como a Equação (3) (COOPER, 2005).

$$TCO = \frac{\text{vazão} [(DBO_5 \text{ en} - DBO_5 \text{ sai}) + 4,3 (NH_4 - N \text{ en} - NH_4 - N \text{ sai})]}{\text{área total de leito filtrante}} \quad (3)$$

Onde:

TCO = Taxa de Consumo de Oxigênio (g/d.m²);

Vazão = Vazão do efluente (m³/d);

DBO₅ en = DBO₅ de entrada (mg/l);

DBO₅ sai = DBO₅ de saída (mg/l);

NH₄-N en = NH₄-N de entrada (mg/l);

NH₄-N sai = NH₄-N de saída (mg/l);

Área total de leito filtrante (m²).

Importante ressaltar que na Equação (3), o autor chamou de taxa de transferência de oxigênio (TTO), porém Nivala et al. (2012) ao citá-lo, utilizando suas considerações, chamaram de taxa de consumo de oxigênio (TCO), sendo apresentada essa forma.

Há também as fórmulas de Kadlec e Wallace (2009), que trabalharam de forma a abranger um espectro maior de incertezas em relação à oxidação do carbono e do nitrogênio em WC, apresentando três fórmulas para TCO máxima, intermediária e mínima, apresentadas respectivamente abaixo nas Equações (4), (5) e (6).

$$TCO_{m\acute{a}xima} = \frac{[1,5 (\Delta M_{CDBO5}) + 4,6 (\Delta M_{NTK})]}{A} \quad (4)$$

$$TCO_{intermedi\acute{a}ria} = \frac{[1,0 (\Delta M_{CDBO5}) + 1,7 (\Delta M_{NTK})]}{A} \quad (5)$$

$$TCO_{m\acute{i}nima} = \frac{1,7 (\Delta M_{NTK})}{A} \quad (6)$$

Sendo:

TCO: taxa de consumo de oxigênio (g/d.m²);

ΔM: Massa removida (g/d) de um parâmetro específico (DBO₅ ou NTK);

A: Área (m²).

Platzer (1999) propôs um dimensionamento mais detalhado levando em conta a entrada e demanda de oxigênio em um WCV para nitrificação total de esgoto doméstico. Para o cálculo da demanda de oxigênio se utiliza a Equação (7).

$$DO = 0,85 \cdot 0,7 \cdot DQO_{en} + 4,3 \cdot NTK_{en} - 0,1 \cdot 2,9 \cdot NTK_{en} \quad (7)$$

Onde:

DO = Demanda de Oxigênio (g/d);

DQO_{en} = DQO de entrada (g/d);

NTK_{en} = Nitrogênio Total Kjeldahl de entrada(g/d).

Para o cálculo da entrada de oxigênio se faz o somatório das Equações (8) e (9), que representam a entrada de oxigênio por difusão e por convecção, respectivamente.

$$EO = \text{Área} * (24 - 1,5 * N^{\circ}Pul) \quad (8)$$

$$EO = 0,3 * VEfl * 1000 \quad (9)$$

Onde:

EO = Entrada de oxigênio (g/d);

Área = Área superficial do WC (m²);

N^oPul = Quantidade de pulsos;

VEfl = Volume de Entrada do Efluente no WC (m³/d).

Para que o dimensionamento seja efetivo, o somatório das entradas de oxigênio (EO) subtraído da demanda de oxigênio (DO), precisa ser superior a zero.

3.3 CONDIÇÕES PARA OPERAÇÃO E MANUTENÇÃO (O&M) DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS

Para o bom funcionamento dos sistemas WC é necessário que certas condições de operação e construção como o pré-tratamento, a estratégia de alimentação adotada, a distribuição e coleta do efluente, a configuração do maciço filtrante, a planta utilizada, o pós tratamento e a altura de saturação, também sejam seguidas e mantidas.

3.3.1 Pré-tratamento

O pré-tratamento é uma fase importante na utilização de WC, pelo fato que grandes concentrações de sólidos suspensos podem colmatar o meio filtrante e ocasionar escoamento superficial (VYMAZAL, 2002).

No caso dos WC, os métodos mais comuns para tratamento a montante são tanques sépticos e tanques Imhoff para sistemas de pequena escala, e lagoas e digestores anaeróbios para sistemas de larga escala (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Cabe ressaltar a diferença dos sistemas franceses, que não utilizam pré-tratamento, trabalhando com WCV em dois estágios, com três ou duas unidades trabalhando em paralelo (BOUTIN; LIÉNARD; ESSER, 1997; MOLLE; BOUTIN, 2005; MORVANNOU et al., 2015).

3.3.2 Estratégias de Alimentação

A alimentação em WCV normalmente é feita de forma intermitente, sendo que as recomendações variam entre 3 e 12 pulsos por dia, e os mais comuns sendo utilizados são entre 4 e 6 pulsos (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Um ponto importante que deve ser destacado na intermitência de pulsos é que, uma maior quantidade de pulsos curtos pode ser que não dê tempo suficiente para que ocorra a oxidação da matéria orgânica e restauração das condições aeróbias, enquanto que menos pulsos mais longos forcem o arraste de oxigênio para dentro do sistema. Sem contar o fato que a quantidade de pulsos aplicados em WC está diretamente ligada com a quantidade de sistemas que terão que ser feitos em paralelo (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014) recomendam a Equação (10) para determinação da duração do período de descanso, levando em conta a quantidade de unidades de WC paralelas.

$$R = 2N - 2 \quad (10)$$

Sendo:

R = Duração do período de descanso (d);

N = Número de unidades paralelas.

A alimentação para o WC pode ser feita por meio de conjuntos motor-bomba, sendo vários modelos e potências recomendadas para cada caso; por meio de sifões (Figura 10), sendo estes muitos utilizados no sistema Francês (MOLLE; BOUTIN, 2005), ou sem nenhum equipamento específico e somente por meio da gravidade.

Figura 10 - Sifão utilizado em um WC na Grécia.



FONTE: Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

3.3.3 Distribuição e coleta do efluente

São feitas basicamente por três conjuntos de tubos: os de distribuição, que são posicionados sobre o WCV, para que o efluente percole verticalmente, de cima para baixo, sendo posicionados entre uma camada opcional de proteção, como por exemplo brita (SEZERINO, 2006), ou aparas de madeiras grossas ou conchas do mar (BRIX; ARIAS, 2005).

O segundo conjunto de tubos são os de drenagem (Figura 11). Estes são responsáveis por coletar o efluente para que ele siga para uma etapa posterior, ou já ser lançado em um corpo receptor. Os tubos devem ser cobertos por britas grossas para prevenir que eles entupam e permitir uma melhor drenagem do efluente (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a).

Figura 11 - Tubos de drenagem de efluente tratado.



FONTE: Arias e Brix (2016).

Por último são os tubos de aeração. Estes conectam os tubos de drenagem com a atmosfera, permitindo que haja uma melhor aeração do fundo do WC (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a), e estão presentes nos WCV que não tenham fundo saturado e também são utilizados nos WCH. Brix e Arias (2005) recomendam que estes saiam cerca de 0,3 m do maciço filtrante. Seu posicionamento e uso podem ser melhor vistos pela Figura 12. Segundo Stefanakis e Tsihrintzis (2012), o uso de tubos de aeração melhorou o desempenho de um WCV.

Figura 12 - Tubos de aeração e de distribuição de esgoto.



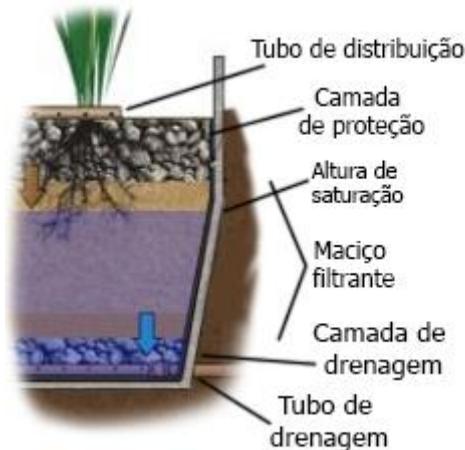
FONTE: Arias e Brix (2016).

3.3.4 Espessura e camadas do maciço filtrante

O maciço filtrante tem dentre muitas funções a de suportar a vegetação implementada no WC; filtrar e drenar o efluente; de promover superfície de adesão para fixação dos microrganismos e desenvolvimento do biofilme, e promover o tratamento por meio da adsorção e outros processos de transformação (TSIHRINTZIS, 2017).

A escolha do material que compõe o maciço filtrante está condicionada às finalidades do tratamento (SEZERINO, 2006). Normalmente, a principal camada é composta por areia e tem a profundidade de pelo menos 40 cm, e possui uma camada de fundo para proteção dos tubos de drenagem que tem entre 10 e 20 cm (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). Como comentado previamente e mostrado na Figura 13.

Figura 13 - Esquema das camadas do maciço filtrante.



FONTE: Adaptado de Von Sperling e Sezerino (2018).

No Brasil, nos sistemas pesquisados em escala real atualmente, há a predominância de dois tipos de materiais: brita (MANJATE, 2016; DECEZARO, 2016; ZUMALACARREGUI, 2018)), e areia grossa (SEZERINO, 2006; SANTOS, 2015; FREITAS, 2017; ROUSSO, 2017). No caso da brita, há a utilização dos diâmetros variando de 2,4 mm a 50 mm, alternando de menor para maior diâmetro de forma descendente no maciço filtrante (MANJATE, 2016); e de 19,1 mm a 25 mm variando da mesma forma (DECEZARO, 2016). Ao utilizar a areia grossa (0,06 mm a 4 mm; $d_{10} = 0,20$ mm e $U = 4,9$) (SEZERINO, 2006;

SANTOS, 2015; FREITAS, 2017; ROUSSO, 2017) um só tipo é colocada ao longo de toda a profundidade.

Dependendo do efluente que se quer tratar, os componentes do maciço filtrante podem ser alterados. Para remoção do fósforo por exemplo, vários materiais já foram empregados, havendo a melhora de remoção quando se é empregado bauxita (STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012b).

3.3.5 Plantas utilizadas

Por se tratar de áreas alagadas, as plantas que são utilizadas são as chamadas macrófitas, que incluem plantas vasculares aquáticas (angiospermas e samambaias), musgos aquáticos e algumas algas maiores que possuem tecidos visíveis (BRIX, 2003).

A determinação de qual macrófita que será utilizada tem como melhores critérios de seleção o potencial de crescimento, a capacidade de sobrevivência da espécie ao local onde será inserida e o custo para transplantá-la e mantê-la (INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION, 2000).

Na Tabela 5 é possível observar uma lista de plantas que podem ser utilizadas em WC.

Tabela 5 - Plantas que podem ser utilizadas em WC.

Nome científico	Nome comum	Profundidade Máxima de água (m)	Período submersa (%)
<i>Alternanthera philoxeroides</i>	Erva de Jacaré	0,1 - 1	70-100
<i>Canna</i> spp.	Bananeirinha de Jardim; Beri	<0,05 - 0,25	50-100
<i>Carex</i> spp.	-	<0,05 - 0,25	50-100
<i>Ceratophyllum</i> spp.	-	>3	75-100
<i>Cladium jamaicense</i>	-	0,1-0,25	50-400
<i>Colocasia esculenta</i>	Inhame-coco	0,1-0,5	25-100
<i>Cyperus</i> spp	-	<0,05-0,5	50-100
<i>Eleocharis</i> spp.	-	<0,05-0,5	50-100
<i>Elodea</i> spp.	-	>3	75-100
<i>Glyceria</i> spp.	-	0,05-0,30	0-100
<i>Hydrocloa caroliniensis</i>	-	0,05-1,0	75-100
<i>Heliconia psittacorum</i>	Helicônia	0,05-0,2	-
<i>Iris</i> spp	Lírios	<0,05 - 0,25	50-100
<i>Juncus</i> spp	Junco	Nenhuma	50-100
<i>Lemna</i> spp	Ervilha D'água	0,5-0,5	75-100

Tabela 5 - Plantas que podem ser utilizadas em WC - Continuação

Nome científico	Nome comum	Profundidade Máxima de água (m)	Período submersa (%)
<i>Ludwigia</i> spp.	Mini Red ; Super Red	0,1-0,5	70-100
<i>Panicum hemitomon</i>	-	0,1-0,3	50-100
<i>Panicum repens</i>	Capim torpedo	<0,05-0,5	50-100
<i>Peltandra</i> spp.	-	<0,05 - 0,25	50-100
<i>Phalaris arundinacea</i>	Capim amarelo	<0,05 - 0,3	13-100
<i>Phragmites Australis</i>	Caníço	<0,05-0,5	70-100
<i>Polygonum</i> spp.	-	<0,05 - 0,25	50-100
<i>Pontederia</i> spp.	-	0,1-0,25	70-100
<i>Rhynchospora</i> spp.	Capim-estrela	<0,05-0,5	50-100
<i>Sagittaria</i> spp.	Ponta de seta	0,2-0,5	50-100
<i>Saururus cernuus</i>	Saururus	<0,05-0,2	50-100
<i>Scirpus</i> spp (<i>schoenoplectus</i>)	Bunho	0,1-1,5	75-100
<i>Sparganium</i> spp.	-	0,1-0,5	70-100
<i>Sphagnum</i> spp	Esfagno	<0,05-0,1	75-100
<i>Strelitzia nicolai</i>	Ave do Paraíso	-	-

FONTE: Adaptado de International Water Association (2000).

NOTA: Algumas plantas não possuem nome popular em português por não serem nativas do Brasil.

Apesar de haver uma grande variedade de macrófitas que podem ser utilizadas em WC, poucas espécies acabam sendo amplamente utilizadas (VYMAZAL, 2013). Nas pesquisas com WC no Brasil tem a predominância de utilização das plantas das espécies *Typha domingensis* (SEZERINO, 2006; SANTOS, 2015; FREITAS, 2017; ROUSSO, 2017), *Canna x generalis* (BARRETO, 2016), *Tifton 85* (MANJATE, 2016) e da *Heliconia psittacorum* (DECEZARO, 2016).

No início da operação de um WC é necessário um período de adaptação da macrófita. Kadlec e Wallace (2009) falam que é comum no início da operação de um WC ele ser alimentado somente por água para que as macrófitas se adaptem, procedimento esse realizado de fato por Rouso (2017), que as deixou se adaptando por um período de duas semanas. Além disso, ao ser realizado o transplante, é interessante deixar um pouco do substrato de onde a macrófita foi retirada para facilitar a adaptação dela ao meio (DECEZARO, 2016).

3.3.6 Pós-tratamento

Normalmente é necessário quando se quer uma remoção mais eficaz de patógenos e de fósforo, por exemplo quando se quer um efluente para reuso (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a). As técnicas para remoção tanto de um quanto de outro podem estar alocadas tanto na forma de pré-tratamento, como de pós-tratamento.

3.3.7 Saturação parcial do maciço filtrante

Essa estratégia é utilizada para aumentar a remoção de nitrogênio total (NT), pois mantém condições aeróbias na camada superior do maciço filtrante para que ocorra a nitrificação, e permite que a desnitrificação ocorra caso condições anóxicas prevaleçam e matéria orgânica ainda esteja disponível na camada inferior (DOTRO et al., 2017). Essa estratégia começou a ser utilizada por Christoph Platzer, porém o primeiro trabalho publicado verificando sua eficácia foi por Dong e Sun (2007). Santos (2015) conseguiu definir uma altura de saturação de acordo com estudos em bancada, altura essa agora utilizada pelo GESAD em suas pesquisas com WCV-FS.

3.4 HIDRODINÂMICA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

A dinâmica de tratamento dentro dos WC ocorre por diversas relações entre o substrato, sedimentos, microrganismos, atmosfera e o próprio movimento do efluente dentro do sistema. Qualquer curto circuito ou zona morta no WC pode afetar no tempo de contato do efluente com todos os componentes do sistema, e também na velocidade de fluxo, conseqüentemente afetando a eficiência de tratamento (HEADLEY; KADLEC, 2007).

Para se compreender melhor como essa dinâmica funciona é necessário se ter conhecimento do tempo de detenção hidráulico e da distribuição de tempos de residência.

3.4.1 Tempo de detenção hidráulico (TDH) e tempo de percolação (TP)

Ele pode ser entendido como o tempo que o efluente permanece dentro de um WC, podendo também ser chamado de tempo de retenção (HEADLEY; KADLEC, 2007). Matematicamente, o tempo de detenção hidráulico (TDH) teórico para WC de fluxo subsuperficial pode ser representado como na Equação (11), segundo Kadlec e Wallace (2009).

$$nTDH = \frac{\varepsilon V}{Q} = \tau \quad (11)$$

Sendo:

$\tau = nTDH =$ TDH teórico (nominal) (d);

$V =$ Volume saturado do WC (m^3);

$Q =$ Vazão de entrada do efluente (m^3/d);

$\varepsilon =$ porosidade do meio filtrante.

Esse valor teórico pode ser tanto maior quanto menor que o TDH real, sendo influenciado por zonas mortas, curto circuitos, imprecisões na medição do volume e vazão do WC, chuvas e evapotranspiração (HEADLEY; KADLEC, 2007).

Além disso, dentro dos WC há graus intermediários de mistura, portanto parcelas diferentes do efluente permanecem tempos diferentes dentro dos WC, fazendo com que cada uma dessas parcelas saia em tempos diferentes, tendo cada uma um TDH diferente das outras (WERNER; KADLEC, 2000). Com o conjunto desses TDH se constrói o que é chamado de curva de distribuição dos tempos de residência (DTR).

Já em sistemas que não possuam retenção de efluente no maciço filtrante, podem ser avaliados pelo seu tempo de percolação, e o tempo de percolação pode ser avaliado por meio do hidrograma de saída. Em trabalhos como de Decezaro (2018) e Zumalacarregui (2018), foram avaliados o tempo de percolação em WCV por meio de hidrogramas gerados com a vazão de saída.

3.4.2 Distribuição de Tempos de Detenção (DTD)

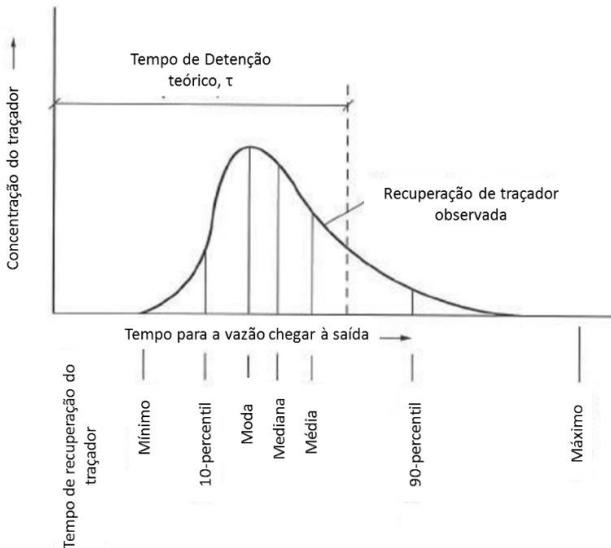
Em inglês conhecida como *detention time distributions* (DTDs) ou *retention time distribution* (RTD), pode ser obtida pela adição de substâncias no WC, estes chamados de traçadores. Com essa adição, na saída do WC haverá uma alteração no efluente em resposta ao traçador adicionado na entrada do WC, e pelo fato do traçador em teoria não interagir com o meio, ele serve como marcador do efluente com o qual ele é inserido no WC (KADLEC; WALLACE, 2009).

A escolha do traçador se dá de acordo com suas características, incluindo a detecção analítica, se ele é quimicamente ou biologicamente inerte, a concentração prévia dele no meio analisado, a solubilidade, a toxicidade, o manuseio dos materiais para sua aplicação e seu custo (DIERBERG; DEBUSK, 2005). Eles são possíveis de serem detectados na saída do WC de acordo com propriedades inerentes ao tipo de traçador utilizado, como radioatividade, condutividade elétrica, absorção de luz ou cor.

O uso de traçadores salinos, como o Cloreto de Sódio (NaCl), se dá pelo seu baixo custo, fácil detecção e fácil aquisição (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011), e sua eficácia já foi comprovada em estudos anteriores, como de Cota, Von Sperling e Penido (2011), Matos et al. (2015) e Freitas (2017). Soluções muito concentradas de NaCl podem ocasionar fluxo preferencial vertical do sal (LANGE et al., 2011), portanto é necessário se ter cuidado para que as concentrações não fiquem muito elevadas.

A injeção de traçadores nos WC normalmente é feita por meio da técnica estímulo-resposta, quando a adição do traçador é feita em somente um momento (*single-shot*) e a concentração do traçador no efluente vai sendo observada ao longo do tempo (KADLEC; KNIGHT, 1996). Essa técnica normalmente é a escolhida na inserção de traçadores em WC pelo fato de ser menos custosa e consumir menos quantidade de traçador (HEADLEY; KADLEC, 2007). Com esses dados (tempo e concentração do traçador), se tem a curva de resposta de concentração de traçador *versus* tempo, que é mostrada na Figura 14, curva essa que comumente tem o formato similar a de distribuição de Gauss, conhecida também como curva de sino (*bell-shaped curve*), e chamada de curva C (METCALF; EDDY, 2015).

Figura 14 - Curva de resposta de concentração de traçador *versus* tempo.



Fonte: Metcalf e Eddy (2015).

Para saber a eficiência do teste do traçador, é necessário calcular a massa dele recuperada no final do teste, e segundo Kadlec e Wallace (2009) ela pode ser calculada seguindo-se a Equação (12).

$$M_o = \int_0^{\infty} Q_o C dt \quad (12)$$

Sendo:

C = concentração do traçador na saída (mg/L);

Mo = massa do traçador recuperada na saída (g);

Qo = Vazão de saída (m³/d);

t = tempo (d).

Quando ao término do teste pelo menos 80% da massa adicionada do traçador for recuperada, quer dizer que o teste foi aceitável (HEADLEY; KADLEC, 2007).

Com a curva se tem também o tempo de detenção médio do traçador, também chamado de TDH real, que pode ser calculado segundo Metcalf e Eddy (2015), Kadlec e Wallace (2009) e Headley e

Kadlec (2007) pela Equação (13), que é também o centroide da curva DTR.

$$t_g = \text{TDHreal} = \left[\frac{\int_0^{\infty} tC(t)dt}{\int_0^{\infty} C(t)dt} \right] \cong \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad (13)$$

Sendo:

t_g = tempo de residência do traçador (d).

Nota: Também é recomendada a utilização do comportamento da saída de carga ao invés da concentração em sistemas cuja vazão de saída seja variável.

Para padronizar a análise de curvas DTR, as medidas da concentração de saída são normalizadas, dividindo os valores de concentração por uma função apropriada, de forma que fiquem adimensionais (METCALF; EDDY, 2015). Com isso a comparação entre testes diferentes se torna mais fácil. Elas podem ser normalizadas pelo eixo y ou pelo eixo x. Pelo eixo y geralmente envolve a eliminação da unidade de concentração e no eixo x é normalizada em termos de número de vezes que o TDH teórico passou desde a adição do traçador (HEADLEY; KADLEC, 2007). A curva normalizada é chamada de Curva E, e a área sob ela é igual a 1, sendo definida pela Equação (14) como função normalizada de distribuição de tempo de residência (METCALF; EDDY, 2015).

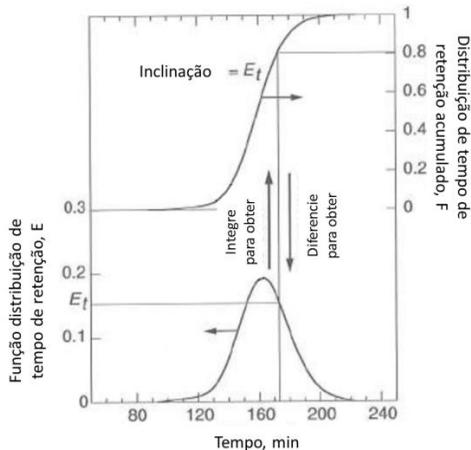
$$1 = \int_0^{\infty} E(t)dt \quad (14)$$

Com essa função ainda é possível encontrar a função tempo de residência cumulativo, chamada de Curva F e representada pela Equação (15) segundo Metcalf e Eddy (2015).

$$F(t) = \int_0^t E(t)dt \cong \sum E(t)\Delta t \quad (15)$$

A representação gráfica da Curva E e da Curva F pode ser vista na Figura 15:

Figura 15 - Representação da Curva E (curva de baixo) e da Curva F (curva de cima).



Fonte: Metcalf e Eddy (2015).

Com a curva DTR se pode conhecer mais sobre o desempenho hidráulico de WC, sendo encontrados dentre tantos índices hidrodinâmicos a eficiência volumétrica, que indica o quanto do volume do reator está sendo efetivamente utilizado, sendo esta calculada de acordo com a Equação (16)

$$\frac{t_g}{\tau} = e_v \quad (16)$$

Sendo:

t_g = TDH real (d);

τ = TDH teórico (d);

e_v = Eficiência volumétrica do reator (d/d).

3.5 PARÂMETROS PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES TRATADOS

Os parâmetros para lançamento de efluentes tratados em Santa Catarina precisam seguir as resoluções n° 357 (BRASIL, 2005) e n° 430 (BRASIL, 2011) do Conselho Nacional do Meio ambiente (CONAMA) e a lei estadual de Santa Catarina n° 14.675/2009 (SANTA CATARINA, 2009).

A resolução nº 357 no Capítulo III Seção II especifica quais parâmetros e qual sua quantidade máxima para o enquadramento dos rios nas definidas classes presentes na legislação (BRASIL, 2005). Já a resolução nº 430 no Capítulo II Seção III trata especificamente dos padrões de lançamento para esgotos sanitários tratados, deixando claro também no Art. 2º que os parâmetros dessa resolução não são para lançamento em solo, porém que esse lançamento não pode afetar a qualidade de águas subterrâneas e superficiais (BRASIL, 2011). No mais, a lei estadual nº 14.675 no Art. 177 especifica ainda mais os padrões de lançamento para efluentes em águas interiores, lagoas, estuários e beira-mar (SANTA CATARINA, 2009).

4 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho esteve inserido no projeto de pesquisa intitulado “Filtros plantados com macrófitas (wetlands construídos) empregados no tratamento descentralizado de esgotos”. O projeto foi iniciado em 2014 e foi desenvolvido pelo Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado da UFSC (GESAD) em parceria com a Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), responsável pelo financiamento.

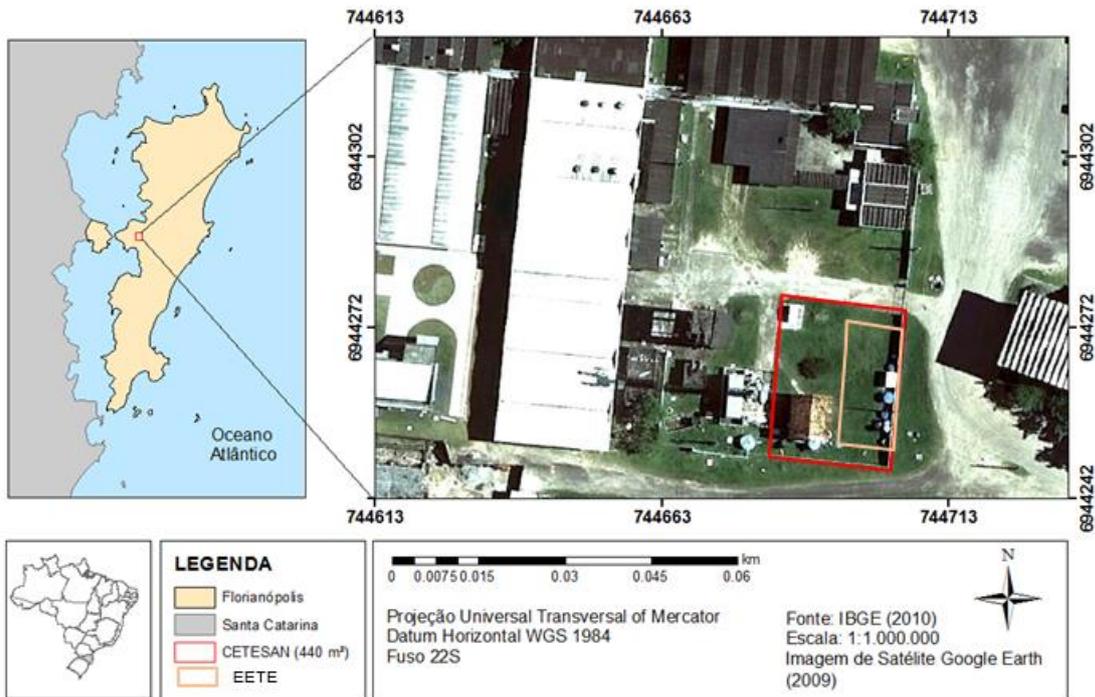
O projeto contemplou a aplicação de dois arranjos tecnológicos de wetlands construídos operados em paralelo, sendo um composto por um sistema híbrido (WCV seguido de um WCH), e o outro um WCV-FS. Ambos os arranjos tecnológicos funcionaram como tratamento secundário e avançado, antecedido por tratamento primário via decantodigestor.

4.1 LOCAL DA PESQUISA

O desenvolvimento dessa pesquisa envolveu atividades de campo e análises em laboratório. As atividades de campo englobaram as coletas de amostras, bem como acompanhamento operacional dos wetlands construídos verticais. As atividades laboratoriais foram desenvolvidas nas dependências da UFSC, no Laboratório Integrado de Meio Ambiente – LIMA e no Laboratório do GESAD, ambos localizados no Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da UFSC.

A Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE) encontra-se dentro da Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário (CETESAN), localizada nas coordenadas 27°36'12.64"S de latitude e 48°31'14.43"O de longitude. Na Figura 16 é possível observar a localização exata da EETE dentro da CETESAN.

Figura 16 - Localização da CETESAN e da EETE.



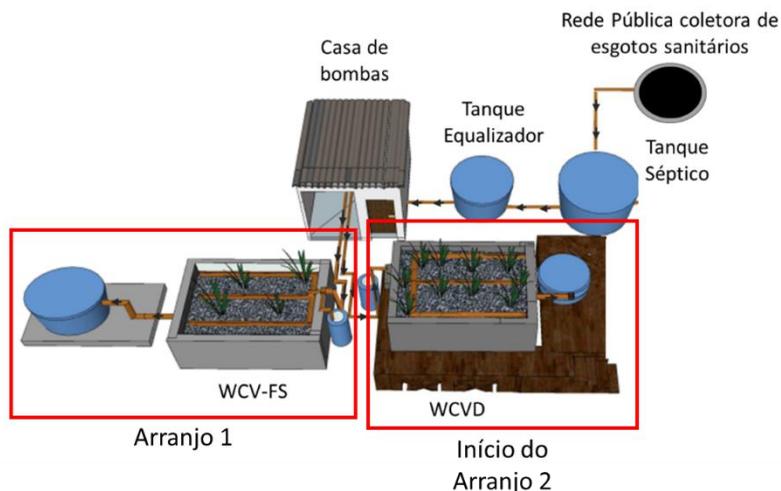
FONTE: Adaptado de Freitas (2017).

4.1.1 Estação Experimental de Tratamento de Esgoto (EETE)

A EETE é composta por um tanque séptico (TS), um tanque equalizador e três WC inseridos em dois arranjos tecnológicos diferentes: o primeiro constituído por um WCV seguido de um WCH, compondo o chamado arranjo híbrido; e o segundo por um WCV-FS.

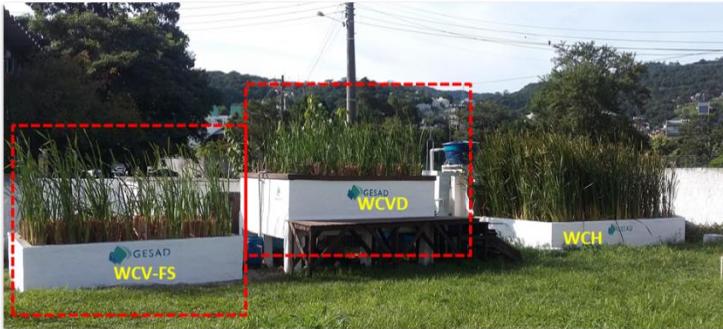
O esgoto bruto é primeiramente recalcado a partir de um poço de visita (PV) da rede pública da concessionária do município (CASAN) para ter o tratamento primário no TS, em seguida passa para o tanque equalizador para então ser bombeado para os dois arranjos tecnológicos. Um fluxograma de como a EETE funciona pode ser melhor observado na Figura 17, e uma foto da estação pode ser vista na Figura 18. É importante ressaltar que para a presente pesquisa somente o segundo arranjo e o WCVD do primeiro arranjo é que foram estudados.

Figura 17 - Esquema de funcionamento da EETE com destaque aos dois arranjos trabalhados.



FONTE: Acervo GESAD

Figura 18 - Arranjos tecnológicos da EETE com destaque aos dois arranjos trabalhados.



FONTE: Acervo GESAD.

4.1.1.1 *Wetland Construído Vertical Descendente (WCVD)*

Esse módulo de WC tem as seguintes características construtivas e operacionais:

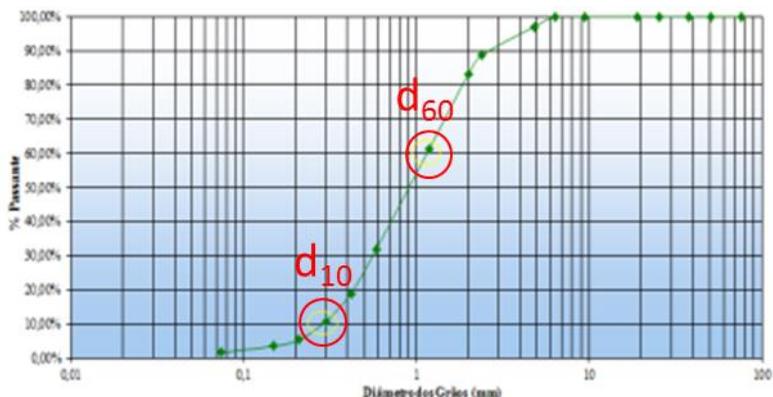
- **Dimensões**

O WCVD foi construído em alvenaria e impermeabilizado nos fundos e nas paredes internas por meio de duas camadas de lona e uma de geotêxtil. Apresenta uma área superficial de 7,5 m² e 0,81 m de altura do fundo até a borda livre.

- **Maciço filtrante**

O maciço filtrante é composto por 0,05 m de pedra brita no topo empregado para melhorar a distribuição do esgoto aplicado; em seguida uma camada de 0,60 m de areia grossa ($d_{10} = 0,29\text{mm}$; $d_{60} = 1,16\text{mm}$; $U = 4,05$); e por fim, para proteção da tubulação de coleta de esgoto uma camada de 0,05 m de pedra brita (ROUSSO, 2017). Na Figura 19 é possível observar a curva granulométrica da areia utilizada.

Figura 19 - Curva granulométrica da areia utilizada no WCVD.



Fonte: Adaptado de Rousso (2017).

- **Vegetação utilizada**

A espécie de macrófitas utilizada é a *Typha domingensis* (Taboa). Elas foram retiradas manualmente do ambiente natural e transplantadas mantendo-se um pouco de matéria orgânica do entorno de suas raízes. No início da operação foram plantadas 4 mudas por m². Na Figura 20 e na Figura 21 é possível observar o aumento da densidade de plantas nos WCV ao longo do tempo.

Figura 20 – Vegetação no WCV-FS em Junho de 2015 (a) e em Março de 2018 (b).





Figura 21 - Vegetação no WCVD em Junho de 2015 (a) e em Fevereiro de 2016 (b).



4.1.1.2 *Wetland Construído Vertical de Fundo Saturado (WCV-FS)*

Esse módulo de WC possui as seguintes características construtivas, sendo somente a vegetação igual ao do WCVD.

- **Dimensões**

O WCV-FS foi construído em alvenaria, impermeabilizado no fundo e nas paredes internas. Possui 7,5 m² de área superficial e 0,83 m de altura de seu fundo até a borda livre.

- **Maciço filtrante**

O maciço filtrante é composto por 0,03 m de pedra brita no topo para propiciar uma melhoria na distribuição do esgoto aplicado; em seguida 0,62 m de areia grossa ($d_{10} = 0,29\text{mm}$; $d_{60} = 1,16\text{mm}$; $U = 4,05$, igual ao do WCVD); e por fim, para proteção da tubulação de coleta de esgoto 0,10 m de pedra brita (SANTOS, 2015).

Nas Figura 22 (a) e (b) é possível observar respectivamente as tubulações de coleta e alimentação do WCV-FS.

Figura 22 - Tubulação de coleta (a) e alimentação (b) do WCV-FS.



- **Saturação de fundo**

Determinou-se, a partir de estudos de Santos (2015), uma altura de saturação de 0,40 m do total de 0,75 m de maciço filtrante, cerca de 50% da altura total do maciço filtrante. Essa altura foi regulada por meio de um controlador de nível na saída do WCV-FS, como pode ser observado na Figura 23.

Figura 23 – Controlador de nível do WCV-FS.



4.1.1.3 Características operacionais dos wetlands verticais

Os WCV foram dimensionados para receberem a contribuição representativa de uma residência unifamiliar de cinco pessoas (cerca de 600 L/d). A carga orgânica prevista aplicada era de 41 gDQO/m².d, segundo recomendações de Sezerino (2006), bem como pelos experimentos realizados por Santos (2015).

Para se manter a carga, em cada análise realizada foi verificado o valor de carregamento de entrada, e caso necessário, o tempo de acionamento da bomba seria ajustado (para um tempo maior, caso a carga seja menor; e para um tempo menor, caso a carga seja maior).

Para controle de plantas invasoras, a retirada foi feita diariamente, de segunda a quinta, por todos os membros do GESAD, de forma que somente a espécie trabalhada (*Typha domingensis*) estivesse presente nos WCV.

Um detalhamento sobre as características operacionais efetivamente usadas pode ser visto na Tabela 6.

Tabela 6 – Características operacionais dos wetlands construídos verticais.

Parâmetro	Unidade	Valor
Carga orgânica aplicada	gDQO/m ² .d	36,23 e CV de 0,36
Carga hidráulica aplicada	mm/d	83 e CV de 0,05
Horário dos pulsos	-	08h (exceto na segunda feira) – 11h – 14h – 17h (exceto na quinta feira)
Frequência de pulsos	Pulsos/d	Segunda e quinta: 3 Terça e quarta: 4
Alimentação semanal	dias/semana	3,5

Nota: CV: Coeficiente de variação (média/desvio padrão).

4.2 MONITORAMENTO DO SISTEMA

4.2.1 Monitoramento dos parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.

Foram analisados e avaliados no afluente e efluente dos módulos os seguintes parâmetros: Potencial Hidrogeniônico (pH), Potencial de Oxi Redução (ORP), Alcalinidade, Sólidos Suspensos (SS), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Nitrogênio Total (NT), Nitrogênio Amoniacal (NH₄⁺-N), Nitrogênio Nitrito (NO₂⁻-N), Nitrogênio Nitrato (NO₃⁻-N), Fósforo Ortofosfato (PO₄³⁻-P), Coliformes Totais e *Escherichia Coli* (*E. Coli*), os métodos que foram utilizados ao longo deste estudo estão na Tabela 7.

Todos os parâmetros foram analisados duas vezes por mês, às quartas feiras, exceto o ORP, que foi analisado uma vez por mês ao longo de uma semana toda.

Foram feitas coletas em três pontos do WCV-FS, um na entrada, outra na saída e um no meio do maciço filtrante (em torno de 20 cm do topo). Os locais exatos das coletas estão na Figura 24, e um detalhamento da saída do WCV-FS de coleta pode ser visto na Figura 26.

Já no WCVD foram feitas coletas em dois outros pontos, na saída e um no meio do maciço filtrante, em torno de 20 cm do topo, mais detalhes dos pontos podem ser vistos na Figura 25. Tanto o WCV quanto o WCV-FS possuem o mesmo ponto de entrada.

Tabela 7 - Parâmetros e metodologias empregadas nas análises físico-químicas e bacteriológicas dos pontos amostrais dos módulos estudados.

Parâmetro	Unidade	Metodologia
pH	-	Direto – potenciométrico (APHA, 2005).
ORP	mV	Direto – potenciométrico (APHA, 2005) – Sonda AKSO AK60.
Alcalinidade	mgCaCO ₃ /L	Titulométrico (2320 B.) (APHA, 2005).
DQO	mg/L	Colorimétrico – Digestão em refluxo fechado (5220 D) (APHA, 2005).
NT	mg/L	Colorimétrico – Digestão de persulfato – kit Hach®.
NH ₄ ⁺ -N	mg/L	Colorimétrico (VOGEL, 1981).
NO ₂ ⁻ -N	mg/L	Colorimétrico (4500-NO ₂ ⁻ B) (APHA, 1998).
NO ₃ ⁻ -N	mg/L	Colorimétrico (CATALDO et al., 1975).
PO ₄ ³⁻ -P	mg/L	Colorimétrico (4500-P C.) (APHA, 2005).
Coliformes Totais	Número Mais Provável (NMP)/100mL	Substrato Cromogênico Definido - COLILERT® (9223 B) (APHA, 2005).
<i>E. Coli</i>	NMP/100mL	Substrato Cromogênico Definido - COLILERT® (9223 B) (APHA, 2005).

Todas as análises foram feitas nos cinco pontos ditos anteriormente, exceto a leitura do ORP, que foi feito somente na saída do WCV-FS, por meio de uma adaptação da tubulação de saída do WCV-FS, como pode ser visto na Figura 26.

Nas saídas dos sistemas e no ponto intermediário do WCV-FS, as amostras foram coletadas após o pulso das 08h. Na entrada, a amostra foi coletada após aferição das bombas por meio do aparato medidor de vazão (Figura 27). E no ponto intermediário do WCVD as amostras foram coletadas pelo derramamento manual de efluente proveniente do tanque equalizador.

As análises foram feitas nas dependências do GESAD e do LIMA, dentro da UFSC.

Além das análises que foram medidas durante o período do presente estudo, foi utilizada como forma de interpretação do desempenho de tratamento as séries de dados já produzidas e publicadas em estudos anteriores pelo GESAD, como por exemplo de Santos (2015) e Rousso (2017).

Figura 24 - Localização dos pontos de coleta analisados para o WCV-FS. Pontos vistos de frente em (a) e detalhamento do ponto intermediário (b).

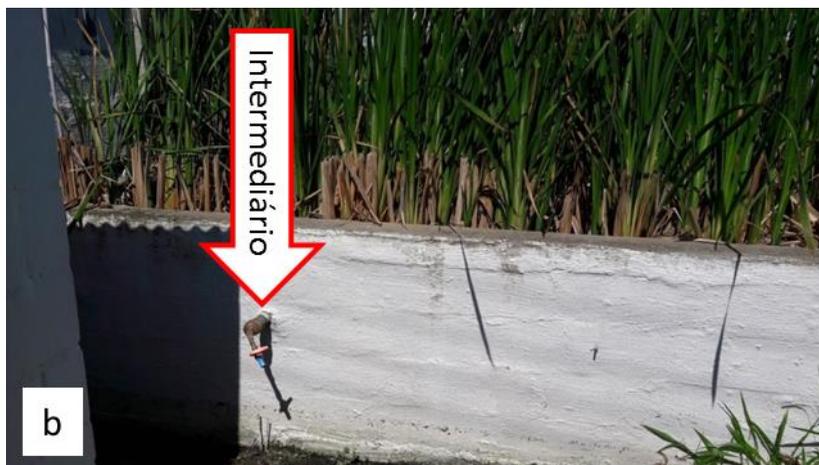


Figura 25 - Localização dos pontos de coleta analisados para o WCVD. Pontos vistos de frente em (a) e detalhamento do ponto intermediário em (b).

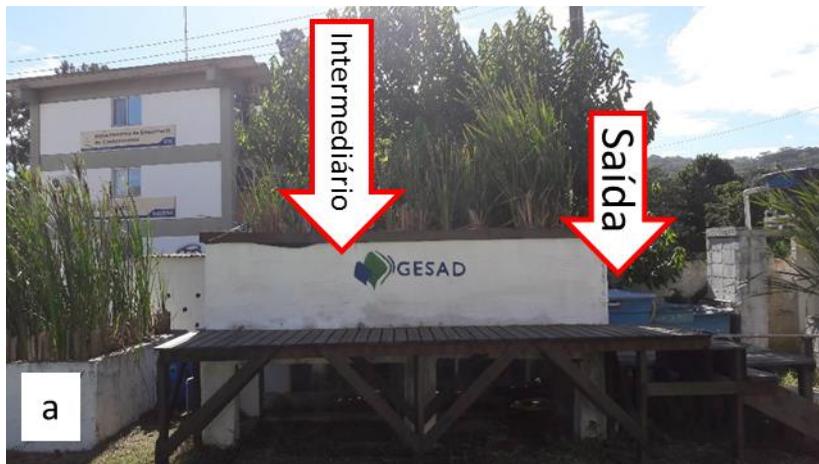


Figura 26 - Saída do WCV-FS e adaptação para leitura do ORP em destaque.

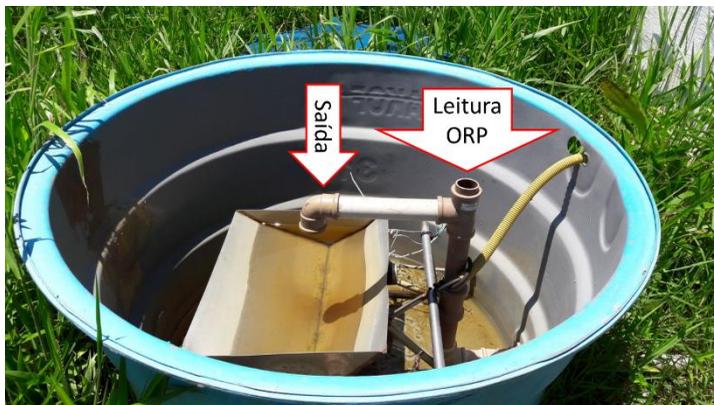


Figura 27 - Aparato medidor de vazão, com destaque ao tubo de extravasamento.



4.2.2 Aferição da vazão de entrada e inferência da vazão de saída

A aferição de vazão de entrada era feita quinzenalmente, juntamente com a coleta das amostras na estação experimental. Ela se processava acionando-se os conjuntos motor-bomba e mantendo-os ligados até a lâmina de esgoto no aparato medidor de vazão (Figura 27) atingir a tubulação de acrílico (destaque da Figura 27). Com as vazões das bombas determinadas e de acordo com a concentração do efluente de entrada dos WC, o tempo necessário para que elas permanecessem

ligadas era programado em um *timer* eletrônico, de forma que a carga orgânica de projeto fosse mantida.

A inferência da vazão de saída foi feita por meio de dois equipamentos basculantes (Figura 28). Os equipamentos acumulavam esgoto até o volume calibrado e, ao atingir o volume calibrado, eles giravam e derramavam o efluente. Nesse momento em que giravam, por meio de dois sensores acoplados a cada um deles, a basculada era contabilizada em um *datalogger*. Com o registro dos giros no *datalogger* e o volume calibrado dos basculantes, foi possível inferir a vazão de saída nos intervalos dos giros.

Figura 28 - Basculante utilizado na saída do WCVD. Em (a) basculante enchendo. Em (b) basculante virando.



FONTE: Rouso (2017).

4.2.3 Acompanhamento da rotina operacional

O acompanhamento da estação experimental se deu em todas as partes que fazem parte dela, os quais estão pontuados na Tabela 8.

Esse acompanhamento se deu tanto na observação e realização de atividades rotineiras da estação, quanto na identificação e solução de problemas que ocorreram ao longo do trabalho.

As atividades rotineiras e a identificação e solução de problemas se deu avaliando-se três pontos:

- (i) frequência: sendo classificada entre diária, semanal, mensal, bimestral, trimestral, semestral, anual e bienal;
- (ii) existência da atividade ou problema ser em virtude da estação possuir uma escala experimental;
- (iii) se foi problema operacional por má atuação dos operadores.

Tabela 8 – Atividades rotineiras ou problemas operacionais relacionados às unidades da EETE.

ANTES DO SISTEMA				NOS SISTEMAS			APÓS OS SISTEMAS
Poço de Visita	Tanque séptico	Tanque equalizador	Casa de bombas	Tubulação de distribuição do efluente	Maciço filtrante	Macrófitas	Equipamento medidor de vazão (basculante)
Trancamento de rotor da motobomba submersa	Retirada de espuma	Verificação de nível	Queima de motobomba	Entupimento por sólidos	Controle de invasoras	Poda	Lubrificação de rolamentos
PV carregado de sólidos		Sólidos depositados no fundo	Troca de peças internas das motobombas	Má distribuição do efluente	Empoçamento	Infestação por pragas	Falha no registro das basculadas pelo datalogger
Rompimento de cabos de energia			Problema no quadro de controle da bomba do PV: Relé	Troca de tubulação			Rachadura na solda
Entupimento da tubulação de recalque			Problema no quadro de controle da bomba do PV: timer				
			Escorva da bomba				

Nas células verdes estão as atividades rotineiras, e nas células em laranja os problemas identificados.

4.3 RELATIVIZAÇÃO COM OUTRAS FORMAS DE DIMENSIONAMENTO EMPREGADAS

Foram relativizadas com duas formas de dimensionamento:

- Com equações de regressão linear, sendo utilizadas cinco das equações mostradas previamente na revisão bibliográfica, no item 3.2.2.1, utilizando-as para calcular a eficiência de remoção de carga orgânica prevista, comparando com os valores reais obtidos. Se baseando nessas equações, também foram geradas equações de regressão linear para os dois módulos de WCV trabalhados;
- Com o balanço de O₂ de Platzer (1999), observando a demanda de oxigênio teórica e prática com as considerações do autor, tanto para matéria orgânica carbonácea quanto pra amônia, e comparando com os resultados obtidos de eficiência e os resultados esperados de acordo com Platzer (1999) em relação a matéria orgânica carbonácea.

4.4 ANÁLISE ESTATÍSTICA E TRATAMENTO DOS DADOS

A avaliação dos dados foi feita por meio de análise estatística descritiva. Foram utilizados os *softwares* Excel® e Matlab®, sendo os dados apresentados por meio de gráficos do tipo *box plot* e de dispersão. Escolheu-se como forma de apresentação dos dados a mediana e o coeficiente de variação, que representa a razão entre a média e o desvio padrão.

Para obtenção das equações de regressão dos sistemas, foi utilizada a equação *stepwisefit* do programa Matlab®, que realiza uma regressão linear múltipla a partir de uma variável dependente, neste caso carga removida por área em termos de DQO, e “x” variáveis independentes, neste caso carga hidráulica aplicada por área, carga de entrada de DQO por área e temperatura em °C.

4.5 AVALIAÇÃO HIDRODINÂMICA

No WCV-FS, a avaliação hidrodinâmica foi realizada por meio de testes com traçador e pela análise dos hidrogramas de saída. Já no WCVD foi realizada somente por meio da análise dos hidrogramas de saída.

4.5.1 Teste com Traçador no WCV-FS

Foi utilizado o traçador salino Cloreto de Sódio (NaCl) pela sua fácil aquisição, custo, facilidade e possibilidade de leitura. A sua utilização já teve comprovação no uso para estudo de WC em trabalhos anteriores, como de Torrens et al. (2009), Cota, Von Sperling e Penido (2011), Matos et al. (2015) e de Freitas (2017) em WC em escala piloto ou real, e por Hua et al. (2018) em escala laboratorial.

O traçador foi misturado ao efluente no tanque equalizador (Figura 29) com o volume de um pulso do WCV-FS (aproximadamente 180 L), mais o volume morto que fica abaixo do nível de sucção das bombas (110 L) e mais 20 L de segurança, totalizando 310 L. Após, foi misturada a quantidade de sal necessária para que a quantidade adicionada ficasse em torno de 10 g/L, concentração essa já utilizada por Freitas (2017) em teste semelhante realizada na EETE. Essa concentração também foi inferior a solubilidade do sal em água, que é de 365 g/L, o que possibilitou a mistura completa do sal.

A leitura da concentração de traçador foi de forma indireta, sendo medida por meio da condutividade do efluente do WCV-FS. A leitura se deu até uma hora e meia após o início da alimentação do sistema. Para isso, o equipamento utilizado foi um condutivímetro portátil da marca Akso® modelo AK50 (Figura 30).

Figura 29 - Vista do tanque equalizador utilizado para despejo do traçador.



Figura 30 - Condutivímetro utilizado.

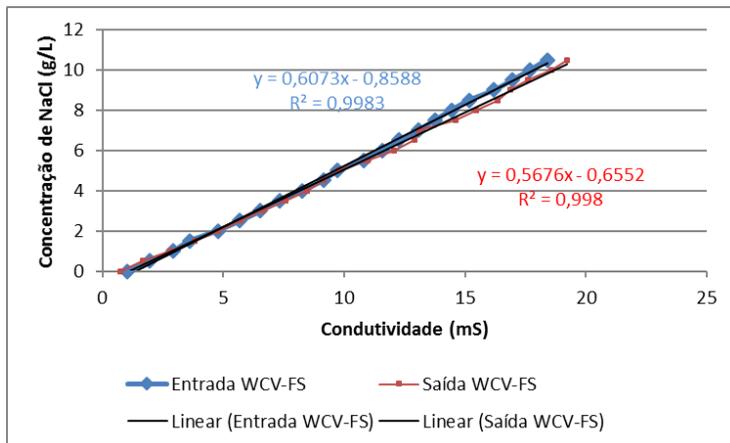


Para medição da vazão de saída havia um aparato medidor de vazão (equipamento basculante, Figura 26) e com isso foi possível aferir o fluxo de saída do traçador, porém pelo volume do equipamento basculante ser grande, nos períodos cuja vazão era pequena (após 24 minutos do início da alimentação do sistema), foi utilizado a medição manual com béquer e proveta a cada minuto. Porém por ser feita de forma manual, o minuto seguinte ao término da medição manual era perdido, sendo este minuto interpolado com os valores medidos antes e depois dele. Com os valores de vazão, concentração e de duração do teste foi possível obter a massa total de NaCl recuperada.

Previamente a cada teste, foi traçada a variação da condutividade elétrica em relação ao aumento da concentração de NaCl (Figura 31, Figura 32 e Figura 33), tanto para o afluente quanto para o efluente do WCV-FS, sendo observável pouca diferença entre a variação de condutividade nas duas amostras. Com isso foi possível inferir a concentração de traçador na saída, e conferir a concentração exata de traçador na entrada. Antes de cada teste o tanque equalizador também era limpo, para evitar a entrada de sólidos no sistema, que influenciaria na retenção do traçador dentro do WCV-FS.

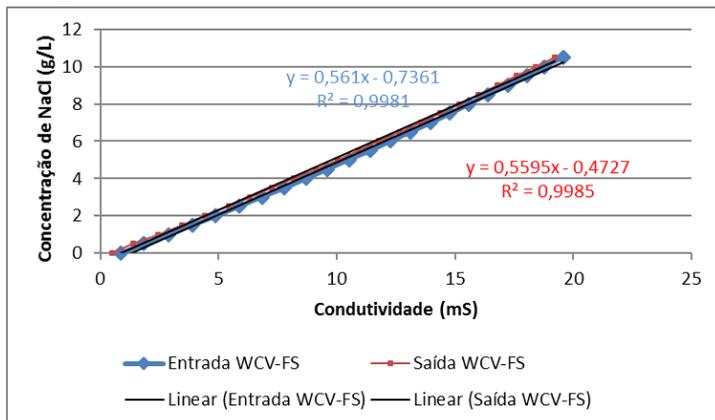
Ao total foram realizados três testes, porém o último teve que ser interrompido após o 8º pulso depois da inserção do traçador, em virtude de distúrbios climáticos.

Figura 31 - Curva de relação entre condutividade e concentração de NaCl em relação ao primeiro teste.



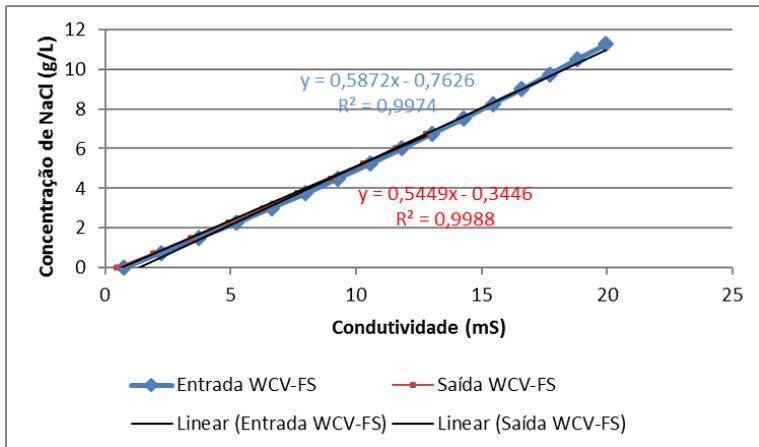
Nota: Para calibragem em laboratório trabalhou-se com a variação da concentração do sal para obter a respectiva condutividade, enquanto que em campo se lê a condutividade para se obter a respectiva concentração, sendo essa variação apresentada no gráfico.

Figura 32 - Curva de relação entre condutividade e concentração de NaCl em relação ao segundo teste.



Nota: Para calibragem em laboratório trabalhou-se com a variação da concentração do sal para obter a respectiva condutividade, enquanto que em campo se lê a condutividade para se obter a respectiva concentração, sendo essa variação apresentada no gráfico.

Figura 33 - Curva de relação entre condutividade e concentração de NaCl em relação ao terceiro teste.



Nota: Para calibragem em laboratório trabalhou-se com a variação da concentração do sal para obter a respectiva condutividade, enquanto que em campo se lê a condutividade para se obter a respectiva concentração, sendo essa variação apresentada no gráfico.

Com os resultados do teste foi traçada a curva DTD, padronizada pela curva E(t), sendo o eixo y a concentração instantânea (C) dividida pela soma das concentrações pelo tempo. E com ela a análise hidrodinâmica foi feita, observando o tempo médio de detenção (TDH_{real}).

Mais informações sobre o teste com traçador podem ser obtidas no Apêndice A.

4.5.2 Análise dos hidrogramas

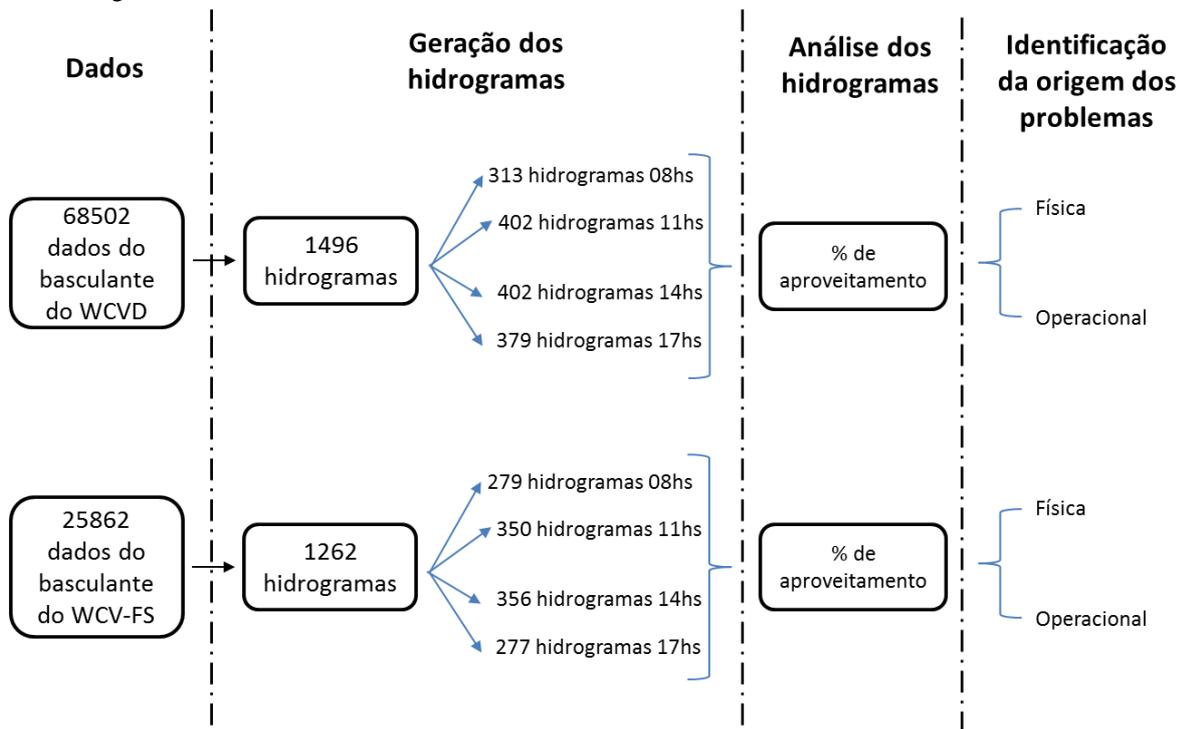
Por meio de programa desenvolvido no *software* MatLab® e com os dados coletados via *datalogger* dos acionamentos dos basculantes, foi possível encontrar as respectivas vazões, e com isso gerar os hidrogramas.

Após a geração dos hidrogramas foi possível verificar visualmente quais possuíam vazões superiores ou inferiores ao esperado. Dessa forma tais hidrogramas foram descartados da análise e a partir deles foi possível verificar por qual razão o hidrograma não pode ser aproveitado, sendo essa razão identificada como sendo de origem física,

com algum problema relativo ao equipamento basculante, ou operacional, relativo a operação dos equipamentos pelos operadores.

Um fluxograma de como a análise foi feita pode ser observado na Figura 34.

Figura 34 - Fluxograma de análise dos dados obtidos do basculante.



4.6 RELATIVIZAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS COM DIFERENTES CORPOS RECEPTORES

Para verificar a qualidade do efluente, é necessário também obter o comportamento da carga de saída ao longo de todo o tempo de drenagem do efluente. Para isso, foram feitas coletas distribuídas ao longo de três pulsos de alimentação do WCVD e do WCV-FS.

No primeiro teste realizado, somente o comportamento do hidrograma foi levado em conta na quantidade de amostras coletadas. Já no segundo e terceiro testes, após ter conhecimento da variação da concentração de saída dos parâmetros analisados, a quantidade de amostras diminuiu, para acompanhar tanto a variação ou não da concentração e da vazão, buscando a economia de reagentes e materiais. Todas as amostras que foram coletadas foram de 300 mL. A quantidade delas em cada teste e intervalos entre as coletas podem ser observados na Tabela 9.

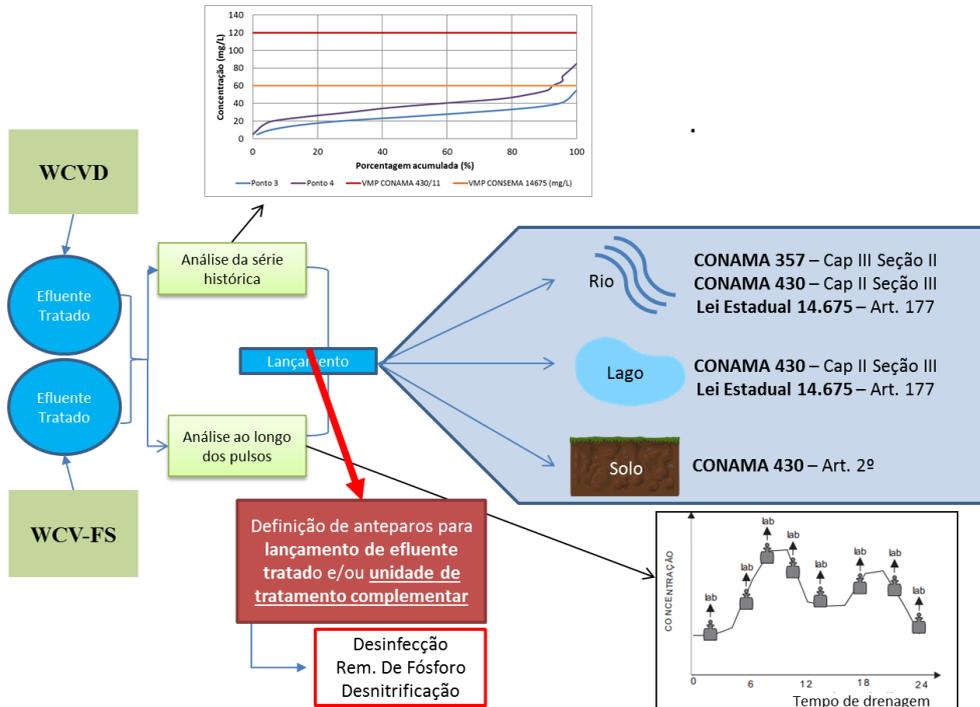
Tabela 9 - Metodologia de coleta para análise pontual distribuída ao longo do pulso.

Teste	Horário da coleta	Intervalo de coleta	Quantidade de amostras
1	08:06 - 08:16 (WCVD) 08:12 - 08:18 (WCV-FS)	1 em 1 min	11 (WCVD) 7 (WCV-FS)
	08:18 - 08:20 (WCVD) 08:20 - 08:24 (WCV-FS)	2 em 2 min	2 (WCVD) 3 (WCV-FS)
	08:25 - 08:30 (WCVD) 08:25 - 08:35 (WCV-FS)	5 em 5 min	2 (WCVD) 3 (WCV-FS)
	08:40 - 08:50 (WCVD) 08:45 - 08:55 (WCV-FS)	10 em 10 min	2
	09:20 (WCVD) 09:30 (WCV-FS)	Pontual	1
2 e 3	08:07 - 08:10 (WCVD) 08:12 (WCV-FS)	1 em 1 min (WCVD) Pontual (WCV-FS)	4 (WCVD) 1 (WCV-FS)
	08:12 - 08:16 (WCVD)	2 em 2 min	3 (WCVD)
	08:20 (WCVD)	Pontual (WCVD)	1 (WCVD)
	08:15 - 08:35 (WCV-FS)	5 em 5 min (WCV-FS)	5 (WCV-FS)
	08:30 - 08:50 (WCVD) 08:45 - 08:55 (WCV-FS)	10 em 10 min	3 (WCVD) 2 (WCV-FS)
	09:20 (WCVD) 09:10 e 09:30 (WCV-FS)	Pontual	1 (WCVD) 2 (WCV-FS)

Esta metodologia foi aplicada para os parâmetros DQO, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ analisadas da mesma forma que descrito no item 4.2.1. O pulso avaliado foi o pulso da quarta feira as 08h, pois era o pulso em que normalmente as análises eram feitas pelo GESAD. Como a legislação em termos de matéria orgânica trabalha com DBO_5 , e em termos de fósforo total, a relação entre DQO/ DBO_5 utilizada foi de 1,8, em virtude de dados coletados nos mesmos sistemas; e a relação ortofosfato / fósforo total foi de 0,7 (WPC, 1983).

Em seguida, a curva de resultados gerada, mais a análise da série histórica dos parâmetros do efluente tratado por meio de curvas de frequência acumulada, foram relativizadas com o padrão de lançamento para corpos receptores lênticos e lóticos, de acordo com as legislações citadas no item 3.5. Apesar do parâmetro $\text{NH}_4^+\text{-N}$ não ser exigido para esgotos sanitários de acordo com o Art. 21 da resolução 430 do CONAMA, ele foi avaliado levando em conta a concentração exigida na mesma resolução para efluentes de forma geral. Em seguida, a relativização foi feita a partir da avaliação de necessidade de desinfecção, de remoção de fósforo e de desnitrificação, quando fosse o caso, conforme a Figura 35.

Figura 35 – Esquema representativo da relativização da qualidade do efluente tratado de wetlands construídos verticais com diferentes corpos receptores.



5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE POLUENTES

A análise de desempenho dos sistemas se deu pela avaliação das cargas de entrada, intermediárias e de saída de cada módulo de WC, expressas em $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$, exceto para alcalinidade e para coliformes. Na Tabela 10 apresenta-se a estatística descritiva para todos os pontos, contendo o número de amostras (n), a mediana e o coeficiente de variação ($\text{CV} = \text{desvio padrão} / \text{média}$).

A taxa de aplicação hidráulica afluente aos módulos WC se manteve em $0,083 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ ($83 \text{ mm}/\text{d}$) com CV de 0,05, valor próximo ao idealizado na elaboração de projeto, o qual era de $0,070 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ ($70 \text{ mm}/\text{d}$).

Tabela 10 - Estatística descritiva dos parâmetros analisados do afluente e efluente dos pontos amostrais, de junho de 2015 a dezembro de 2018. Com apresentação do número de amostras (n), da mediana (med) e do coeficiente de variação (CV).

Parâmetros		Afluente aos WC	Efluente Interm. WCVD	Efluente final WCVD	Efluente Interm. WCV-FS	Efluente final WCV- FS
DQO ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	n	77	40	77	39	75
	Med	36,23	22,58	4,89	14,32	2,38
	CV	0,36	0,26	0,51	0,33	0,93
NH₄-N ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	n	80	44	82	46	80
	Med	6,13	4,32	2,09	3,24	1,77
	CV	0,21	0,47	0,35	0,58	0,51
NO₂-N ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	n	75	45	80	45	60
	Med	0,01	0,01	0,05	0,02	0,00
	CV	0,23	3,39	1,26	2,64	4,29
NO₃-N ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	n	48	43	80	45	78
	Med	0,07	0,81	2,06	1,97	1,90
	CV	1,43	0,84	0,54	0,52	0,61
NT ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	n	45	22	44	22	44
	Med	6,59	5,25	4,74	5,46	3,79
	CV	0,26	0,51	0,38	0,58	0,37
PO₄³⁻-P ($\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$)	n	80	45	82	46	80
	Med	2,77	1,95	0,77	1,64	0,49
	CV	0,24	0,28	0,38	0,38	0,42
pH	n	66	33	68	33	65
	Med	7,21	6,91	6,47	6,40	6,54
	CV	0,04	0,05	0,14	0,13	0,07

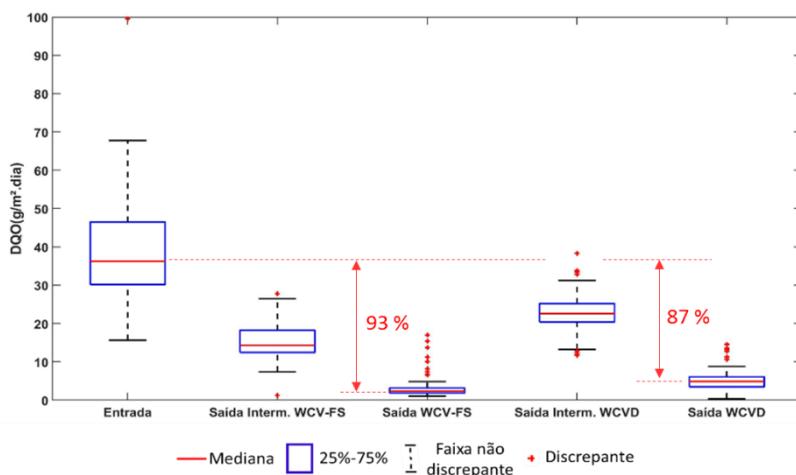
Tabela 10 - Estatística descritiva dos parâmetros analisados do afluente e efluente dos pontos amostrais, de junho de 2015, a dezembro de 2018. Com apresentação do número de amostras (n), da mediana (med) e do coeficiente de variação (CV).- Continuação.

Parâmetros		Afluente aos WC	Efluente Interm. WCVD	Efluente final WCVD	Efluente Interm. WCV-FS	Efluente final WCV-FS
Alcalinidade (mgCaCO₃/L)	n	65	33	68	32	65
	Med	275	175	45	82,5	55
	CV	0,16	0,24	0,89	0,56	0,81
Coliformes Totais (log₁₀)	n	22	-	23	-	23
	Med	7,57	-	6,51	-	5,81
	CV	0,08	-	0,11	-	0,12
Coliformes Fecais (log₁₀)	n	20	-	21	-	22
	Med	7,08	-	6,04	-	5,23
	CV	0,11	-	0,12	-	0,16

5.1.1 Matéria orgânica carbonácea

Por se tratar de esgoto proveniente da rede pública, houve variação no afluente dos sistemas, apresentando um coeficiente de variação de 0,36, como pode ser evidenciado na Figura 36.

Figura 36 - *Boxplot* com valores de carga em g/m².dia de DQO nos cinco pontos analisados nos módulos WCV-FS e WCVD, entre junho de 2015 e dezembro de 2018. Em destaque o valor percentual de remoção.



O desempenho em termos de remoção de carga carbonácea foi acima de 80% em ambos os WC, apresentando valores médios de remoção de 93% para o WCV-FS e 87% para o WCVD. Como a saturação de fundo é a única diferença entre os dois sistemas operados, acredita-se que ela seja o principal fator de aumento na eficiência. Dentre as razões para que isso ocorra, uma delas pode ser as condições propícias para que a desnitrificação ocorra na camada saturada do WCV-FS, ajudando também no consumo de DQO (MORVANNOU et al., 2017).

Os pontos intermediários analisados demonstram o aumento do tratamento ao longo da profundidade, sendo o intermediário do WCV-FS também com um valor menor (14,32 g/m².dia) (maior remoção) em relação ao ponto intermediário do WCVD (22,58 g/m².dia), isso pode ser devido a forma que as amostras foram coletadas, pois no ponto intermediário do WCV-FS a amostra era coletada com parte do volume do próprio pulso do sistema, e no ponto intermediário do WCVD era necessário despejar esgoto do tanque equalizador sobre o WCVD para depois ser feita a coleta, isso pode ter levado a caminhos preferenciais, que não refletem realmente o funcionamento e percurso do esgoto dentro do sistema.

Em relação ao desempenho de tratamento do WCV-FS, destaca-se que os resultados são semelhantes aos obtidos por Nivala et al. (2018), que obtiveram eficiência entre 97% e 98% tanto em um WCV sem saturação de fundo, quanto em um WCV com saturação e aeração forçada (WC intensificado), operando com carregamento orgânico semelhante ao deste trabalho.

Esta similaridade de desempenho reforçam as vantagens de saturar o fundo do maciço filtrante de um WCV, pois trata-se de uma modificação sem necessidade de introdução de energia forçada.

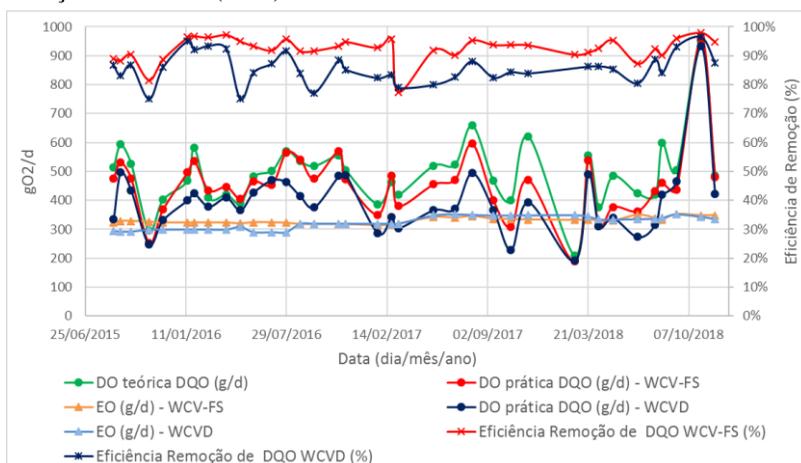
No trabalho de Morvannou et al. (2017) foram estudados sistemas que recebiam esgoto bruto e que possuíam maciço filtrante de brita, semelhante ao primeiro estágio do sistema francês, porém com saturação de fundo. Comparados os resultados obtidos com os de um sistema francês convencional, a eficiência em relação a remoção de DQO foi superior, sendo mais uma evidência da melhora que a saturação de fundo fornece em relação a remoção de matéria orgânica. E comparados com os resultados deste trabalho, as eficiências foram similares, mesmo com maciço filtrante de brita.

5.1.1.1 Relativização com outras formas de dimensionamento empregadas

5.1.1.1.1 Balanço de O₂ de acordo com Platzer (1999)

Considerando a demanda de oxigênio (DO) proposta por Platzer (1999), foi possível trabalhar com duas situações: a DO teórica e a DO real. A DO teórica foi feita com as considerações do próprio autor (eficiência de remoção de DQO de 85%), enquanto que a DO real foi feita com as eficiências obtidas ao longo da série histórica dos sistemas trabalhados, os resultados podem ser vistos na Figura 37.

Figura 37 – Evolução temporal da entrada de oxigênio (EO) e demanda de oxigênio (DO) teórica e real obtidas para o WCV-FS e para o WCVD utilizando as considerações de Platzer (1999).



A entrada de oxigênio (EO) teve pouca variação em virtude do sistema não sofrer mudanças em relação a taxa hidráulica aplicada, e tais variações são de acordo com o funcionamento do conjunto motobomba, que por ser adaptado, possui pequenas variações.

É possível observar que a DO teórica permaneceu quase em sua totalidade superior a DO prática e que ao mesmo tempo a eficiência do WCV-FS se manteve na maior parte do tempo (95% das amostras) superior a eficiência proposta por Platzer (1999), portanto, houve uma maior eficiência de remoção de matéria orgânica com uma menor demanda de O₂. Isso pode ter ocorrido pelo fato de haver um maior

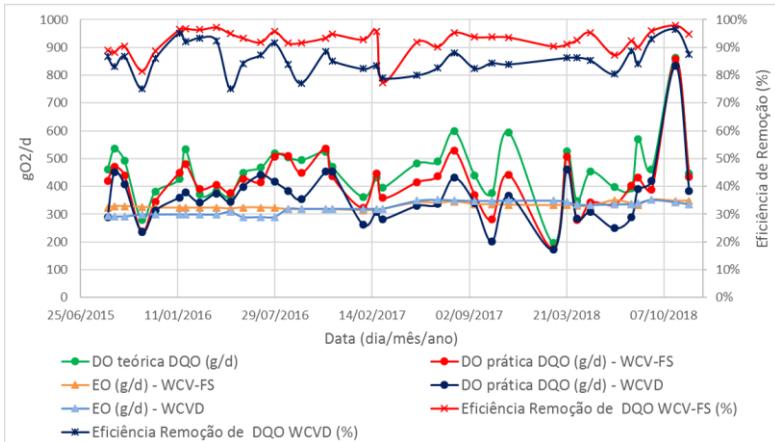
retorno de oxigênio pela desnitrificação do que o previsto pelo autor (10%), pelo fato da saturação de 40 cm do maciço filtrante do WCV-FS ser superior aos 10 cm propostos pelo autor.

Já em relação a DO prática do WCVD, ela foi inferior a do WCV-FS, porém o sistema teve apenas 54% das amostras acima da eficiência recomendada por Platzer (1999), portanto a menor DO deve ter sido pela degradação da matéria orgânica por vias que não foram aeróbias.

Considerando as orientações de Platzer (1999) para o dimensionamento, onde a EO deve ser maior ou igual à DO para garantir a remoção de 85% da matéria orgânica e, mantendo o número de pulsos e volume deles, mas alterando-se a área, seriam necessários em torno de 22m² para que EO fosse maior ou igual DO teórica na maior parte dos casos, desconsiderando o pico ocorrido na penúltima análise apresentada.

Com os dados obtidos do efluente coletado no ponto intermediário do WCV-FS (intermédio da camada aeróbia), foi possível observar que essa camada foi responsável por cerca de 56% da remoção de matéria orgânica. Alterando esse valor no modelo de Platzer (1999), que considera que 70% da matéria orgânica seja removida de forma aeróbia, é possível obter os seguintes resultados mostrados na Figura 38.

Figura 38 - Evolução temporal da entrada de oxigênio (EO) e demanda de oxigênio (DO) teórica e real considerando menor remoção da matéria orgânica pela camada insaturada.



Dessa forma é possível observar que a DO, tanto prática quanto teórica, estiveram mais próximas da EO, porém não ainda em sua totalidade. Para que em todos os casos essa condição fosse satisfeita, o WCV-FS deveria ter 20m², ou seja, 12,5m² de área superficial a mais que o sistema trabalhado.

Como não foram feitos testes com traçador gasoso para determinação do consumo de oxigênio dentro do sistema, tais resultados indicam que grande parte da DQO está sendo removida na camada não saturada do WCV-FS, e que uma maior parte em relação ao trabalho de Platzer (1999) está sendo removida na camada saturada.

5.1.1.1.2 Comparação com outras equações de regressão

Apesar de haverem muitas equações existentes na literatura, foram escolhidas apenas 5 para serem comparadas com os resultados obtidos, em virtude delas utilizarem dados que também foram obtidos no presente trabalho. Esta comparação pode ser visualizada na Figura 39.

Dentre as 5 equações trabalhadas, apenas uma (a chamada de 1, em verde no gráfico) se aproximou dos resultados obtidos em campo. Porém, os resultados obtidos com o uso dessa equação é referente a carga removida por área (CRA) em gDBO/m².dia, mas os resultados aos quais ela se assemelha são aos de gDQO/m².dia

É possível verificar a compatibilidade entre os resultados obtidos em campo e os resultados dessa equação também pelos valores dos coeficientes de determinação (R²), que deram 0,95 e 0,94 para o WCV-FS e para o WCVD, respectivamente (dados apresentados nos pequenos gráficos da Figura 39).

Tais resultados mostram que a referida equação poderia ser utilizada para dimensionamento prévio de WCV com a utilização de parâmetros comuns ao dimensionamento de sistemas de tratamento de esgoto, como carga de entrada em termos de DQO, temperatura do ar e carga hidráulica. Todavia, o presente estudo trabalhou com reduzidas variações da carga hidráulica (mediana de 83 mm/d, com CV de 0,05), portanto, não se pode afirmar que as equações elencadas se aplicariam em situações cujos carregamentos fossem diferentes.

Ao ser desenvolvida uma regressão linear múltipla para o sistema trabalhado, sendo utilizadas como variáveis independentes a carga hidráulica aplicada por área, temperatura e a carga orgânica aplicada por área, e como variável dependente a carga removida por área, chegou-se nas equações (17) para o WCV-FS e (18) para WCVD.

$$CRA_{DQO} = 126,8766 CHA + 0,8884 CEA_{DQO} + 0,1283 T \quad (17)$$

$$CRA_{DQO} = 10,2437 CHA + 0,2015 CEA_{DQO} + 0,9054 T \quad (18)$$

Sendo:

CRA_{DQO} = Carga de DQO removida por área (gDQO/m².dia);

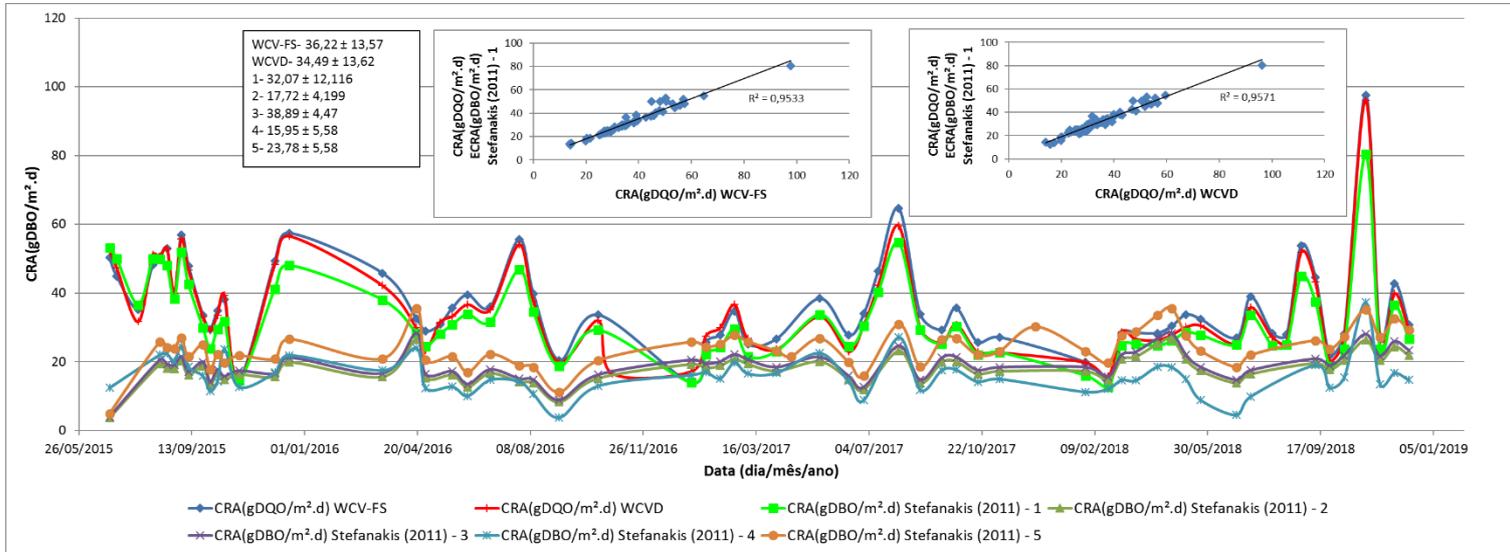
CHA = Carga hidráulica aplicada por área (m³/m².dia);

CEA = Carga de DQO de entrada por área (gDQO/m².dia);

T = Temperatura (°C).

Ambas equações tiveram boas predições, com R² de 0,95 e 0,96 para WCV-FS e WCVD, respectivamente. Porém ressalta-se novamente que para obtenção dessas equações não houve muitas variações em relação a CHA, portanto ao utilizá-las deve-se trabalhar dentro da faixa de operação apresentada no trabalho.

Figura 39 - Comparação dos resultados obtidos em campo com resultados obtidos utilizando equações de regressão existentes na literatura.



CRA: Carga removida por área (gDBO/m².dia ou gDQO/m².dia)

Sendo que as equações de Stefanakis (2011) são as seguintes:

- 1- $CRA_{DBO} = 0,807 * CEADQO + 0,364 * T - 70,220 * CHA - 5,684$;
- 2- $CRA_{DBO} = 0,758 * CEADBO + 0,647 * T - 98,074 * CHA - 28,287$;
- 3- $CRA_{DBO} = 0,807 * CEADBO + 0,364 * T - 70,220 * CHA - 5,684$;
- 4- $CRA_{DBO} = 0,791 * CEADBO - 3,924 * CEADOP + 0,209 * CEADQO + 0,228 * T - 15,499$;

5- $CRA_{DBO} = 1,013 * CEADBO - 1,885 * DD - 3,583$;

- A caixa de texto a esquerda representa a média de cada conjunto de dados ± o desvio padrão de cada conjunto de dados;
- O gráfico a esquerda é a representação dos dados de CRA pela equação 1 de Stefanakis (2011) com os dados obtidos experimentalmente para o WCV-FS; e o gráfico a direita com os dados do WCV-D.

5.1.2 Compostos nitrogenados

No WCV-FS, entre a entrada do afluente e o ponto intermediário houve uma remoção de 2,89 g/m².dia de NH₄⁻-N, enquanto que no WCVD esta remoção foi de 1,81 g/m².dia, conforme pode ser verificado na Figura 40. A diferença entre esses valores pode ter ocorrido pela forma de amostragem do ponto intermediário do WCVD e pela eventual mistura do efluente que fica retido dentro do WCV-FS e o efluente recém lançado no momento da coleta. Comparando-se os valores de saída do módulo WCVD (2,09 g/m².dia e remoção de 66%) com os valores do módulo WCV-FS (1,77g/m².dia e remoção de 71%), há a indicação de outras vias de remoção dentro deste módulo que não seja somente pela oxidação do NH₄⁻-N.

Apesar de ter havido uma boa oxidação do NH₄⁻-N na saída dos dois sistemas, os valores encontrados são inferiores aos reportados em casos que trabalharam com WCVD com areia (TANNER et al., 2012; NIVALA et al., 2018a). Isso pode ter ocorrido pela menor profundidade do WCV-FS e do WCVD trabalhados, não removendo matéria orgânica suficiente anteriormente para que o processo de oxidação da amônia pudesse ocorrer de melhor forma, tal como também observado no trabalho de Silveira et al. (2015). A assimilação microbiana também pode ter influenciado na remoção de NH₄⁻-N, tendo em vista a quantidade de matéria orgânica disponível (SUN; ZHAO; ALLEN, 2005).

A maior variabilidade nos pontos intermediários (CV de 0,47 para o do WCVD, e de 0,58 para o do WCV-FS) deve ter ocorrido principalmente pela forma que a amostragem era conduzida: no caso do WCVD, pela não garantia que cada amostra coletada tenha tido o mesmo tempo de passagem pelo maciço filtrante; e no caso do WCV-FS, pela amostra ser diretamente influenciada pelo esgoto retido dentro do sistema.

Em consequência da oxidação do NH₄⁻-N, houve a formação de NO₂⁻-N e de NO₃⁻-N, que podem ser observadas na Figura 41 e na Figura 42. Os baixos valores de NO₂⁻-N formados na saída do WCV-FS (0,001 g/m².dia) indicam a estabilidade do sistema em realizar a nitrificação.

Figura 40 – *Boxplot* com valores de carga em $\text{g}/\text{m}^2.\text{dia}$ de $\text{NH}_4\text{-N}$ nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018. Em destaque o valor percentual de remoção.

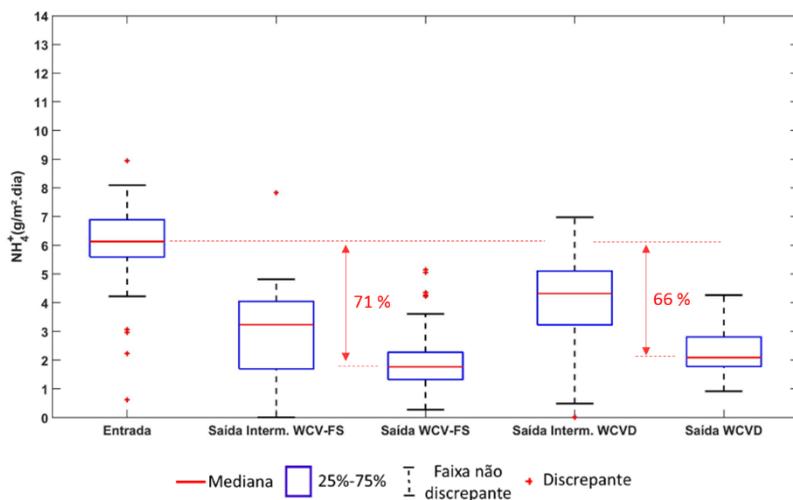
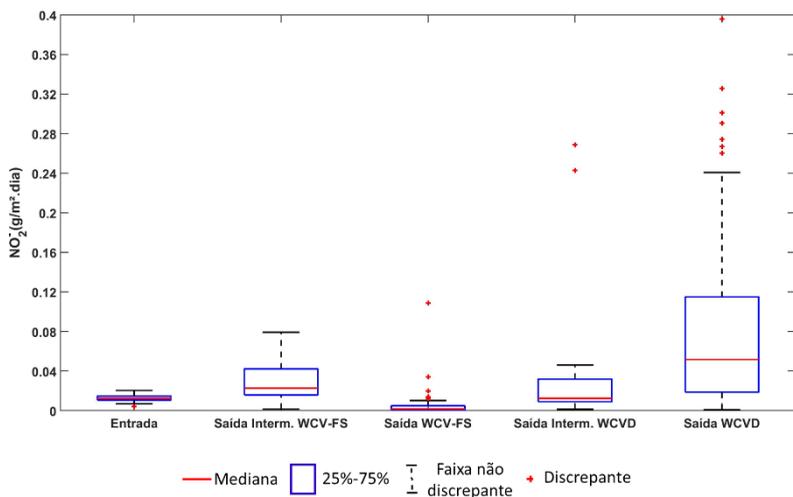


Figura 41 - *Boxplot* com valores de carga em $\text{g}/\text{m}^2.\text{dia}$ de $\text{NO}_2\text{-N}$ nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.



A remoção de NT entre a entrada e os pontos intermediários foram similares entre os dois sistemas, sendo $1,34 \text{ gNT}/\text{m}^2.\text{dia}$ para o

WCVD e 1,13 gNT/m².dia para o WCV-FS, indicando uma remoção por vias físico-químicas, como adsorção, e oxidação do NH₄⁻N para NO₃⁻-N (Figura 43).

Figura 42 - *Boxplot* com valores de carga em g/m².dia de NO₃⁻-N nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.

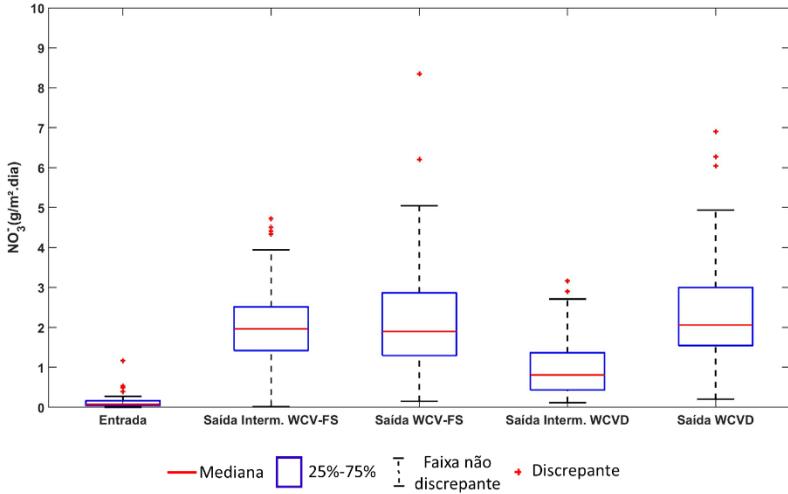
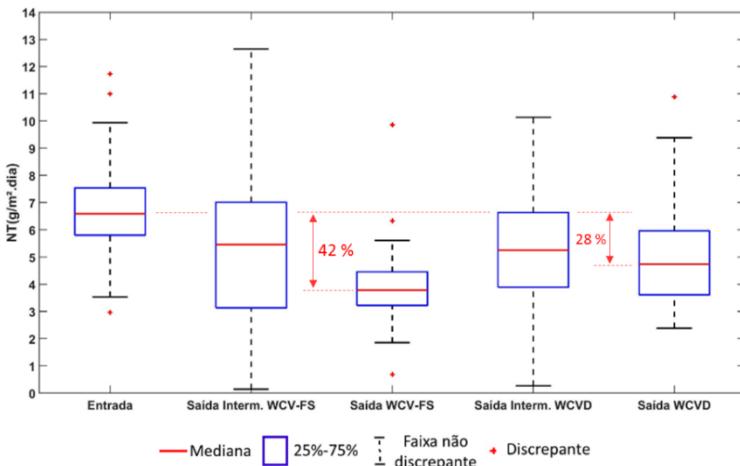


Figura 43 - *Boxplot* com valores de carga em g/m².dia de NT nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018. Em destaque o valor percentual de remoção.



A diferença entre a saída de 3,79 gNT/m².dia do WCV-FS e de 4,74 gNT/m².dia do WCVD, e a diminuição do NO₃⁻-N entre o ponto intermediário e a saída do WCV-FS, indicam a capacidade superior do WCV-FS na remoção de NT pela desnitrificação, propiciada pelo fundo saturado. Os valores encontrados de remoção de NT foram semelhantes aos de Nivala et al. (2018) em WCV-FS e WCH com aeração, porém inferiores a vários trabalhos da revisão feita por Ilyas e Masih (2017b) em termos de concentração, e com diferença ainda maior nos sistemas apresentados cuja profundidade era superior. Ilyas e Masih (2017b) atestaram que a remoção de NT tinha ligação direta com a profundidade.

A eficiência de remoção de NT no WCV-FS superior ao WCVD deve ter ocorrido, também, pela maior densidade vegetativa desse sistema. Apesar de Celis (2015) constatar que no WCV-FS a *Typha domingensis* influenciou em somente 7,5% e no WCVD 5,5% na remoção de NT, Nivala et al. (2018) ao trabalhar com WCV plantados e não plantados, constatarem diferença significativa positiva na remoção de NT nos sistemas plantados, assim como Saeed e Sun (2017) evidenciaram em sua extensa revisão de remoção de compostos orgânicos e nutrientes em WC. Portanto, pelo maior desenvolvimento da vegetação no WCV-FS entre 2015 e 2018, pode ser que a *Typha domingensis* esteja tendo maior influência na absorção do NT, seja na forma de NH₄⁻-N ou NO₃⁻-N.

O afluente aos sistemas apresentou pH próximo ao da neutralidade (mediana de 7,21, com CV de 0,04), o que favorece o tratamento de esgotos por processos biológicos (METCALF; EDDY, 2015). Como pode ser observado na Figura 44, houve uma maior redução do pH entre a entrada e o ponto intermediário do WCV-FS em relação ao WCVD, porém na saída dos dois sistemas os valores de pH estavam próximos, 6,47 para o WCVD e 6,54 para o WCV-FS.

Acompanhando a queda do pH, os valores de alcalinidade também diminuíram, 230 mg/L para o WCVD e 220 mg/L para o WCV-FS (Figura 45), indicando a ocorrência da nitrificação (METCALF; EDDY, 2015). Os valores de alcalinidade do WCVD foram inferiores, mediana de 45 mg/L com CV de 0,89, condizendo com os valores superiores de NO₃⁻-N encontrados neste mesmo sistema.

Apesar da diminuição dos valores de pH e alcalinidade, entre o ponto intermediário e a saída do WCV-FS, houve um aumento no valor do pH.

Figura 44 - *Boxplot* com valores de pH nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.

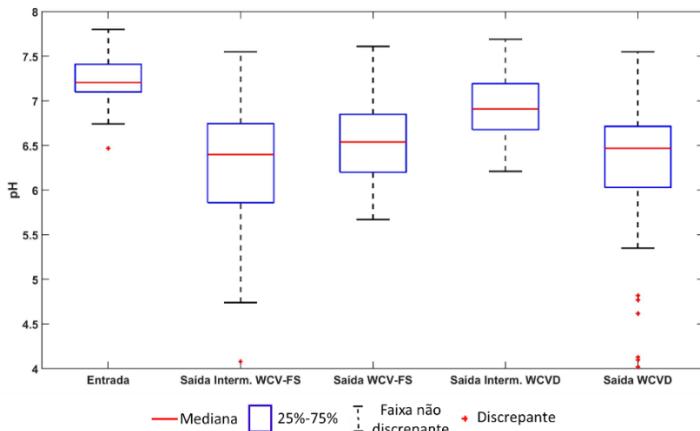
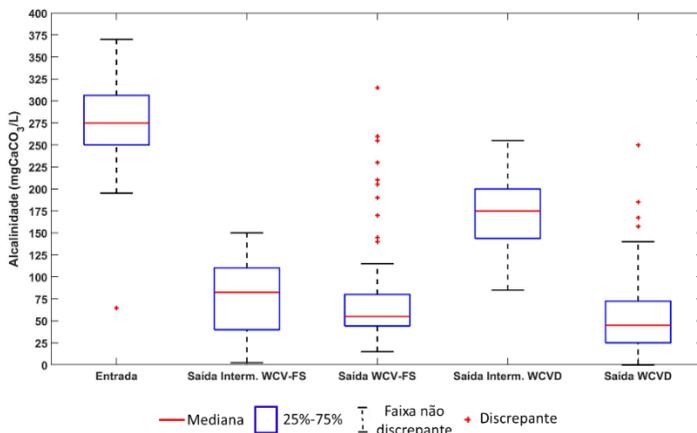


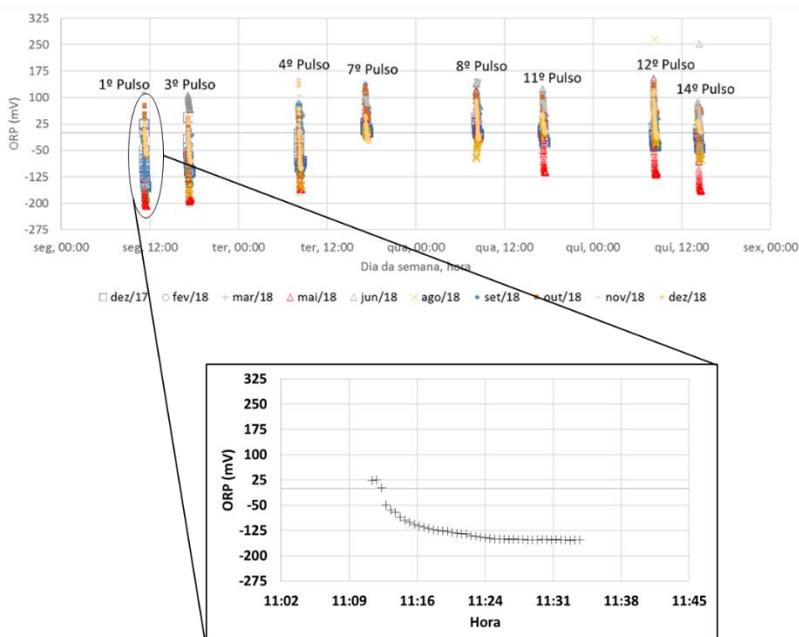
Figura 45 - *Boxplot* com valores de concentração de alcalinidade nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.



WC com fluxo subsuperficial se distinguem de outros sistemas de tratamento pela simultânea existência de áreas com diferentes potenciais redox (ORP) (GARCÍA et al., 2010), permitindo que diferentes processos físicos, químicos e bioquímicos possam ocorrer ao mesmo tempo (OJEDA et al., 2008). E apesar da análise do ORP ser um parâmetro essencial para avaliação das condições óxicas de WC, não é muito analisada nas pesquisas (ILYAS; MASIH, 2017b).

Os valores de ORP obtidos tiveram variação tanto entre as amostragens quanto ao longo das semanas amostrais (Figura 46). As amostras que possuíram valores mais elevados e menor variação ao longo da semana amostral foi a de junho/2018. Acredita-se que essa pouca variação tenha ocorrido pelas baixas temperaturas evidenciadas nesse período, que levaram a uma diminuição na atividade microbiológica e, conseqüentemente, a uma menor variação nos valores de ORP.

Figura 46 - Valores de potencial redox obtidos na saída do WCV-FS ao longo de um ano de acompanhamento. Com destaque ao rápido decaimento do ORP usual de um pulso.



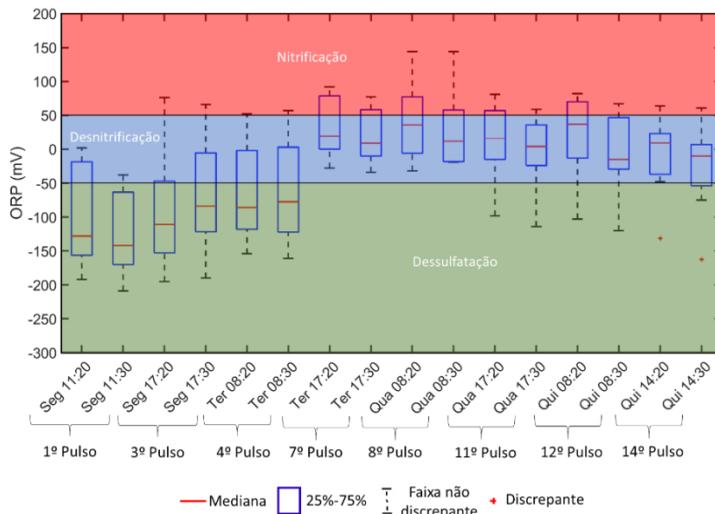
A variação ao longo das semanas amostrais pode ser vista em maior detalhe na Figura 47, sendo a maior variação observada entre o 4º e 7º pulso. Essa diferença pode ter sido pelo TDH_{real} do WCV-FS, pois essa maior mudança ocorreu justamente próximo ao tempo de ser atingido o TDH_{real} e, portanto, houve a troca do volume retido dentro do WCV e o restabelecimento de condições mais oxidativas no meio. Na Figura 47 também são mostradas as faixas aproximadas de valores de ORP para que as reações de nitrificação, desnitrificação e dessulfatação

ocorram, de acordo com Von Sperling (2000). Importante lembrar que as faixas apresentadas são referentes a valores de ORP, e não em relação a mV de Eh (eletrodo de referência) como apresentado por Tanner et al., (2002) e Silveira et al. (2015), que tem os valores em torno de +200mV em relação aos de ORP. Com os valores observados e as faixas indicadas, é possível inferir que o WCV-FS está com condições óxidas propícias para que a desnitrificação ocorra. Porém, mesmo sendo essencial para avaliação dos WC, os valores de ORP não podem ser relacionados diretamente com a concentração de oxigênio dissolvido (OD) em um sistema, pelo fato de alterações instantâneas em um sistema alterarem mais rapidamente os valores de OD, enquanto que a alteração do ORP só é perceptível durante um período mais longo de observação, sendo mais relevante realizar a observação temporal do ORP ao invés de pontual.

As variações observadas de ORP foram similares às de Silveira et al. (2015), porém os pontos amostrais eram no início das camadas saturadas de WCV-FS. Isso indica que apesar de no presente trabalho o ponto amostral de ORP no WCV-FS ser em sua saída, pelo fato dele não estar no fundo e dentro do maciço filtrante, não representa as condições reais dentro dele, portanto os valores de ORP no fundo do maciço filtrante devem ser inferiores aos reportados no presente trabalho. Também no trabalho de Silveira et al. (2015), a carga hidráulica aplicada (0,36 m/d) foi muito superior a do presente trabalho, assim como as alturas de saturação empregadas (15 e 25cm) eram inferiores, indicando um TDH menor, porém condições propícias para ocorrência da desnitrificação também foram evidenciadas, mas de melhor forma na saturação de 25 cm. Com isso, não é possível utilizar o TDH como parâmetro direto para avaliação da ocorrência ou não da desnitrificação.

O mesmo foi observado no trabalho de Corbella, Garfí e Puigagut (2014), havendo a diminuição dos valores de ORP logo após a alimentação do sistema nas amostras localizadas na interface superior da camada saturada.

Figura 47 - *Boxplot* com valores de potencial redox nas campanhas amostrais com frequência mensal entre dezembro de 2017 e dezembro de 2018.



Nota: Cada um deles representa um conjunto de 10 dados obtidos ao longo de uma semana operacional em 8 pulsos da semana, no primeiro e último de cada dia, e apresentados os dados do início e do fim do período de drenagem para cada um desses pulsos.

Apesar do sistema apresentar valores de ORP propícios para ocorrência da desnitrificação, esses valores se apresentaram apenas durante 50% do tempo de operação do sistema (do 7º ao 14º pulso), e como as análises eram realizadas na quarta-feira (no 8º pulso), pode servir como indicativo que nesse momento ainda não havia dado tempo para que reações de desnitrificação pudessem ocorrer, o que teria diminuído a eficiência em termos de NT. Além disso, a baixa eficiência da desnitrificação talvez possa ser explicada pelo oxigênio dissolvido, parâmetro esse não analisado no trabalho.

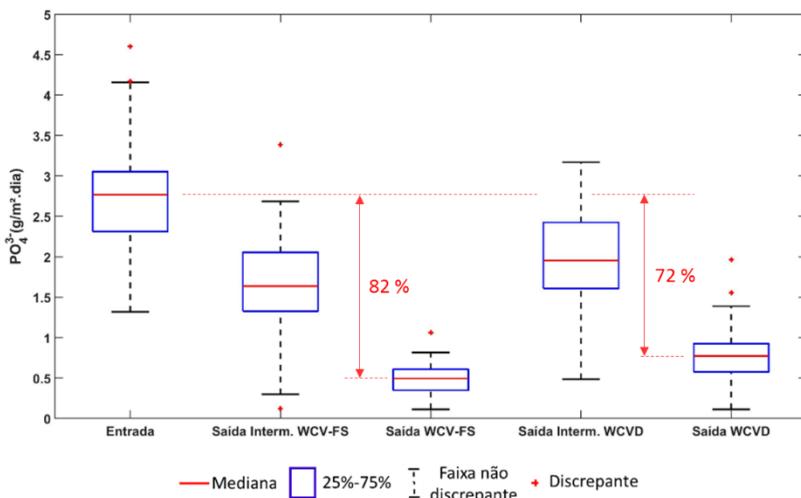
5.1.3 Fósforo ortofosfato

O fósforo ortofosfato apresentou valores medianos de entrada de 2,77 $\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\text{.dia}$ com CV de 0,24. Seus valores foram reduzidos ao longo da profundidade, tendo o valor de 1,95 $\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\text{.dia}$ no ponto intermediário, e 0,77 $\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\text{.dia}$ na saída do WCVD. Já para o WCV-FS o valor foi 1,64 $\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\text{.dia}$ no ponto intermediário e 0,49 $\text{gPO}_4^{3-}\text{-P/m}^2\text{.dia}$ na saída (Figura 48).

A redução ao longo da profundidade tanto no WCVD quanto na camada insaturada do WCV-FS, indica a ocorrência de processos físico-químicos, como adsorção e precipitação no maciço filtrante para remoção de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, principal processo de remoção desse composto em WC de fluxo subsuperficial (VOHLA et al., 2011). Estudos de Ye e Li (2009) também mostraram que o principal responsável pela remoção de ortofosfato foi o maciço filtrante. A diferença entre os valores de saída do WCVD e WCV-FS devem-se principalmente ao tempo de retenção do efluente dentro do WCV-FS, que deve ter favorecido processos de adsorção (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014b), como observado também por Lantzke et al. (1999).

Os valores de ORP observados também indicam a ocorrência de um processo de regeneração pela formação de novas estruturas amorfas pelos íons de Fe presentes nos grãos do maciço filtrante, causado pelas mudanças de condições redutoras e oxidativas no meio, que favorecem a adsorção do $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ (LANTZKE et al., 1999).

Figura 48 - *Boxplot* com valores de carga em $\text{g}/\text{m}^2\cdot\text{dia}$ de PO_4^{3-} nos cinco pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018. Em destaque o valor percentual de remoção.



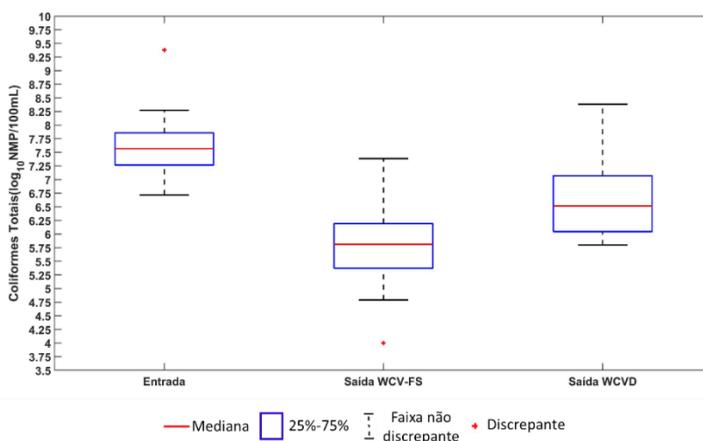
5.1.4 Coliformes totais e *E. Coli*

Tanto para coliformes totais quanto para *E. Coli* o WCV-FS apresentou melhores eficiência de remoção do que o WCVD (Figura 49 e Figura 50). O módulo WCV-FS apresentou remoção de $1,75\log_{10}$ de

coliformes totais e de *E. Coli*, enquanto o WCVD apresentou remoção de cerca de $1\log_{10}$ tanto para coliformes totais quanto para *E. Coli*.

Segundo Wu et al. (2016), os principais meios de remoção de coliformes nos WC são pela sedimentação, filtração, adsorção e morte por predação ou por falta de substrato. Segundo os mesmos autores, a morte por predação, dependendo do tipo de coliforme, pode ser influenciada por menores concentrações de compostos no efluente. Este pode ter sido o caso do WCV-FS, já que possuiu melhor eficiência na remoção de matéria orgânica e nutrientes, e indo ao encontro aos resultados também encontrados por Nivala et al. (2018), que obtiveram maior remoção de *E. Coli* em sistemas que tiveram melhor eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes.

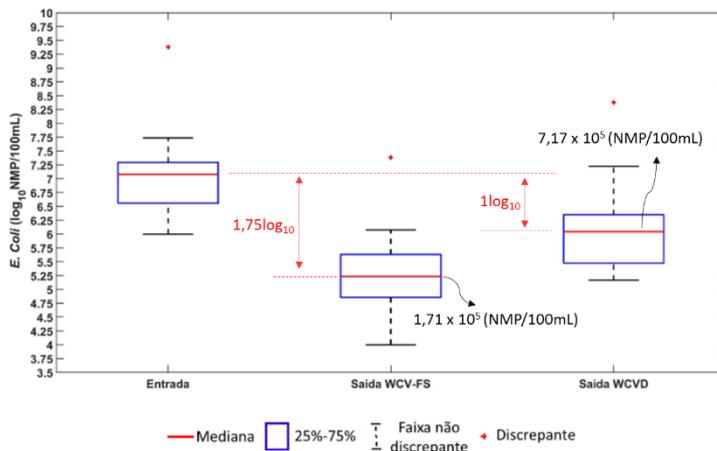
Figura 49 - *Boxplot* com valores de \log_{10} NMP/100mL de coliformes totais nos três pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018.



Na revisão de Wu et al. (2016) também não são apresentados WCV isoladamente como alternativa para remoção de Coliformes totais e *E. Coli*, sendo normalmente associados a WCH e/ou a desinfecção posterior. Quando comparados os resultados obtidos com os da revisão, os resultados obtidos pelo WCV-FS foram melhores que os obtidos pela associação de WCH com WCV, havendo apenas um único caso cuja eficiência foi melhor (MASI; MARTINUZZI, 2007), porém cuja carga orgânica aplicada por área e concentração de coliformes foi inferior a trabalhada com o WCV-FS, indicando o WCV-FS como boa alternativa para haver um melhoramento na qualidade do efluente tratado em

termos de coliformes. Entretanto, caso se busque a reutilização do efluente de forma restrita ou irrestrita, é necessário que haja uma melhor eficiência de tratamento ao se observar os valores encontrados para *E. Coli* e considerando a resolução do CONAMA Nº 357 (BRASIL, 2005).

Figura 50 - *Boxplot* com valores de \log_{10} NMP/100mL de *E. Coli* nos três pontos analisados entre junho de 2015 e dezembro de 2018. Em destaque o valor percentual de remoção e NMP/100mL.



5.2 RELATIVIZAÇÃO DA QUALIDADE DO EFLUENTE TRATADO COM DIFERENTES CORPOS RECEPTORES

5.2.1 Análise da carga de saída ao longo dos pulsos

É possível observar que no WCVD houve uma maior variação na concentração de saída dos três parâmetros analisados nos três testes realizados, havendo um pico de concentração acompanhando o pico da vazão, havendo conseqüentemente um maior lançamento de carga e uma menor eficiência na remoção desta carga aplicada, sendo isso menos evidente no caso do $\text{NH}_4^+\text{-N}$. Acredita-se que isso ocorreu no WCVD e não no WCV-FS, pelo fato do WCV-FS possuir um volume de retenção de efluente, servindo como atenuação de lançamento de carga. Porém, mesmo o WCV-FS não possuir em sua saída variação evidente de concentração, teve variação de carga ocasionada pela variação de vazão de saída.

Como nos WCV operados há a predominância de processos naturais de depuração de esgoto, que são relativamente lentos

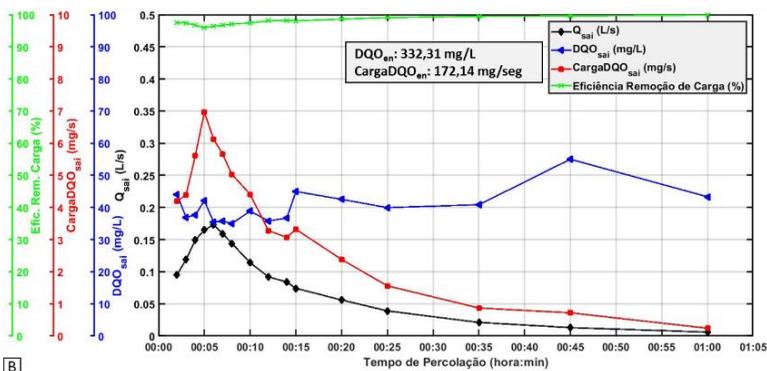
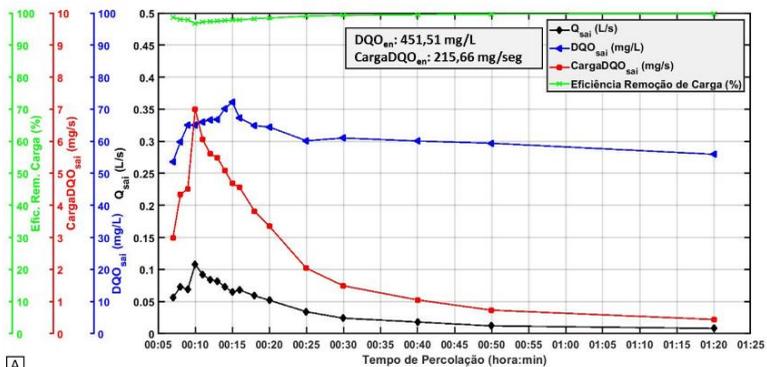
(STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014a), a pouca variação observada na análise do WCV-FS ao longo do pulso e a variação de resultados entre testes com cargas semelhantes de entrada, indicam o pouco tempo para ocorrência de reações de depuração do esgoto recém lançado nos pulsos analisados. Portanto, também é possível inferir que as eficiências obtidas nas análises feitas no WCVD são principalmente a filtração do esgoto pelo maciço filtrante e a rápida atuação do biofilme formado ao longo dos três anos e meio de operação dos sistemas. Os resultados obtidos com o WCV-FS também comprovam que para coleta de amostras desse sistema, não é necessário haver preocupação quanto ao momento da coleta ao se trabalhar com concentrações de DQO, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, preocupação apresentada por Silveira et al. (2015).

Em relação a DQO, a variação foi mais perceptível no WCVD no primeiro e no segundo teste (Figura 51 e Figura 52), podendo isso ter ocorrido pela carga de entrada ter sido mais elevada, e como o WCVD não possui um volume retido para atenuação dessa carga, o efluente acabou sendo lançado com maior concentração de DQO. Isso pode servir como indicativo que o WCV-FS responde melhor a variações de carga de entrada.

No terceiro teste (Figura 53), houve uma menor variação ao longo do tempo na concentração de saída do WCVD, podendo isso ter ocorrido pela menor carga de entrada. Indicando que sistemas com estrutura parecida ao operarem com cargas menores podem não sofrer com variações de carga de saída ao longo do tempo.

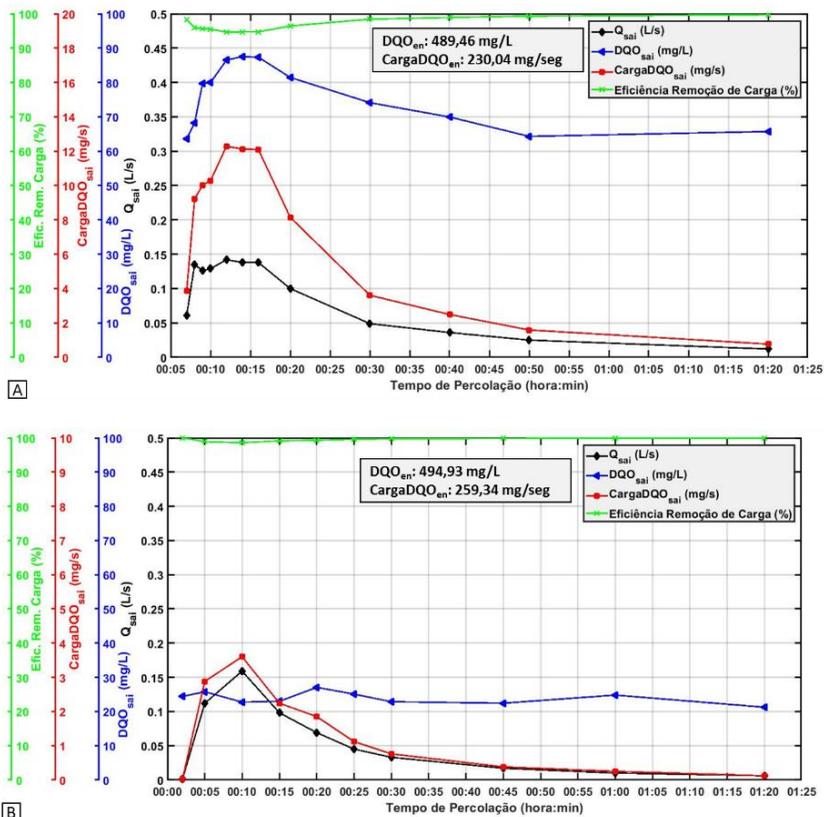
No trabalho de Decezaró (2018) o comportamento de concentração de DQO ao longo do tempo foi um pouco diferente. Houve um pico de concentração logo no início da saída do efluente de aproximadamente 6 vezes o valor da concentração observada após duas horas de monitoramento, enquanto que no WCVD apresentado neste trabalho houve um pico de cerca de 1,5 vezes observado 10 minutos após o início da saída do efluente. Tais diferenças podem ter ocorrido pela maior carga de entrada e pela diferença de material filtrante utilizado (brita) no trabalho de Decezaró (2018), que possui maior permeabilidade em relação a areia grossa.

Figura 51 - Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso (1º teste).



Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

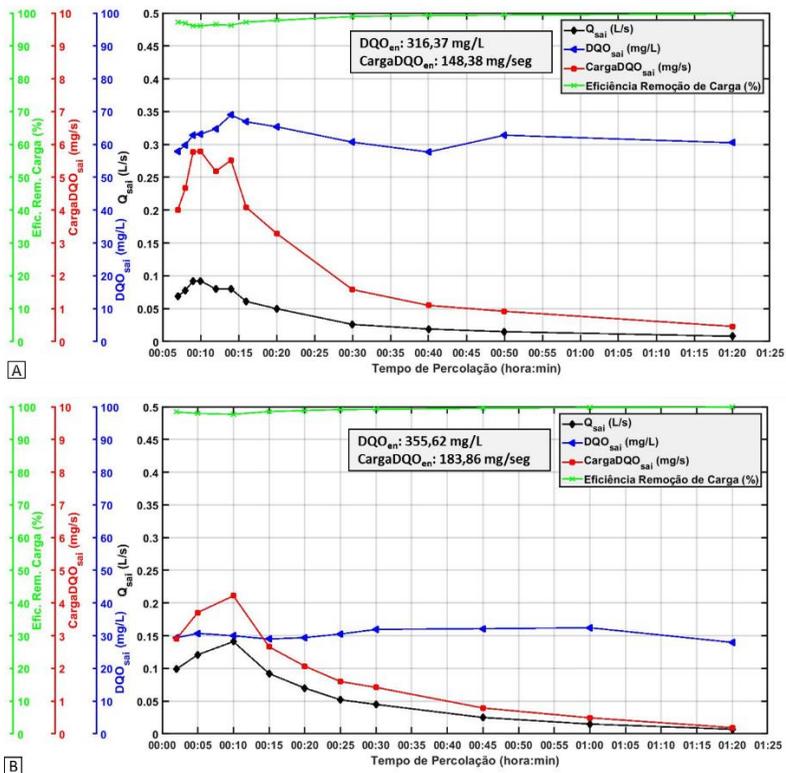
Figura 52 - Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso (2º teste).



Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

É possível observar, também, que o pico de lançamento de carga de DQO nos dois sistemas esteve dentro dos 30 minutos após o início da saída do efluente, portanto ao se pensar em um aparato retentor de volume no sentido de atenuação de lançamento de carga após WCVD com dimensionamento e operação semelhantes ao deste trabalho, o mesmo aparato poderia ser aproveitado como tanque de contato para desinfecção, sendo necessários testes que confirmem a capacidade de desinfecção nesse período de tempo para o tipo de efluente a ser tratado.

Figura 53 - Comportamento da DQO de saída ao longo do pulso (3º teste).



Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Apesar dos picos de carga e em decorrência disso diminuição na eficiência de remoção, é possível observar pela Tabela 11 que ambos sistemas atenderam aos padrões de lançamento em âmbito nacional e para o estado de Santa Catarina. Demonstrando os sistemas WCVD e WCV-FS como aptos para o tratamento de esgotos sanitários em termos de remoção de carga orgânica, ao se avaliar a variação da carga de saída ao longo de pulsos.

Tabela 11 - Comparação dos resultados obtidos nas análises com as referências legais em relação a DBO.

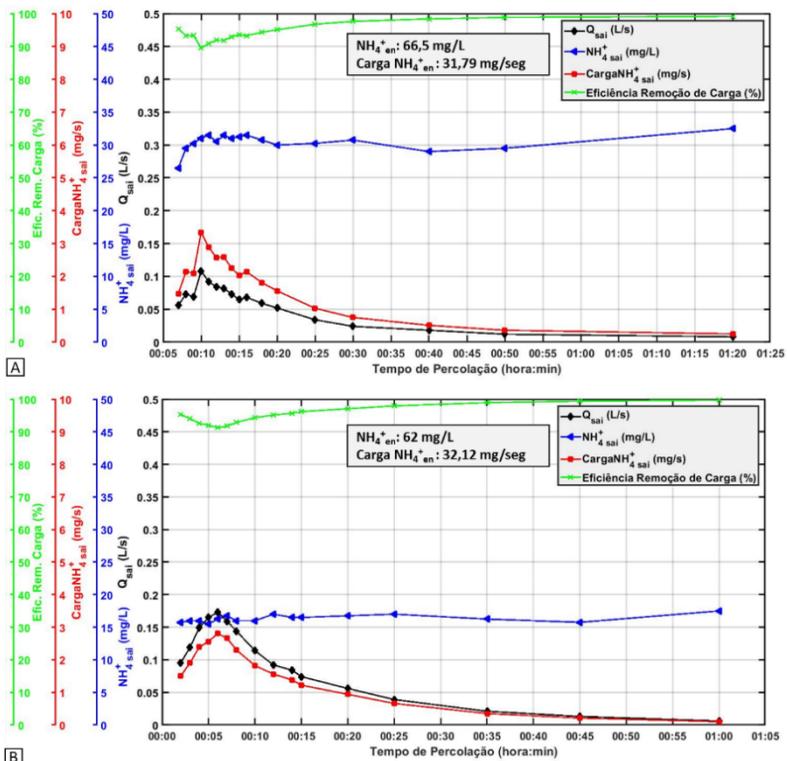
Módulo		Concentração (mg/L)			Remoção de carga (%)			Referência Legal		
		Mín	Méd	Max	Mín	Méd	Max	CONAMA 430/2011 (≤120 mg/L ou 60%)	Lei Estadual 14675/09 SC (≤60 mg/L ou 80%)	
WCVD	1	29,8	35,25	40,09	94,42	97,03	99,65	Status	OK	OK
	2	32,1	34,79	38,3	96,09	97,62	99,69	Status	OK	OK
	3	35,3	42,06	48,63	94,66	96,87	99,67	Status	OK	OK
WCV-FS	1	19,4	22,92	31,39	95,98	97,91	99,84	Status	OK	OK
	2	11,8	13,29	15,02	98,61	99,49	99,99	Status	OK	OK
	3	16,2	17,08	18,63	92,26	96,27	99,61	Status	OK	OK

Nota: Em virtude do teste realizado ser de DQO, foi utilizada a relação DQO/DBO de 1,8, relação essa obtida ao longo de 3 anos de análises dos módulos.

Assim como no caso da DQO, houve maior variação na concentração de saída de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ do sistema WCVD, sendo evidente também a maior variação nos testes 1 e 3 (Figura 54 e Figura 56), cujas cargas de entrada foram superiores.

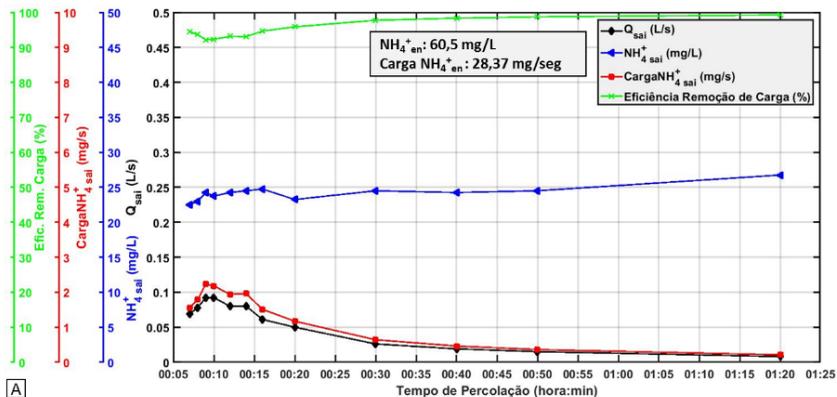
Segundo Von Sperling (2000), a principal via de transformação da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ é feita de forma aeróbia, e apesar de hoje em dia já se ter conhecimento de outras vias de remoção em WC e em outras tecnologias, tais como Anammox e Canon (PELISSARI, 2017), pela estabilidade da concentração de saída de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ e pelo consumo de alcalinidade evidenciado, há um indicativo que a amônia tenha sido removida pela via convencional na camada aeróbia e/ou que o tempo de drenagem do efluente analisado não é suficiente para que outros processos, tais como adsorção ao maciço filtrante e absorção pelas plantas ocorram, mesmo havendo estudos indicando aquelas outras via de remoção em WCV-FS (DONG; SUN, 2007; TAO; WANG, 2009).

Em relação ao último teste foi constatada uma maior eficiência na remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$, isso pode ter ocorrido pelo aumento da temperatura na semana e dia da análise em relação aos outros testes, tendência essa encontrada também no trabalho de Silveira et al. (2015), que operaram um WCV-FS com brita, com uma saturação de fundo de 15 e 25 cm tratando esgoto bruto.

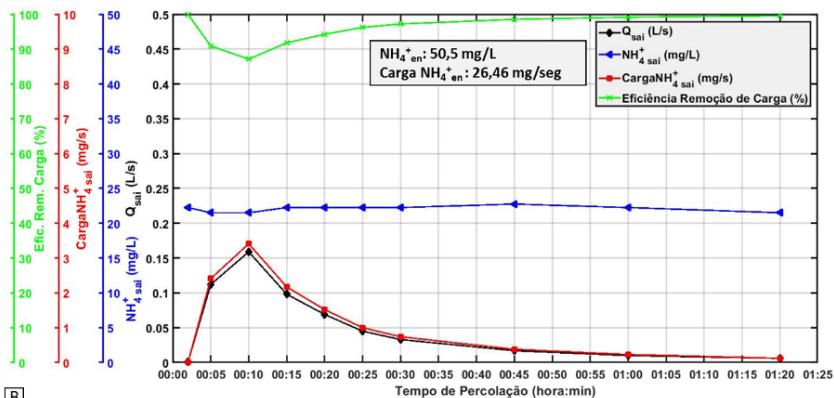
Figura 54 - Comportamento da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ de saída ao longo do pulso (1º teste).

Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Figura 55 - Comportamento da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ de saída ao longo do pulso (2º teste).

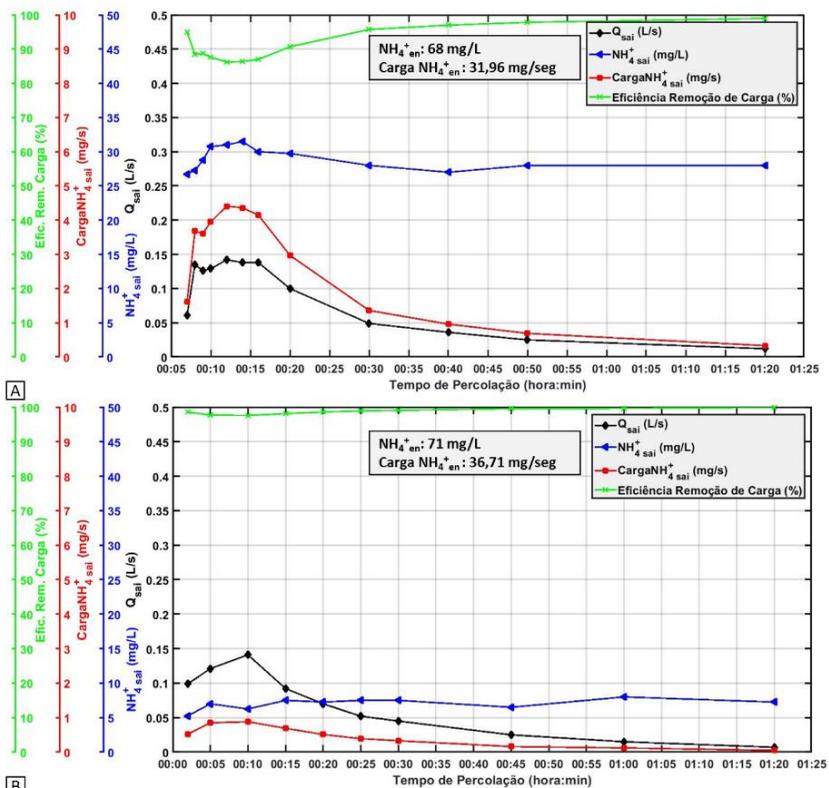


(A)



(B)

Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Figura 56 - Comportamento da $\text{NH}_4^+\text{-N}$ de saída ao longo do pulso (3º teste).

Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Diferente da DQO, é possível observar pela Tabela 12 que para o caso da $\text{NH}_4^+\text{-N}$, nem todos os testes em ambos sistemas atingiram os valores exigidos na legislação nacional. Porém, como houve testes (1º e 3º para o WCV-FS e 3º para o WCVD) em que a legislação foi atendida, ao se pensar em um aparato retentor de volume para atenuação de carga e concentração, o aparato deveria reter o volume de mais do que de um pulso, dessa forma o efluente dos pulsos em que o lançamento tivesse menor eficiência seria diluído no efluente com maior eficiência. Porém, como as análises foram feitas sempre no mesmo pulso (quarta feira as 08hs), não é possível avaliar como realmente é o comportamento dos outros pulsos. Além disso, tais resultados demonstram novamente uma melhor eficiência do sistema WCV-FS em relação ao WCVD.

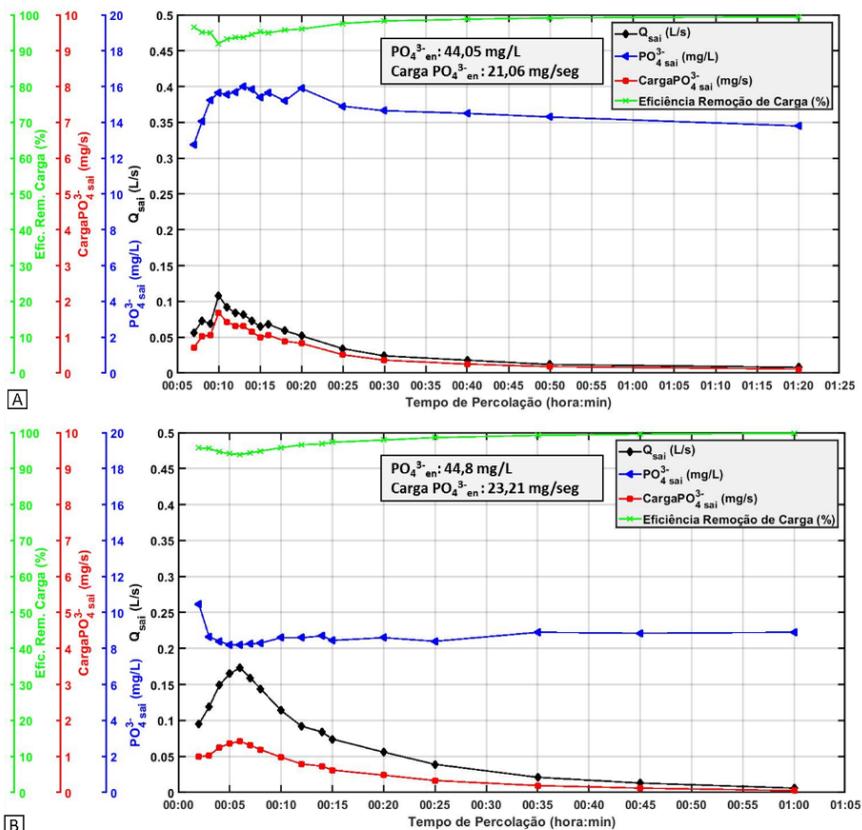
Tabela 12 - Comparação dos resultados obtidos nas análises com as referências legais em relação a $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

Módulo	Teste	Concentração (mg/L)			Remoção de carga (%)			Referência Legal	
		Mín	Méd	Max	Mín	Méd	Max	CONAMA 430/2011 (≤ 20 mg/L)*	Lei Estadual 14675/09 S C (Não possui)
WCVD	1	29	30,71	32,5	91,86	95,32	99,2	Status MAIOR	-
	2	22,5	24,19	26,75	92,16	95,3	99,28	Status MAIOR	-
	3	14,35	19,19	23,42	86,22	91,63	98,98	Status OK	-
WCV-FS	1	15,5	16,34	17,5	93,89	96,55	99,8	Status OK	-
	2	21,5	22,08	22,75	87,12	95,47	99,94	Status MAIOR	-
	3	5,25	7	8	97,6	98,77	99,86	Status OK	-

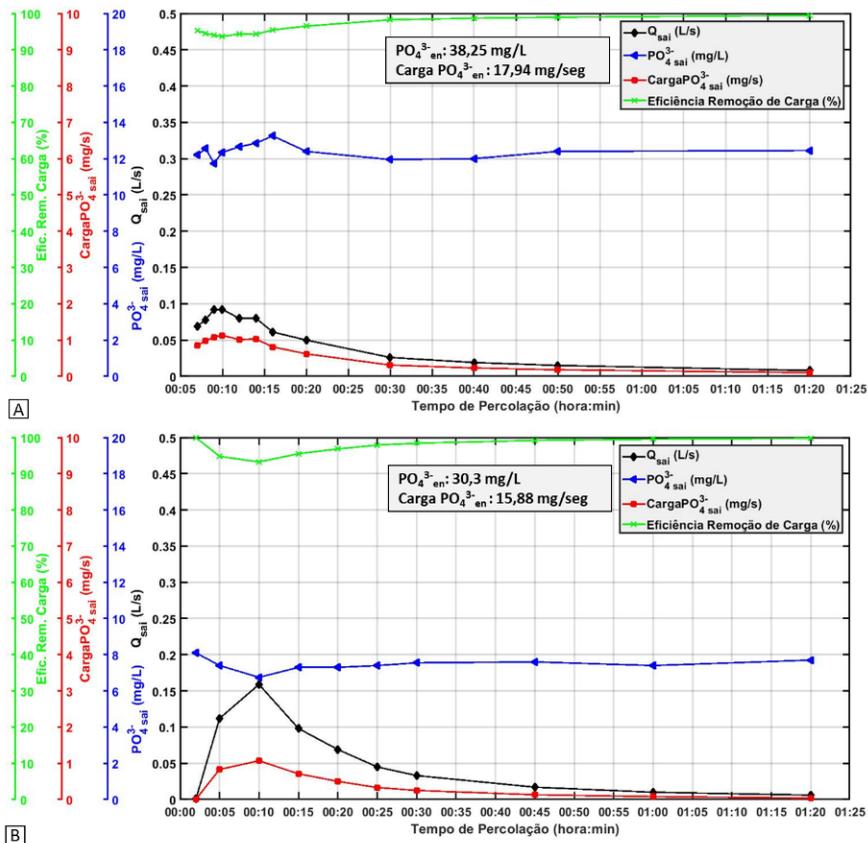
Nota: *Atualmente o padrão de lançamento de NH_4^+ está suspenso para o lançamento de esgoto sanitário.

Para o $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ houve também uma maior variação de carga e na concentração de saída nos testes realizados no WCVD, sendo essa variação mais evidente quando as cargas de entrada eram mais elevadas (teste 1, Figura 57 e teste 3, Figura 59), da mesma forma que foi observado para a DQO e para a $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

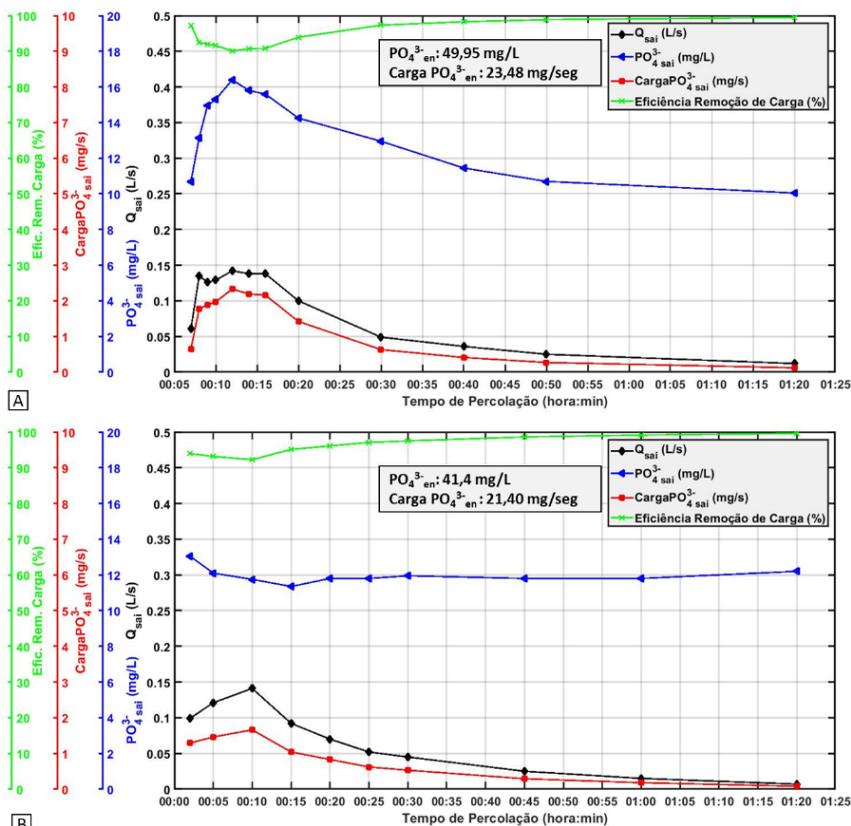
Como a remoção do $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ ocorre principalmente pela precipitação ou pela adsorção química (SAEED; SUN, 2017), o pico de concentração inicial apresentado nos três testes (Figura 57, Figura 58 e Figura 59) do WCV-FS pode demonstrar um acúmulo de ortofosfato precipitado dentro do sistema que saía no início do pulso, quando havia vazão de saída. Como no WCVD não há volume de retenção, a adsorção ao material filtrante pode ter sido mais relevante na remoção do que a precipitação.

Figura 57 - Comportamento da PO_4^{3-} -P de saída ao longo do pulso (1º teste).

Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Figura 58 - Comportamento da $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ de saída ao longo do pulso (2º teste).

Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Figura 59 - Comportamento da PO_4^{3-} -P de saída ao longo do pulso (3º teste).

Nota: WCVD em (A) e WCV-FS em (B).

Apesar das eficiências de remoção obtidas indicando que ambos sistemas estão atendendo a legislação estadual de Santa Catarina em termos de remoção de carga (Tabela 13), nenhum dos testes apresentou valores em termos de concentração dentro do padrão estabelecido. Na literatura é comum observar que melhores remoções de fósforo são somente atingidas com o uso de materiais filtrantes específicos (SAEED; SUN, 2017), e como os presentes sistemas não foram dimensionados para esse fim, o material filtrante utilizado também foi convencional (areia grossa).

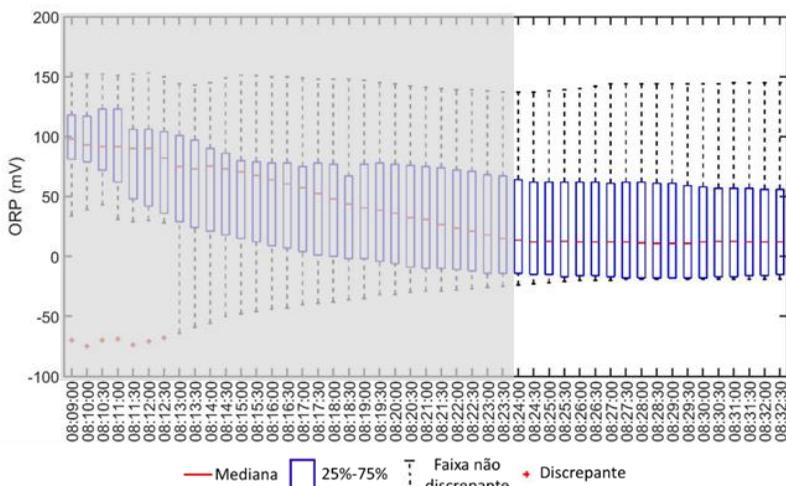
Tabela 13 - Comparação dos resultados obtidos nas análises com as referências legais em relação a $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$.

Módulo	Teste	Concentração (mg/L)			Remoção de carga (%)			Referência Legal		
		Mín	Méd	Max	Mín	Méd	Max	CONAMA 430/2011 (Não possui)	Lei Estadual 14675/09 SC (≤ 4 mg/L ou 75%*)	
WCV-D	1	19,71	21,64	22,85	93,71	96,45	99,49	Status	-	OK
	2	16,78	17,71	18,92	93,68	96,13	99,47	Status	-	OK
	3	14,35	19,19	23,42	90,07	94,39	99,5	Status	-	OK
WCV-FS	1	11,71	12,36	14,92	93,89	96,55	99,8	Status	-	OK
	2	9,64	10,64	11,57	93,26	97,51	99,97	Status	-	OK
	3	16,21	17,08	18,63	92,26	96,27	99,61	Status	-	OK

Nota: Em virtude do teste realizado ser de PO_4^{3-} , foi utilizada a relação $[\text{PO}_4^{3-}] \approx 0,7$ [PT]; * - Concentração e carga de lançamento para lagos, lagoas e estuários;

Nas medições de ORP feitas no WCV-FS ao longo de 22 minutos referente ao primeiro pulso do 3º dia de operação semanal (Figura 60), houve uma variação de 100mV para 20mV nos primeiros 14 minutos observados, e nos 8 minutos seguintes os valores se mantiveram estabilizados.

Figura 60 - Boxplot com os valores de ORP dos pulsos das 08h10min das quartas feiras do WCV-FS. Área hachurada é o conjunto de dados referidos como imprecisões de medida.



As variações dos valores medianos de ORP até o 14º minuto de monitoramento no efluente drenado referem-se a imprecisões no ponto amostral e na instabilidade do sensor, assumindo-se, portanto, como

valor mediano de referência no efluente do WCV-FS um valor de 20 mV. Este valor encontra-se, segundo Von Sperling (2000), dentro da faixa de desnitrificação, reforçando a vantagem da saturação de fundo na remoção de nitrogênio.

5.2.2 Análise da concentração de saída ao longo da série histórica

Para todos os parâmetros observados o efluente do WCV-FS apresentou concentrações inferiores comparativamente ao efluente do WCVD, indicando sua melhor eficiência de tratamento. Em relação a DBO_5 (Figura 61), o WCV-FS apresentou em 100% das amostras valores inferiores aos 60mg/L que a Lei 14675/SC estabelece, enquanto que o WCVD apresentou 92% das amostras abaixo desse valor. Isso deve ter ocorrido pelas amostras de início de operação do sistema, que apresentaram eficiência inferior anterior a estabilização da eficiência do tratamento do sistema (ROUSSO, 2017) e pela melhor eficiência observada do WCV-FS causada pelo fundo saturado.

Sem considerar as diferenças do requisito de área por pessoa (m^2/pe), tanto o WCVD quanto o WCV-FS apresentaram eficiências de tratamento superiores ao observado pelo Atlas Esgoto (ANA, 2017) para 1687 estações de tratamento em todo o Brasil, as quais representam 63% das estações pesquisadas no atlas. Para a região sul do Brasil, a eficiência obtida foi superior a reportada por 74% das ETES. Além disso, ambos WCV apresentaram eficiência superior a todos os sistemas *on-site* (fossa séptica, filtro anaeróbio, filtro biológico e tanque Imhoff) analisados no Atlas Esgoto, que tiveram eficiência média de remoção de 48,7% em termos de DBO_5 .

Apesar da concentração de DBO_5 de ambos sistemas ser superior aos valores obtidos para WCV na recente revisão de Saeed e Sun (2017) tratando esgotos sanitários (*municipal wastewater*), é importante ressaltar que tais sistemas trabalharam com uma concentração de entrada, em alguns casos, 50% inferior às trabalhadas no WCVD e no WCV-FS.

Para $\text{NH}_4^+\text{-N}$, o WCVD teve cerca de 18% de suas amostras abaixo do padrão de 20mg/L estabelecido pela resolução 430/11 do CONAMA, enquanto que o WCV-FS teve cerca de 40%, como pode ser visto na Figura 62. Na pesquisa realizada Noyola et al. (2012), 2734 estações de tratamento foram avaliadas, e 5224 estações são estimadas de existir entre Brasil, Chile, Colômbia, Guatemala, México e República Dominicana. Nas estações avaliadas, elas não são projetadas para a remoção de nitrogênio ou fósforo, portanto apesar dos valores obtidos

para o WCVD e WCV-FS não estarem de acordo com o parâmetro geral da resolução 430/11 do CONAMA – que atualmente está suspenso – tanto o WCVD quanto o WCV-FS promovem eficiência de remoção de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ superior à esperada para os países citados.

Figura 61 - Frequência acumulada de DBO_5 .

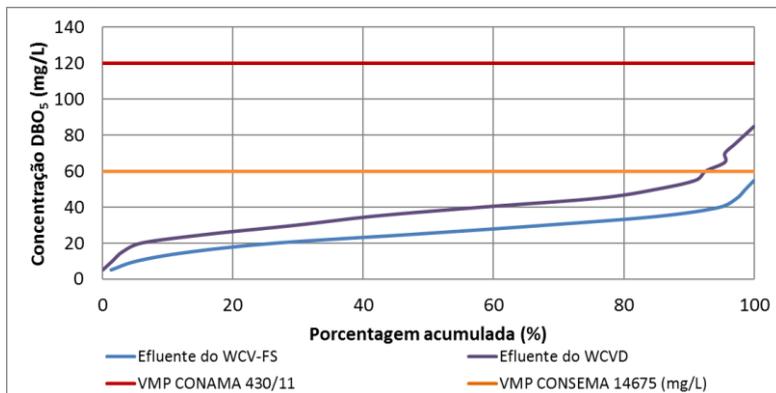
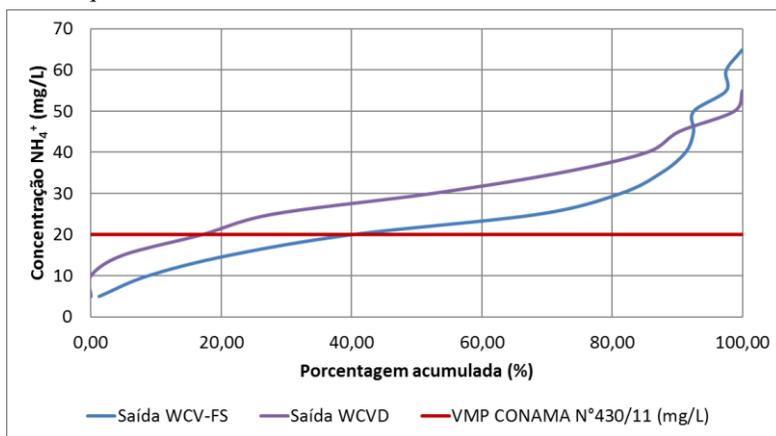


Figura 62 - Frequência acumulada de $\text{NH}_4^+\text{-N}$.

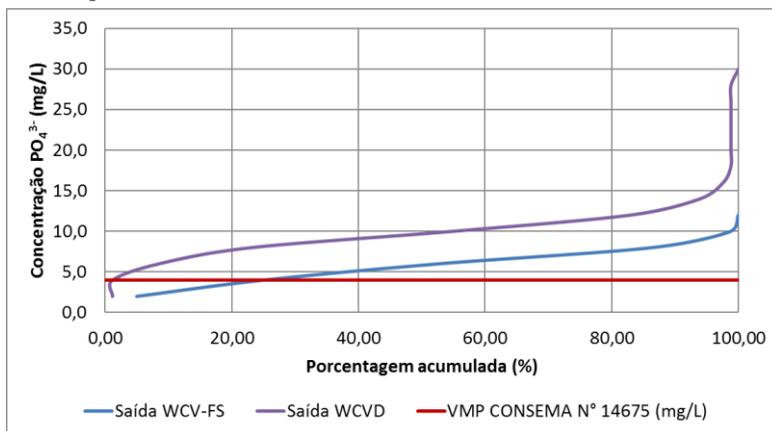


Em relação ao $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, o WCVD teve somente cerca de 2% das amostras abaixo do valor limite de 4mg/L estabelecido pela lei 14675 do estado de Santa Catarina, enquanto que o WCV-FS teve cerca de 25% das amostras abaixo deste limite. Tal diferença confirma mais uma vez

que a saturação do WCV-FS favoreceu processos de adsorção (STEFANAKIS; AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014b).

Tais valores encontrados confirmam, também, a necessidade de tratamento posterior para maior remoção de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$, pois mesmo atendendo a legislação em termos de remoção de carga (como observado no item 5.2.1), os valores em termos de concentração continuam elevados.

Figura 63 - Frequência acumulada de $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$.



5.3 ESTUDO HIDRODINÂMICO

5.3.1 Testes com traçador salino

Após a realização de três testes com o traçador salino, foram obtidos os seguintes resultados, que são apresentados na Figura 64, na Figura 65 e na Tabela 16.

Figura 64 - Curva normalizada ($E(t)$) dos testes com traçador realizados.

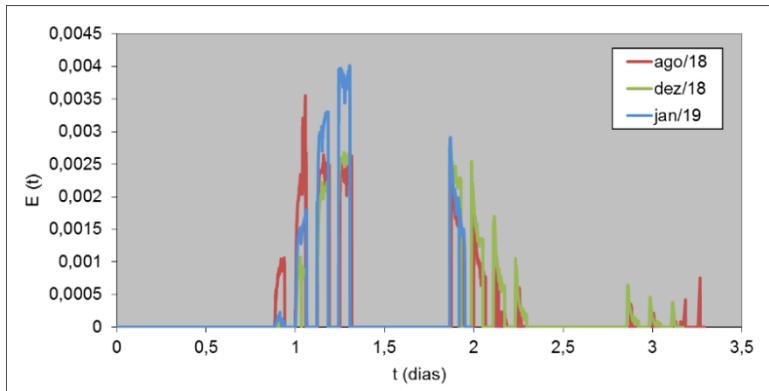


Figura 65 - Curva de recuperação do traçador nos testes realizados.

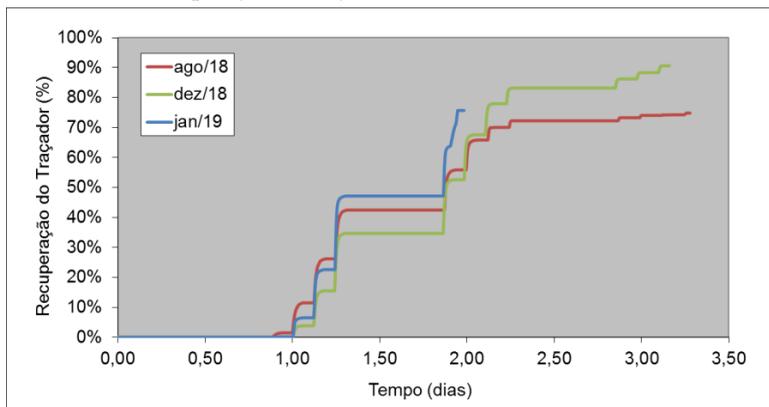
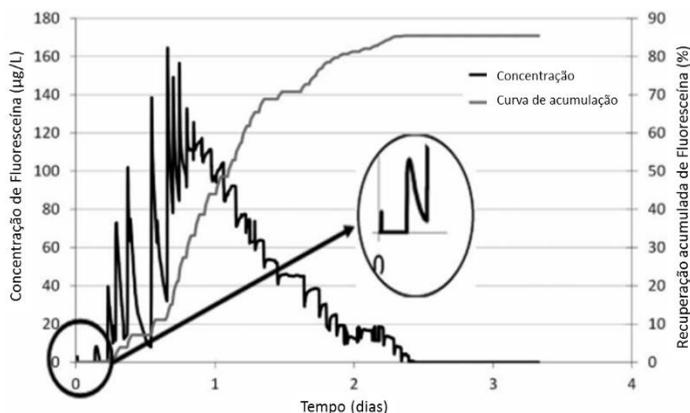


Tabela 14 - Índices Hidrodinâmicos inferidos com os testes de traçador realizados.

Parâmetro	Teste 1 (ago/18)	Teste 2 (dez/18)	Teste 3 (jan/19)
Temp Med (°C)	22	25	27
Temp Máx (°C)	19	30	32
Temp Mín (°C)	16	20	22
Concentração de sal na entrada (g/L)	9,8	9,95	8,72
Volume de entrada (L)	185,81	178,95	186
Massa de sal adicionada (g)	1821	1780	1622
TDH teórico (dia)	1,59	1,64	1,58
TDH real (dia)	1,45	1,65	1,36
Entrada de SST (g/m ² .dia)	5,22	6,36	-
% de traçador recuperado em relação ao de entrada	74	86	76
Índice de tempo médio de detenção (TDHreal / TDHteórico)	0,88	1,01	0,86

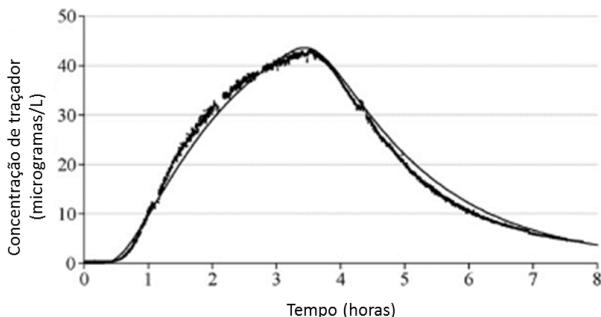
Mesmo o traçador sendo adicionado somente no primeiro pulso de alimentação, a saída dele acompanha o funcionamento normal do sistema, saindo de acordo com os pulsos de alimentação de esgoto (4 pulsos por dia). Tal comportamento também foi encontrado no trabalho de Morvannou et al. (2017), que trabalhou com alimentação por pulsos, diferente do comportamento observado por Giraldi et al. (2008), que não trabalhou dessa forma, como mostrado respectivamente na Figura 66 e na Figura 67.

Figura 66 - Concentração e curva de acumulação de traçador do trabalho de Morvannou et al. (2017).



FONTE: Adaptado de Morvannou et al. (2017).

Figura 67- Concentração e curva de acumulação de traçador do trabalho de Giraldi et al. (2008).



FONTE: Adaptado de Giraldi et al. (2008)

No trabalho de Morvannou et al. (2017) é possível observar que entre os pulsos o valor não foi próximo de zero, isso deve ter ocorrido por não haver interrupção na leitura da concentração de Fluoresceína, diferente do presente trabalho, que entre um pulso e outro a leitura não foi contínua. Da mesma forma que no trabalho de Morvannou et al. (2017), é possível observar pequenos picos de concentração de traçador tanto no começo das leituras (no teste de dezembro/18) e no fim das leituras teste de agosto/18), podendo indicar a presença de curto circuitos e zonas mortas dentro do sistema, que corroboram com os valores obtidos de índice de tempo médio de detenção (ITMD), tanto maior quanto menor do que um, tais observações também foram obtidas por Hua et al. (2018). A variação da curva $E(t)$ entre um teste e outro também serve como indicativo de diferentes graus de mistura em diferentes momentos do sistema, pois mesmo que a quantidade de traçador adicionada em cada teste tenha sido diferente, no 3º teste, cuja quantidade de traçador adicionada foi inferior, houve o maior pico durante o mesmo tempo de operação de sistema.

Apesar do ITMD ter tido valores próximos, o último teste teve duração mais curta, afetando no valor obtido. Porém, ao extrapolar o valor da curva $E(t)$ com uma tendência linear até alcance da condutividade natural (*background*) do efluente, o ITMD não alterou muito e fica com valor de 0,87. O que pode ser entendido que no momento em que a chuva caiu, ela não teve influência relevante no tempo de detenção do traçador dentro do WCV-FS. De forma prática, pode indicar que caso haja uma chuva de intensidade similar (31mm) 45

horas após um determinado pulso de alimentação do sistema, não há influência no tempo de detenção do efluente que entrou naquele pulso dentro do WCV-FS. Com os valores do ITMD e a não variação da eficiência de tratamento observada, há a indicação que o sistema estava sendo pouco afetado pela colmatação, mesmo após três anos e meio em operação.

A diferença de tempo entre o início da saída do traçador do presente trabalho com o trabalho de Morvannou et al. (2017), deve ser principalmente pela diferença da composição do maciço filtrante, que no presente trabalho foi areia grossa e no trabalho de Morvannou et al. (2017) foi brita.

No perfil de saída do traçador é possível observar uma queda mais suave do que a mostrada por Morvannou et al. (2017). Isso indica um retardo do traçador para sair do sistema, demonstrando sua maior permanência e também serve como indício de colmatação, como observado também por Hua et al. (2018), que evidenciou por modelagem e experimentalmente a retenção maior de traçador em um sistema WCV que já estava apresentando colmatação.

De modo geral houve uma recuperação de traçador próxima aos 80% recomendada pela literatura (HEADLEY; KADLEC, 2007). A variação entre o teste 2 e o teste 1 em relação a % de sal recuperada deve ter ocorrido pela elevada temperatura ambiente ter afetado na evapotranspiração do volume que permanece no WCV-FS, conseqüentemente concentrando mais o sal no volume remanescente, dessa forma maior quantidade de sal saía do WCV-FS após cada pulso de alimentação ser dado, como pode ser observado na Figura 64. Tal hipótese é sustentada ainda no fato do volume de saída médio ser em torno de 10 litros menor por pulso no teste 2; e com o fato do ITMD ter dado um valor superior a 1, pois como houve momentos em que o volume retido dentro do WCV-FS era menor, conseqüentemente o $TDH_{teórico}$ dentro dele também era menor. A recuperação do traçador no terceiro teste apresentou um salto próximo ao 2º dia, em virtude da chuva que ocorreu nesse período e que logo em seguida impossibilitou a continuação do teste.

5.3.2 Análise dos hidrogramas

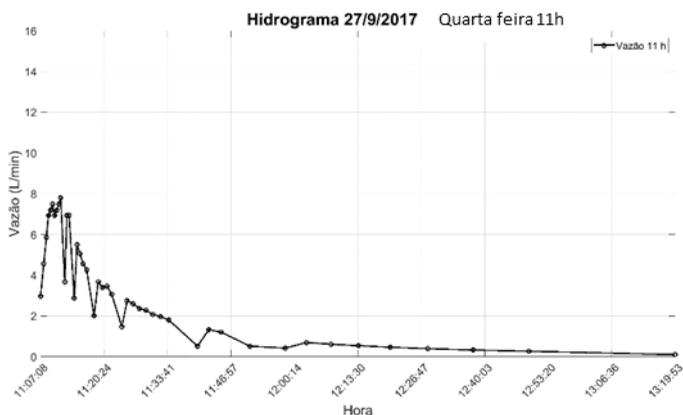
5.3.2.1 WCVD

A partir de fevereiro de 2017 o EB do WCVD já passou a apresentar comportamento mais adequado, porém não frequente, com

valores de vazão abaixo do atual, em virtude da carga hidráulica até março de 2017 ser menor comparativamente a de projeto ($0,068\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{dia}$).

Mesmo assim, até novembro de 2017 os valores de vazão observados sofriam oscilações como mostrado na Figura 68. Essas oscilações devem ter ocorrido pelo mal posicionamento do mangote de saída do WCVD, que devia direcionar o fluxo para fora do EB enquanto EB girava, fazendo com que ele não coletasse todo o volume que saía do WCVD. E como o tempo entre o EB girar e voltar até sua posição inicial nem sempre era o mesmo, nem sempre ficava o mesmo tempo coletando o volume que saía, havendo picos de diminuição do valor de vazão. Por isso também não houve picos com o aumento de vazão (início de saída do efluente), e quando as vazões já eram baixas.

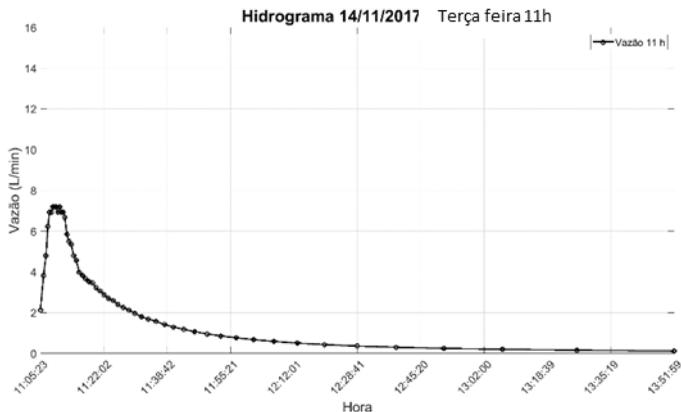
Figura 68 - Hidrograma modelo do WCVD relacionado a um dia operacional apresentando oscilações de vazão.



A partir de novembro de 2017 o comportamento do EB do WCVD apresentou funcionamento adequado regularmente, apresentando perfis de vazão similar ao mostrado na Figura 69.

No final, 81%, 80%, 81% e 61% dos hidrogramas das 08h, 11h, 14h e 17h, respectivamente, puderam ser aproveitados. Destes, 62%, 60%, 59% e 58% eram hidrogramas de novembro de 2017 até dezembro de 2018, que refletiam o comportamento mais próximo do real e que é apresentado na Figura 69.

Figura 69 - Hidrograma do WCVD típico para a carga hidráulica atual do sistema



O tempo para início de ocorrência do hidrograma variou entre 4 e 10 minutos após início da alimentação do sistema. O menor tempo foi devido a ocorrência de chuva e a menores temperaturas, que acarretou uma maior umidade no maciço filtrante, fazendo com que o efluente saísse mais rapidamente do sistema. Já o maior tempo foi devido ao tempo de repouso mais longo do sistema, que ocorria quando ele ficava desligado de quinta feira às 14hs até segunda feira às 11hs. Também foi devido as maiores temperaturas, que influenciavam principalmente no maior tempo de repouso.

O pico de vazão ficou entre 2 e 3 L/min com a carga hidráulica inicial de 0,068 m³/m².dia (68 mm/d) até março de 2017, e entre 7 e 8 L/min até o final do período observado. Valores menores de pico de vazão, entre 6 e 7 L/min, foram associados aos maiores tempos para início de ocorrência do hidrograma e ao maior tempo de repouso do sistema. Portanto, tanto o tempo de repouso quanto a temperatura influenciaram no comportamento da vazão, influenciando consequentemente no comportamento do lançamento de carga.

Outro fator que influenciou para demora do início dos hidrogramas e nos valores de vazão, foi o volume residual que ficava dentro do EB. Por se tratar de um equipamento que armazena volume, entre um pulso e outro sempre acabava ficando um volume residual dentro dele, e pelo fato do volume de saída sofrer variações temporais de acordo com a retenção dentro do maciço filtrante, o volume residual

dentro dele também variava, alterando o tempo para início do hidrograma e nos valores de vazões.

Pelas observações dos hidrogramas do WCVD não foi possível identificar variação entre os hidrogramas de início de operação e final do período observado, nem em relação a diferença entre tempo de drenagem e aumento/diminuição dos picos de vazão, servindo como indicativo da baixa relevância da colmatção ocorrida até o momento em alterações no funcionamento hidráulico do sistema.

5.3.2.2 WCV-FS

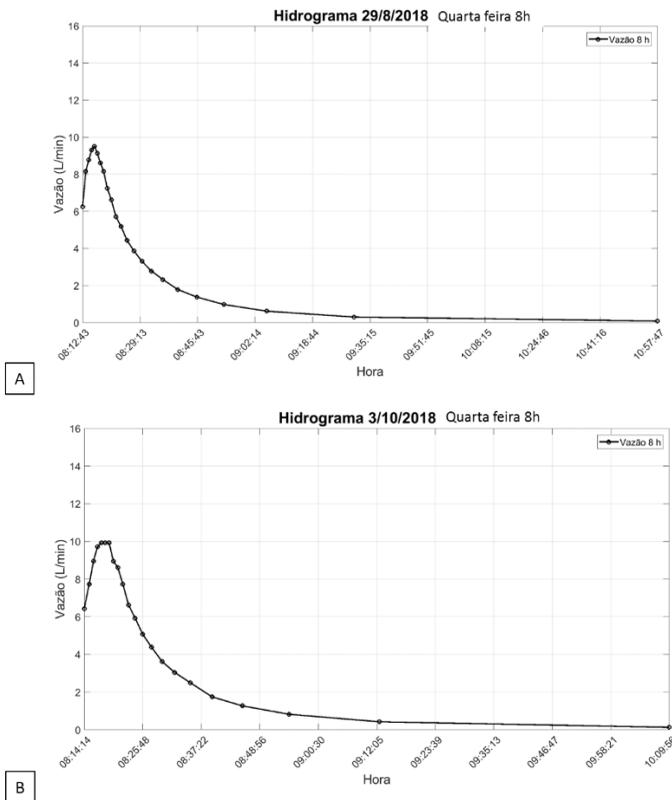
O EB do WCV-FS apresentou bom funcionamento somente a partir de março de 2017, portanto hidrogramas de vazão de quando a carga hidráulica do sistema estava reduzida não foram trabalhados.

A maior diferença entre o EB do WCVD e do WCV-FS estava no tamanho de cada um deles. Pelo fato do EB do WCV-FS ser maior, demorava mais para girar e armazenava maior volume residual, conseqüentemente influenciava no horário de início de ocorrência dos hidrogramas, influenciando principalmente no primeiro horário de funcionamento do sistema após maior tempo de repouso, também observado por Pelissari (2013). Por isso, o tempo para início de ocorrência de hidrograma variou entre 2 e 9 minutos, sendo os maiores tempos somente observados no primeiro pulso de segunda (1º dia de alimentação da semana operacional).

O maior volume desse EB afetou principalmente a obtenção dos valores de vazão aproximadamente 25 minutos após o início de alimentação do sistema, momento este cuja vazão era muito pequena, demorando para encher o EB e conseqüentemente para poder inferir um valor para as vazões, havendo baixa quantidade de valores obtidos de vazão após os 25 minutos.

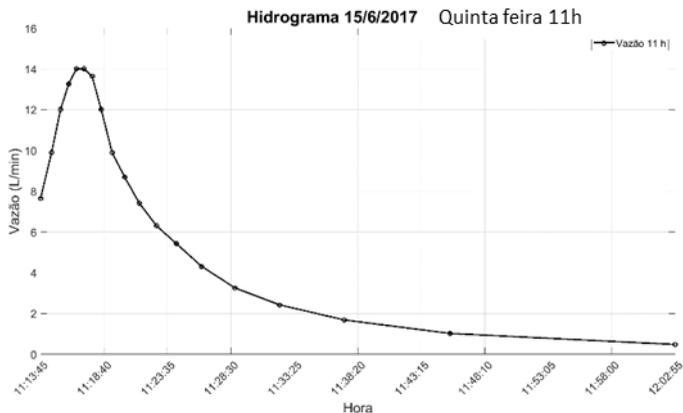
Ao todo, 84%, 81%, 83% e 83% dos hidrogramas das 08h, 11h, 14h e 17h, respectivamente, puderam ser aproveitados. Destes, a maior parte deles apresentou comportamento semelhante aos mostrados na Figura 70, com algumas mudanças que variavam de acordo com ocorrência de chuvas e elevadas temperaturas, que alteravam o tempo de drenagem do efluente.

Figura 70 - Hidrograma do WCV-FS mostrando as diferenças dos últimos horários de obtenção de vazão. Em (a) com maior tempo de drenagem. Em (b) com menor tempo de drenagem.



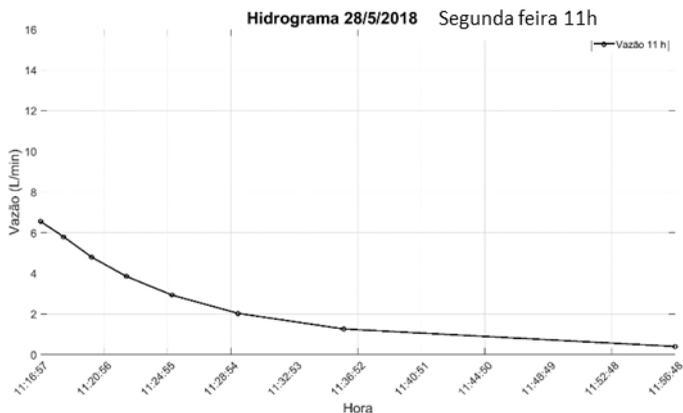
Em relação aos valores de vazão, foram observados ao longo do tempo e entre os pulsos. No início de obtenção dos dados (Figura 71) os picos de vazão estavam em torno de 14 L/min, enquanto que no final os valores estavam em torno de 10 L/min. Essa mudança pode servir como indício de colmatção do sistema, como também observado por Silveira et al. (2015), que notou diminuição do pico de vazão e aumento do tempo de drenagem do efluente dentro do sistema nos períodos que a colmatção foi confirmada.

Figura 71 - Hidrograma de início de obtenção dos dados em Junho de 2017.



Outra observação em relação a vazão foi no primeiro pulso da semana. Pelo maior tempo de repouso e condições do tempo propícias, houve maior evapotranspiração do WCV-FS, conseqüentemente, parte do volume de entrada ficava retida dentro do sistema e não saía, ocorrendo a diminuição do pico de vazão e a apresentação de um comportamento incomum aos outros hidrogramas, como pode ser visto na Figura 72. Isto indica mais uma vez o WCV-FS como atenuador de carga, retendo parte do volume de entrada.

Figura 72 - Hidrograma incomum observado em alguns casos no primeiro pulso (11h) do primeiro dia de operação após repouso de 3,5 dias do sistema (segunda feira).



5.4 AVALIAÇÃO DA ROTINA OPERACIONAL DOS WCV

De acordo com a metodologia apresentada, foram observados distintos pontos em relação a rotina operacional e que podem ser observados na Tabela 15.

Dentre os 18 problemas encontrados, seis deles foram devido a adaptações feitas no sistema por ele ser em escala experimental. Desses seis problemas, cinco deles se relacionaram com as motobombas, sendo dois deles pela motobomba do PV (trancamento do rotor e rompimento dos cabos de energia), e três pelas motobombas que alimentavam os WC (queima das motobombas, escorva das motobombas e troca de peças das motobombas). Isso demonstra a importância do uso de motobombas adequadas para que a operação de sistemas WC possa ocorrer normalmente, porém o uso de equipamentos não completamente adequados não impediu o funcionamento dos WC, apenas exigiu uma maior atenção durante a operação por parte dos operadores.

O sexto problema relacionado às adaptações feitas no sistema, acarretou a outros três problemas que podem ocorrer em qualquer WC (chamados de problemas inerentes). A deposição de sólidos no fundo do tanque equalizador levou ao arraste deles pelas motobombas para os WCV, conseqüentemente as tubulações de distribuição do efluente sofreram com o entupimento por sólidos, levando a uma má distribuição do efluente por toda área superficial, ocasionando empoçamentos sobre o maciço filtrante. Apesar de não ter sido possível constatar no presente trabalho, os empoçamentos poderiam influenciar negativamente na vazão de saída e favorecer a ocorrência de zonas mortas e curtos circuitos dentro do maciço filtrante dos WCV, já que a distribuição do efluente não estaria uniforme sobre toda a superfície. Essa sequência de problemas que a deposição de sólidos causou no sistema está marcada com (X) na Tabela 15.

Alguns problemas observados, como a troca do relé e conserto do timer do quadro de controle da bomba do PV, e a troca da tubulação de distribuição do efluente, foram devido ao tempo de funcionamento do sistema. Tanto o timer quanto o relé vinham sendo usados desde antes do início do projeto de construção dos WCV, e a tubulação de distribuição do efluente foi instalada no início do funcionamento dos WCV, há três anos, e como ficava exposta ao ar livre, sofreu ação principalmente dos raios solares, apresentando fragilidade em sua estrutura.

Apesar da tubulação não ter sido trocada pela má distribuição do efluente, isso havia sido evidenciado, portanto ao ser trocada foi

proposta uma nova quantidade de orifícios para garantir melhor distribuição do efluente. A nova distribuição de orifícios proposta seguiu as orientações de Richter e Azevedo Netto (1991) para distribuidores de água, sendo calculado de acordo com Equação (19), chegando ao valor de 8 orifícios por tubulação.

$$\delta = \left(\frac{n A_l}{2 A} \right)^2 \rightarrow 0,05 = \left(\frac{n 28,27}{2.490,90} \right)^2 \rightarrow n \approx 8 \quad (19)$$

Sendo:

δ = erro entre a vazão no primeiro orifício e a vazão média;

A_l = área dos orifícios laterais (mm²);

n = número de orifícios ao longo do tubo;

A = área da seção do tubo de distribuição principal (mm²).

Nota: 28,27 mm² refere-se a área de um círculo de 6 mm de diâmetro; e 490,90 mm² de um diâmetro de 25 mm.

Após a nova distribuição de orifícios ser realizada foi observada uma melhor distribuição do efluente sobre os WCV, porém os orifícios de 6 mm apresentam entupimento de forma irregular, então teria sido melhor orifícios de 8 mm, como recomendado por Brix e Arias (2005).

Problemas inerentes como o PV carregado de sólidos e o entupimento da tubulação de recalque ocorreram devido a configuração do PV, que não suportava o recebimento excessivo de vazão e sólidos em períodos de forte intensidade pluviométrica. Portanto, mesmo sendo inerente aos PVs que sejam semelhantes, em ETEs em escala real seria improvável que isso ocorresse.

A rachadura na solda dos equipamentos basculantes foi devido ao desgaste temporal e pelo material o qual eles eram compostos, podendo ser evitado caso fosse feito de outro material. No trabalho de Zumalacarregui (2018) também foi utilizado um equipamento semelhante a este, porém feito de PEAD, não sendo constatado problemas semelhantes no período observado.

Nas macrófitas o único problema encontrado foi a infestação por pragas chamadas de pulgões, que apareceram no mesmo período que reportado por Rouso (2017), entre maio e julho, tanto em 2017 quanto em 2018. Para contenção a mesma solução foi empregada: aplicação de solução de fumo sobre as macrófitas. Porém, como dessas vezes a presença dos pulgões foi rapidamente notada, não houve influência na qualidade do esgoto tratado, como notado por Rouso (2017).

O único problema percebido que foi evidentemente operacional foi em relação a falhas no registro de basculadas pelo *datalogger* do equipamento basculante, causado pelo mal posicionamento dos sensores que detectavam quando o equipamento era acionado. Após o aprendizado dos operadores em como posicionar os sensores de forma adequada, o erro não se repetiu. Além disso, os erros contabilizados pelo *datalogger* puderam ser identificados e excluídos da planilha gerada dos dados pela proximidade de tempo entre os registros.

A rotina operacional convencional baseou-se em apenas 5 itens: retirada de espuma do tanque séptico, verificação de nível de esgoto no tanque equalizador, controle de invasoras, poda das macrófitas e lubrificação dos rolamentos dos equipamentos basculantes. A retirada de espuma teve uma frequência anual, tempo mínimo recomendado pela NBR 7229 (ABNT, 1993) para limpeza de lodo de tanque sépticos. A verificação de nível de esgoto no tanque equalizador se dava para garantia do volume de esgoto necessário para funcionamento normal dos WCV. Em ETEs o controle talvez fosse feito por telemetria e o volume armazenado provavelmente seria maior, facilitando a operação. O controle de invasoras se dava por ser uma estação experimental, e apesar de ter sido classificado como inerente, dependeria das orientações de projeto. A poda das macrófitas seguiu a recomendação de Rousso (2017), sendo feita a cada três meses. Esse período pode variar em outras estações, de acordo com a espécie plantada, da composição do maciço filtrante e do clima local, porém segundo Rousso (2017) a poda contribui para a eficiência de WC, portanto deve ser realizada. A lubrificação dos rolamentos dos equipamentos basculantes semanalmente era necessária para evitar seu travamento, acredita-se que a frequência foi desta forma devido ao ambiente abrasivo e ao seu uso constante.

Apesar de cada sistema de WC possuir suas peculiaridades de funcionamento e operação, na literatura há pontos em comum que se apresentam como importantes para manter o bom funcionamento de WC. Nas recomendações de construção e operação de WC da Dinamarca (BRIX; ARIAS, 2005), do Reino Unido (CWA, 2017), da Alemanha (NIVALA et al., 2018b) e do Chile (VIDAL; HORMAZÁBAL, 2018), há a indicação para a verificação do lodo e remoção dele dos sistemas que servem como pré-tratamento aos WC. Em todos estes trabalhos e também nas recomendações para o Brasil (VON SPERLING; SEZERINO, 2018), há também a indicação para retirada das plantas invasoras dos WC, para evitar sua propagação excessiva e competição com a macrófita utilizada.

Tabela 15 - Resultados da avaliação da rotina operacional

ANTES DO SISTEMA				NOS SISTEMAS				APÓS OS SISTEMAS															
Poço de Visita		Tanque séptico		Tanque equalizador		Casa de bombas		Tubulação de distribuição do efluente		Maciço filtrante		Macrófitas		Equipamento medidor de vazão (basculante)									
Trancamento de rotor da motobomba submersa	Mensal Adaptação	Retirada de espuma	Anual Inerente	Verificação de nível Era verificado <i>in loco</i> se havia nível de efluente para que fosse bombeado aos wetlands	Queima de motobomba	Anual Adaptação O uso de motobombas inapropriadas para o bombeamento de esgoto	Entupimento por sólidos (X)	Mensal Inerente O carregamento de sólidos para o tanque equalizador e consequente bombeamento para o sistema	Controle de invasoras	Diária Inerente As invasoras eram retiradas manualmente quando era feita a visita à estação pelos bolsistas	Poda	Trimestral Inerente A poda era realizada de forma manual a 40cm de altura	Lubrificar rolamentos	Semanal Inerente Por possuir rolamentos, a lubrificação era necessária. Quando não feita, rolamentos travavam.									
	Mensal Inerente		Sólidos depositados no fundo (X)												Trimestral Adaptação Funcionamento excessivo da bomba do PV arrastava sólidos para o tanque equalizador	Semanal Adaptação Escorva da bomba	Má distribuição do efluente (X)	Mensal Inerente O entupimento por sólidos na tubulação ocasiona a má distribuição do efluente	Empoçamento (X)	Diária Inerente O empoçamento foi verificado enquanto os pulsos eram dados. E eram concentrados somente em alguns locais dos wetlands.	Anual Inerente Mais especificamente afídeos apareciam e eram controlados com solução de fumo	Falha no registro das basculadas pelo datalogger	Trimestral Operacional O mal posicionamento dos sensores que registravam o movimento dos basculante
	Anual Adaptação		Falta de cuidado ao retirar a motobomba												Troca de peças internas das motobombas	Semestral Adaptação O uso de motobombas inapropriadas para o bombeamento de esgoto	Troca de tubulação (X)	Bienal Inerente A tubulação foi trocada em virtude do seu tempo de vida útil e pela quantidade excessiva de orifícios de saída	Rachadura na solda	Anual Inerente Os equipamentos por serem de metal, sofriram abrasão pelo esgoto			
	Bienal Inerente															Problema no quadro de controle da bomba do PV: Relé A queima do relé da bomba do PV em virtude de seu tempo de vida útil	Bienal Inerente A queima do timer da bomba do PV em virtude de seu tempo de vida útil						
Entupimento da tubulação de recalque	Após perturbação pluviométrica e carregamento de sólidos no PV			Problema no quadro de controle da bomba do PV: timer	Bienal Inerente A queima do timer da bomba do PV em virtude de seu tempo de vida útil																		

As células verdes representam a rotina operacional convencional, e as laranjas os problemas enfrentados

6 CONCLUSÕES

Ao se avaliar o desempenho de um módulo WCVD, de um módulo WCV-FS e a rotina operacional de ambos, sendo estes empregados no tratamento de esgoto sanitário, pós tanque séptico, operando a 3 anos e 6 meses, pode-se concluir:

Quanto ao desempenho de remoção de matéria orgânica, coliformes e nutrientes:

- O WCV-FS apresentou desempenho de remoção de carga da ordem de 93%, 71%, 42%, 82% para DQO, $\text{NH}_4\text{-N}$, NT e $\text{PO}_4^{3\text{-P}}$, respectivamente, superior ao WCVD, que apresentou valores de 86%, 66%, 28%, 72% para DQO, $\text{NH}_4\text{-N}$, NT e $\text{PO}_4^{3\text{-P}}$, respectivamente;
- Ambos sistemas apresentaram bom desempenho de nitrificação, porém não capazes de oxidar completamente a amônia;
- O desempenho superior de remoção de NT no WCV-FS em relação ao WCVD, foi associado à capacidade do sistema em realizar a desnitrificação;
- O desempenho do WCV-FS na desnitrificação não foi tão efetivo, mesmo com valores de ORP e relação DQO/ $\text{NO}_3\text{-N}$ estarem adequados, devido, provavelmente, pelo excesso de oxigênio dissolvido na camada saturada ocasionada pelo longo tempo de funcionamento dos pulsos de alimentação;
- Em termos de coliformes totais e fecais, o WCV-FS removeu em torno de $1,75\log_{10}$ para ambos, enquanto o WCVD foi em torno de $1\log_{10}$. Sendo a remoção do WCV-FS superior a outros arranjos de WC que trabalham com maior requerimento de área;
- A demanda de oxigênio foi superior a entrada de oxigênio, ambas calculadas pelo modelo de Platzer (1999), porém a eficiência de ambos os sistemas foi superior a esperada pelo mesmo autor;
- Foi possível a geração de uma equação por meio de uma regressão linear múltipla para cada sistema, levando em conta a carga hidráulica aplicada por área, carga de entrada de DQO e temperatura ambiente como variáveis independentes, e carga removida por área como variável

dependente. Ambas equações apresentaram R^2 superiores a 0,95.

Quanto a relativização da qualidade do efluente de WCV com diferentes corpos receptores, e à definição de anteparo para retenção do efluente tratado:

- Ao se avaliar a carga de lançamento ao longo dos pulsos em WCVD e WCV-FS, ambos apresentaram variação ao longo do tempo. No caso do WCVD essa variação foi ocasionada pela variação de concentração e vazão ao longo do tempo. Enquanto que no WCV-FS essa variação foi devida somente à variação da vazão ao longo do tempo;
- Em termos de DQO ambos sistemas atenderam aos parâmetros legais nas análises ao longo dos pulsos avaliadas, porém o WCVD apresentou cerca de 92% das amostras da série história dentro do padrão;
- Em termos de $\text{NH}_4\text{-N}$ o WCVD atendeu aos parâmetros legais em 1 pulso analisado e o WCV-FS em 2 pulsos. Na série história o WCVD atendeu ao padrão em 18% das amostras e o WCV-FS em 40% das amostras;
- Em termos de $\text{PO}_4^{3\text{-}}\text{-P}$ ambos sistemas atenderam aos parâmetros em termos de remoção de carga, porém em concentração em nenhuma análise ao longo do pulso o valor foi atingido. Na série história apenas 2% das amostras do WCVD atenderam ao padrão e 25% das amostras do WCV-FS atenderam ao padrão;
- O WCV-FS apresentou-se mais apto do que o WCVD em absorver variações de carga de entrada e a lançar cargas de saída estáveis. Acredita-se que isso tenha ocorrido pela sua saturação de fundo;
- O uso de uma estrutura de retenção de efluente tratado por mais de um pulso ajudaria na estabilização de variação de lançamento de cargas, principalmente no caso do WCVD, que apresentou maior variação.

Quanto a hidrodinâmica de WCV:

- O traçador salino NaCl foi capaz de ser utilizado em WCV-FS para análise hidrodinâmica, porém caso se trabalhe com sistemas muito grandes a massa de traçador

necessária talvez seja muito elevada. Assim como a avaliação hidrodinâmica poderá ser prejudicada em períodos cuja evapotranspiração do sistema esteja mais elevada;

- O WCV-FS apresentou variação de vazão de saída ao longo dos três anos e meio de operação avaliados, afetando na diminuição do pico de vazão e no alongamento do caudal de saída, podendo servir como indicação de início de colmatção do sistema;
- As eficiências volumétricas observadas nos testes com traçador do WCV-FS indicam ainda a pouca existência de curto circuitos e zonas mortas dentro do sistema;
- O WCVD apresentou caudal de saída mais longo que o do WCV-FS, e acredita-se que seja pela não saturação do sistema.

Quanto a rotina operacional de wetlands construídos verticais:

- Os sistemas apresentaram maior quantidade de problemas pelas adaptações feitas por ser um sistema experimental, e a maior parte destes problemas estavam associados aos sistemas motobombas utilizados;
- Mesmo sendo em escala experimental, parte da rotina operacional seguida foi similar a sistemas em escalas reais e às recomendações existentes em normativas de wetlands construídos no mundo, como o controle de plantas invasoras, a poda das macrófitas e os cuidados com componentes anteriores e posteriores aos WC;
- Os aparatos medidores de vazão (equipamentos basculantes, EB) se mostraram equipamentos robustos e capazes de cumprir sua função pré-determinada. Porém o volume do EB do WCVD se mostrou mais adequado a vazão de entrada empregada.

7 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

- A realização de testes com traçador gasoso para análise de transferência de O₂;
- Analisar os mesmos sistemas com variações de carga e taxa hidráulica de entrada, utilizando-se das mesmas metodologias para se verificar se houve mudança em relação a eficiência de tratamento dos parâmetros analisados;
- Dar continuidade às análises com avaliação do potencial redox ao longo dos pulsos para complementação da base de dados já iniciada, assim como acompanhamento paralelo com leitura de oxigênio dissolvido, buscando uma relação entre ambos;
- Dar continuidade aos testes com traçador com intuito de se verificar se a eficiência volumétrica vai apresentar mudanças;
- Avaliar alternativas de estruturas de retenção para o esgoto tratado dos WC buscando o aproveitamento dela para a desinfecção e remoção de nutrientes remanescentes;
- Fazer análises de capacidade de adsorção de amônia no maciço filtrante, avaliando sua influência na remoção do NT.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro Associação Brasileira de Normas Técnicas, , 1993. .

ABNT. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação** Rio de Janeiro Associação Brasileira de Normas Técnicas, , 1997. .

ANA. **Atlas Esgotos: Despoeira de Bacias Hidrográficas**. [s.l: s.n.]

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. APHA, Washington. 1998.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. APHA, Washington. 2005.

ARIAS, C. A.; BRIX, H. **Experiencias, dificultades y ventajas en el establecimiento de humedales construidos en países en vias de desarrollo** . Aarhus Universitet, , 2016. .

ARIAS, C. A. et al. Removal of indicator bacteria from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 35-41, 2003. ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159–1168, 2001.

BARRETO, A. B. **CONTRIBUIÇÃO DA ZONA DE RAÍZES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL HORIZONTAL PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES SANITÁRIOS**. Tese de Doutorado. 2016. 2016.

BOUTIN, C.; LIÉNARD, A.; ESSER, D. Development of a new generation of reed-bed filters in France: First results. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 315–322, 1997.

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº357**, 2005. .

BRASIL. **Resolução CONAMA Nº430**, 2011. . Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>.

BRIX, H. Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Historical Development, Present Status, and Future Perspectives. **Water Science and Technology**, v. 30, n. 8, p. 209–223, 1994.

BRIX, H. Plants used in constructed wetlands and their functions. **Internation seminar on the use of aquatic macrophytes for wastewater treatment in constructed wetlands**, n. January 2003, 2003.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 491–500, dez. 2005. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0925857405001576>>.

CATALDO, D. A. et al. Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 6, n. 1, p. 71–80, 1975. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1080/00103627509366547>>.

CELIS, G. S. **PARTICIPAÇÃO DA MACRÓFITA *Typha domingensis* NA REMOÇÃO DE NUTRIENTES DE ESGOTO SANITÁRIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS**. 2015. Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

COOPER, P. A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed treatment systems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 1–9, 1999.

COOPER, P. The performance of vertical flow constructed wetland systems with special reference to the significance of oxygen transfer and hydraulic loading rates. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 81–90, 2005.

CORBELLA, C.; GARFÍ, M.; PUIGAGUT, J. Vertical redox profiles in treatment wetlands as function of hydraulic regime and macrophytes presence: Surveying the optimal scenario for microbial fuel cell implementation. **Science of the Total Environment**, v. 470–471, p. 754–758, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.09.068>>.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 5, p. 1056–1063, 2011.

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Small and Decentralized Wasterwater Management Systems**. [s.l: s.n.]

CWA. **GUIDELINES: Constructed Wetlands to Treat Domestic Septic Tank Effluent**. 1. ed. Slimbridge: Constructed Wetland Association, 2017.

DECEZARO, S. T. **NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E SÓLIDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**. 2016. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria, 2016.

DECEZARO, S. T. **SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE ESGOTO DOMÉSTICO**. 2018. Universidade Federal de Santa Maria, 2018. Tese de doutorado. Disponível em: <[http://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/11798/Silva, Marcela Peuckert Kamphorst Leal da.pdf?sequence=1](http://repositorio.ufsm.br/bitstream/handle/1/11798/Silva_Marcela_Peuckert_Kamphorst_Leal_da.pdf?sequence=1)>.

DIERBERG, F. E.; DEBUSK, T. A. An evaluation of two tracers in surface-flow wetlands: Rhodamine-WT and lithium. **Wetlands**, v. 25, n. 1, p. 8–25, 2005.

DONG, Z.; SUN, T. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands-Promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 2, p. 69–78, 2007.

DOTRO, G. et al. **Treatment Wetlands**. 1. ed. Londres: IWA Publishing, 2017. v. 7

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203–211, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.12.011>>.

FREITAS, M. N. de. **AVALIAÇÃO DA HIDRODINÂMICA E DESEMPENHO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO HORIZONTAL COMPONENTE DE UM SISTEMA HÍBRIDO EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2017. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

GARCÍA, J. et al. Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands : A Review. **Analytical Chemistry**, n. November 2012, p. 37–41, 2010.

GIKAS, P.; TCHOBANOGLOUS, G. The role of satellite and decentralized strategies in water resources management. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 1, p. 144–152, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2007.08.016>>.

GIRALDI, D. et al. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modelling. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 265–273, 2008.

HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: A practical guide. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 7, n. 3–4, p. 269–282, 2007. Disponível em: <<http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1642359307701106>>.

HUA, G. et al. Influence of clogging and resting processes on flow patterns in vertical flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 621, p. 1142–1150, 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.113>>.

ILYAS, H.; MASIH, I. Intensification of constructed wetlands for land area reduction: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 13, p. 12081–12091, 2017a.

ILYAS, H.; MASIH, I. The performance of the intensified constructed wetlands for organic matter and nitrogen removal: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 372–383, 2017b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.04.098>>.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION. **Constructed wetlands for pollution control: process, performance, design and operation** Londres IWA Publishing, , 2000. . Disponível em: <<https://es.scribd.com/doc/208541250/Constructed-Wetlands-for-Pollution-Control-Processes-Performance-Design-and-Operation-by-IWA>>.

KADLEC, R. H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 893p, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment wetlands, Second Edition. **Treatment Wetlands**, p. 965, 2009.

KIM, B. et al. Performance evaluation of partially saturated vertical-flow constructed wetland with trickling filter and chemical precipitation for domestic and winery wastewaters treatment. **Ecological Engineering**, v. 71, p. 41–47, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.045>>.

KIM, B. et al. Influence of the water saturation level on phosphorus retention and treatment performances of vertical flow constructed wetland combined with trickling filter and FeCl₃ injection. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 53–61, 1 jul. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0925857414005084>>. Acesso em: 23 jan. 2019.

LABER, J.; PERFLER, R.; HABERL, R. Two strategies for advanced nitrogen elimination in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 71–77, 1997. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00054-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00054-1)>.

LANGE, J. et al. Multi-tracer experiments to characterise contaminant mitigation capacities for different types of artificial wetlands. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 91, n. 7–8, p. 768–785, 2011.

LANTZKE, I. R. et al. A model of factors controlling orthophosphate removal in planted vertical flow wetlands. **Ecological Engineering**, v. 12, n. 1–2, p. 93–105, 1999.

LAVRNIC, S.; MANCINI, M. L. Can constructed wetlands treat wastewater for reuse in agriculture? Review of guidelines and examples in South Europe. **Water Science and Technology**, v. 73, n. 11, p. 2616–2626, 2016.

LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management**, v. 94, n. 1, p. 61–68, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.07.010>>.

MANJATE, E. S. **Behaviour Evaluation of Vertical Flow Constructed Wetlands for Treatment of Domestic Sewage and Septic Tank Sludge**. 2016. Universidade Federal de Minas Gerais, 2016.

MASI, F.; MARTINUZZI, N. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. **Desalination**, v. 215, n. 1–3, p. 44–55, 2007.

MATOS, M. P. et al. Uso De Traçador Salino Para Avaliação Da Colmatação E Das Condições Hidrodinâmicas Em Sistemas Alagados Construídos De Escoamento Horizontal Subsuperficial. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137–1148, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1590/>>.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. [s.l: s.n.]

MOLLE, P.; BOUTIN, C. HOW TO TREAT SEWAGE WITH CONSTRUCTED WETLANDS: AN OVERVIEW OF THE FRENCH SYSTEMS. **Water Resources Management**, v. 51, n. 9, p. 11–21, 2005.

MORVANNOU, A. et al. Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 9, p. 1333–1339, 2015.

MORVANNOU, A. et al. Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 76, n. 1, p. 124–133, 2017.

NAKAMURA, K. et al. A novel design for a compact constructed wetland introducing multi-filtration layers coupled with subsurface superficial space. **Ecological Engineering**, v. 100, p. 99–106, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.052>>.

NIVALA, J. et al. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 544–554, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.028>>.

NIVALA, J. et al. Side-by-side comparison of 15 pilot-scale conventional and intensified subsurface flow wetlands for treatment of domestic wastewater. **Science of The Total Environment**, p. 1500–1513, 2018a. Disponível em: <<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718350101>>.

NIVALA, J. et al. The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. **Water Science and Technology**, p. 1–13, 28 dez. 2018b. Disponível em: <<https://iwaponline.com/wst/article/doi/10.2166/wst.2018.530/65376/The-new-German-standard-on-constructed-wetland>>.

NOYOLA, A. et al. Typology of Municipal Wastewater Treatment Technologies in Latin America. **Clean - Soil, Air, Water**, v. 40, n. 9, p. 926–932, 2012.

OJEDA, E. et al. Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. **Ecological Engineering**, v. 34, n. 1, p. 65–75, 2008.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. 2013. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Maria., 2013.

PELISSARI, C. et al. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390–399, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.08.207>>.

PELLISSARI, C. **DINÂMICA MICROBIANA NITRIFICANTE E DESNITRIFICANTE EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL**. 2017. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257–263, 1999. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00420-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00420-5)>.

PROCHASKA, C. A.; ZOUBOULIS, A. I.; ESKRIDGE, K. M. Performance of pilot-scale vertical-flow constructed wetlands, as affected by season, substrate, hydraulic load and frequency of application of simulated urban sewage. **Ecological Engineering**, v. 31, n. 1, p. 57–66, 2007.

RICHTER, C. A.; AZEVEDO NETTO, J. M. de. **Tratamento de Água: Tecnologia Atualizada**. 1. ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1991.

ROUSSEAU, D. P. L.; VANROLLEGHEM, P. A.; DE PAUW, N. Model-based design of horizontal subsurface flow constructed treatment wetlands: A review. **Water Research**, v. 38, n. 6, p. 1484–1493, 2004.

ROUSSO, B. Z. **AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**. 2017. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

SAEED, T. et al. Pollutant removal from municipal wastewater employing baffled subsurface flow and integrated surface flow-floating treatment wetlands. **Journal of Environmental Sciences (China)**, v. 26, n. 4, p. 726–736, 2014. Disponível em: <[http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(13\)60476-3](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(13)60476-3)>.

SAEED, T.; SUN, G. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurface flow constructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operating conditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, v. 112, p. 429–448, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.011>>.

SAEED, T.; SUN, G. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. v. 3389, n. April, 2017.

SANTA CATARINA. **Lei 14.675**, 2009. . Disponível em: <http://www.pmf.sc.gov.br/arquivos/arquivos/pdf/20_12_2013_14.30.4.0.b479cb7a256a963c9e0bbf87bd860d38.pdf>.

SANTOS, M. O. dos. **Definição da altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. Universidade Federal de Santa Catarina, 2015.

SANTOS, M. O. dos. **Wetlands Construídos verticais modificados e intensificados aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. 2017. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2017.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos Filtros Plantados com Macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. Tese de doutorado. Universidade Federal de Santa Catarina, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522009000300016&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>.

SILVEIRA, D. D. et al. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257–264, 2015. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.040>>.

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. p. 251, 2015.

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

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effects of loading, resting period, temperature, porous media, vegetation and aeration on performance of pilot-scale vertical flow constructed wetlands. **Chemical Engineering Journal**, v. 181–182, p. 416–430, 2012a. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2011.11.108>>.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed Wetlands. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 155, p. 106–116, 2012b. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.micromeso.2012.01.022>>.

STEIN, O. R.; HOOK, P. B. Temperature, Plants, and Oxygen: How Does Season Affect Constructed Wetland Performance? **Journal of Environmental Science and Health, Part A**, v. 40, n. 6–7, p. 1331–1342, 2005. Disponível em: <<http://www.tandfonline.com/doi/abs/10.1081/ESE-200055840>>.

SUN, G.; AUSTIN, D. Completely autotrophic nitrogen-removal over nitrite in lab-scale constructed wetlands: Evidence from a mass balance study. **Chemosphere**, v. 68, n. 6, p. 1120–1128, 2007.

SUN, G.; ZHAO, Y.; ALLEN, S. Enhanced removal of organic matter and ammoniacal-nitrogen in a column experiment of tidal flow constructed wetland system. **Journal of Biotechnology**, v. 115, n. 2, p. 189–197, 2005.

TANG, X. et al. Nutrient removal in vertical subsurface flow constructed wetlands treating eutrophic river water. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 91, n. 7–8, p. 727–739, 2011.

TANNER, C. C. et al. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 499–520, 2002.

TANNER, C. C. et al. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralised wastewater treatment: Comparison of five alternative configurations. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 112–123, 2012. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.01.022>>.

TAO, W.; WANG, J. Effects of vegetation, limestone and aeration on nitrification, anammox and denitrification in wetland treatment systems. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 5, p. 836–842, 2009.

TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, H. D. **Wastewater engineering: treatment and reuse** McGraw-Hill, 2003. . Disponível em: <<http://www.lavoisier.fr/notice/fr097556.html>>.

TORRENS, A. et al. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, v. 43, n. 7, p. 1851–1858, 2009. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2009.01.023>>.

TREIN, C. M. et al. Tratamento Descentralizado de Esgotos de Empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos Wetlands Construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, p. 351–367, 2015.

TSIHRINTZIS, V. A. The use of Vertical Flow Constructed Wetlands in Wastewater Treatment. **Water Resources Management**, v. 31, n. 10, p. 3245–3270, 2017.

VAN AFFERDEN, M. et al. A new approach to implementing decentralized wastewater treatment concepts. **Water Science and Technology**, v. 72, n. 11, p. 1923–1930, 2015.

VIDAL, G.; HORMAZÁBAL, S. **Humedales Construídos: Diseño y operación**. 1. ed. Concepción, Chile: Universidade de Conceição, 2018.

VOGEL, A. I. **Química Analítica Qualitativa**. 5. ed. São Paulo: Mestre Jou, 1981.

VOHLA, C. et al. Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 70–89, 2011. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.08.003>>.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos**. [s.l: s.n.]

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2017.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consendo entre pesquisadores e praticantes**, 2018. .

VYMAZAL, J. The use of sub-surface constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic: 10 years experience. **Ecological Engineering**, v. 18, n. 5, p. 633–646, 2002.

VYMAZAL, J. Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Five Decades of Experience. **Environmental science & technology**, v. 45, n. 1, p. 61–69, 2010. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1021/es101403q>>.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582–592, 2013. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.06.023>>.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Wetland residence time distribution modeling. **Ecological Engineering**, v. 15, n. 1–2, p. 77–90, 2000.

WILDERER, P. A.; SCHREFF, D. Decentralized and centralized wastewater management: A challenge for technology developers. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 1, p. 1–8, 2000.

WU, S. et al. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of the Total Environment**, v. 541, n. 1, p. 8–22, 2016. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.047>>.

WWAP/UN-WATER. **The United Nations World Water Development Report 2018: Nature-Based Solutions for Water**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.unwater.org/publications/world-water-development-report-2018/>>.

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 7, p. 1043–1050, 2009.

ZUMALACARREGUI, J. A. G. INFLUÊNCIA DAS CONDIÇÕES HIDRODINÂMICAS NOS PROCESSO DE CONVERSÃO AERÓBIA EM WETLANDS CONSTRUÍDOS DE ESCOAMENTO VERTICAL NO TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO BRUTO. 2018. Tese de doutorado. Universidade Federal de Minas Gerais, 2018.

APÊNCICE A

GUIA PARA TESTE DE TRAÇADOR NO WCV-FS

O seguinte guia pode ser utilizado especificamente para o WCV-FS existente no CETESAN, módulo trabalhado e discutido nesse trabalho. Porém com adaptações específicas para cada caso, acredita-se que o presente guia possa ser utilizado em sistemas semelhantes que possuam um tanque equalizador prévio ao módulo de wetland construído vertical de fundo saturado.

1. Preparação para o teste:

Calibração do tanque equalizador (TE):

Há quatro volumes que devem ser conhecidos:

- Volume morto (VM) dentro do tanque de equalização; volume esse que fica retido no fundo do tanque e que não entra no módulo trabalhado;
- Volume de um pulso (VP) do wetland; volume esse que depende do dimensionamento específico de cada módulo em relação a taxa de carregamento hidráulico;
- Volume de segurança (VS): Volume extra colocado a fim de evitar que falte esgoto no tanque equalizador;
- Volume total (VT); que é a soma de todos os volumes.

Com o volume total definido, estipula-se a concentração de traçador desejada (Headley e Kadlec (2007) recomendam que seja entre 10 e 20 vezes a do *background* do sistema), com isso se sabe a quantidade de traçador a ser injetada dentro do tanque de equalização. Importante lembrar que a calibração deve ser feita com o TE limpo.

Com a calibração feita, recomenda-se medir a altura (H) entre o topo do tanque de equalização e a lâmina de esgoto, dessa forma em testes futuros a calibração não precisa ser refeita. Essa altura pode ser medida em mais de um ponto do tanque de equalização, em virtude de possíveis desníveis que o tanque possa ter em seu assentamento.

2. Especificamente antes de cada teste:

Limpeza do TE

Deve ser feita a limpeza do TE, pois os sólidos que se depositam no fundo interferem no volume de esgoto do tanque, que vão interferir na quantidade de traçador que deve ser colocado. Além disso, como se trabalha com o nível do tanque equalizador baixo, caso não seja feita a limpeza, corre-se o risco de entrada de sólidos no sistema presentes no fundo do tanque.

Curva de calibração condutividade x concentração de sal

Deve ser feita a coleta de 400mL do afluyente e do efluente do WCV-FS. Com essas amostras são lidas primeiramente as condutividades naturais do afluyente e do efluente (*background*). Após, deve ir sendo adicionado 0,2g de sal (que representará uma variação na concentração de 0,5g/L) a cada nova leitura de condutividade. Com isso será possível obter a curva mostrando o quanto que a condutividade varia com a variação da concentração de sal, para que com os resultados obtidos durante o teste da condutividade seja possível dizer qual concentração de sal que está saindo.

3. Durante o teste

Início do teste

Inicialmente são coletadas as amostras do afluyente e do efluente do WCV-FS para ser feita a curva de calibração;

Aproximadamente 1h30min antes do pulso de injeção do traçador no módulo é despejado no tanque equalizador a quantidade de sal estipulada previamente. Durante parte dessa 1h30min é interessante misturar de tempo em tempo com um tubo o efluente com sal dentro do tanque equalizador, para que o sal se dissolva completamente. Porém faltando 30min do início do pulso é melhor parar de misturar, para deixar que os sólidos remanescentes decantem no tanque equalizador.

ATENÇÃO: Ao ser notado que há muitos sólidos no tanque equalizador, recomenda-se atrasar o teste e realizar outra limpeza, para prevenir que muitos sólidos entrem no WCV-FS.

Enquanto houver saída do traçador

Ao ser notado o aumento na condutividade do efluente do WCV-FS, é quando o traçador já começou a sair. A partir desse momento a leitura de condutividade precisará ser feita de

minuto em minuto e anotada em planilha. O tempo para o sal começar a sair dependerá de sistema para sistema, assim como o tempo de leitura de condutividade após o pulso; Dependendo do aparato medidor de vazão existente no sistema, deverá ser feita a medição de vazão utilizando método balde cronômetro caso os intervalos de obtenção de dados de vazão sejam muito espaçados, para obtenção de dados mais precisos em relação a vazão.

Abaixo segue tabela resumo dos valores utilizados nos testes do presente trabalho:

Tabela 16 - Resumo sobre teste de traçador utilizado no trabalho

Calibração do tanque equalizador	
VM (L)	110
VP (L)	180
VS (L)	20
VT (L)	310
H (cm)	43
Em cada teste	
Limpeza do TE	Segunda-feira
Colocar sal no TE	Terça-feira 09:00
Injeção do traçador no WCV-FS	Terça-feira 11:00
Início da saída do traçador	Quarta-feira 08:00
Δt de leitura de condutividade	1 min
Duração da leitura após cada pulso	1h 30min

Início leitura da vazão com método balde cronômetro	25min após o início do pulso
Fim da saída do traçador	Sexta-feira 17:00

Atenção: Após o pulso de inserção do sal no sistema é necessário verificar se o sal remanescente dentro do TE pode influenciar no aumento significativo da condutividade do efluente. Caso seja, é necessária a realização da limpeza do TE para retirada do sal.