



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

Mayara Oliveira dos Santos

**OTIMIZAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL  
EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Florianópolis  
2019

Mayara Oliveira dos Santos

**OTIMIZAÇÃO DE WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL  
EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO**

Tese submetida ao Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção do título de doutora em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

Florianópolis

2019

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

Santos, Mayara Oliveira dos  
Otimização de wetland construído vertical empregado no  
tratamento de esgoto sanitário / Mayara Oliveira dos  
Santos ; orientador, Pablo Heleno Sezerino, 2019.  
150 p.

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

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Saneamento descentralizado,  
Wetlands construídos verticais modificados, Wetlands  
construídos verticais intensificados.. I. Sezerino, Pablo  
Heleno. II. Universidade Federal de Santa Catarina.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III.  
Título.

Mayara Oliveira dos Santos

**Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**

O presente trabalho em nível de doutorado foi avaliado e aprovado por banca examinadora composta pelos seguintes membros:

Prof. Karina Querne de Carvalho, Dra.  
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Everton Skoronski, Dr.  
Universidade do Estado de Santa Catarina

Prof. Maria Elisa Magri, Dra.  
Universidade Federal de Santa Catarina

Certificamos que esta é a **versão original e final** do trabalho de conclusão que foi julgado adequado para obtenção do título de doutora em Engenharia Ambiental.

---

Prof. Dra. Maria Eliza Nagel Hassemer  
Coordenadora do Programa

---

Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino  
Orientador

Florianópolis, 18 de outubro de 2019.

Este trabalho é dedicado a todos que se empenham em buscar  
soluções para a universalização do saneamento no Brasil.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por ter permitido a realização de mais um sonho;

Agradeço aos meus pais e aos meus irmãos, sempre tão maravilhosos comigo, me enchendo de amor, carinho, suporte e incentivo. Foi por vocês que eu nunca desisti. Amo vocês mais que tudo!

Agradeço ao professor Pablo Heleno Sezerino pela dedicação em orientar. Obrigada pelos inúmeros ensinamentos ao longo da minha formação como mestre e doutora;

Agradeço a ajuda de todos os integrantes e ex-integrantes do GESAD... Embaixo de sol forte, de chuva, com banho de esgoto, com pulgões, vespas, aranhas e formigas, transplantando, podando, desinstalando e instalando bombas incontáveis vezes, escorvando, ajeitando e reajutando basculantes... Operar e monitorar a estação experimental não foi nada fácil, porém com a dedicação de todos, conseguimos obter excelentes resultados!

Agradeço a Jaime Nivala por me receber no Instituto de Pesquisas Ambientais - Helmholtz, juntamente com o grupo de pesquisas UBZ, que me deram suporte durante o doutorado sanduíche e me proporcionaram momentos de muito aprendizado;

Agradeço aos meus amigos com os quais tenho prazer de viver boas histórias, especialmente Beatriz Lima e Fabíola Tomassoni pelos momentos de descontração nessa trajetória, Júnia Schultz pela ajuda e parceria durante o doutorado sanduíche na Alemanha e ao Henrique pelo apoio durante o doutorado e por sempre acalmar meu coração nos momentos de aflição;

Agradeço a todos que cruzaram meu caminho, seja em Lages, Florianópolis ou Leipzig, pois tenho certeza que de alguma maneira me deixaram alguma lição, contribuindo com a minha história;

Agradeço a todos os professores que participaram da minha formação acadêmica;

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade em participar deste momento tão importante em minha vida;

E por fim, agradeço ao CNPq pelo financiamento da bolsa de doutorado e à CAPES pelo financiamento da bolsa de doutorado sanduíche na Alemanha.

**Muito obrigada! *Danke Schön!***

Você precisa saber para onde está indo, mesmo sem nunca ter estado lá. Ou seja, é preciso crer para ver (Caio Carneiro, 2018).

## RESUMO

Os sistemas descentralizados de esgotamento sanitário apresentam-se como uma alternativa para se atingir a universalização dos serviços de saneamento, destacando-se o emprego da ecotecnologia dos wetlands construídos (WC). Dentre as modalidades de WC, destacam-se os WC verticais (WCV), contudo, estes apresentam limitações no desempenho de remoção de nitrogênio presente nos esgotos submetidos ao tratamento. A fim de potencializar o desempenho de tratamento promovido pelos WC, diferentes configurações e estratégias operacionais vêm sendo empregadas, destacando-se a utilização dos sistemas híbridos (WCV seguido de WC horizontal – WCH), bem como a modificação ou intensificação das condições no interior do maciço filtrante dos WCV. Neste contexto, o objetivo desta pesquisa foi investigar em diferentes modalidades de WC as influências promovidas pela modificação devido a saturação de fundo e pela intensificação empregando aeração forçada, na otimização de área requerida e no aumento da eficiência do tratamento de esgoto sanitário. O estudo foi conduzido com base em duas etapas experimentais: (i) avaliação do desempenho de tratamento de esgoto sanitário em três diferentes WC: WCV, WCV com fundo saturado (WCV-FS) e sistema híbrido (WCV+WCH), operados sob mesmo carregamento orgânico e taxa hidráulica, ao longo de 3,5 anos de operação em uma estação experimental no Brasil, e (ii) avaliação do desempenho de tratamento de esgoto sanitário em um WCV aerado (WCV-A), ao longo de 1 ano em uma estação experimental na Alemanha. Os resultados obtidos ao longo das etapas evidenciaram: (i) o WCV-FS apresentou alto potencial de remoção de matéria orgânica (em média de 94% para DQO e 90% para DBO<sub>5</sub>), além da satisfatória remoção de nitrogênio total, uma vez que a porção insaturada foi capaz de propiciar um ambiente de oxidação de nitrogênio amoniacal a nitrogênio nitrato por meio da nitrificação, concomitantemente com uma parcial desnitrificação simultânea no mesmo reator promovida na zona de 40 cm de saturação de fundo, aumentando assim a eficiência de remoção deste poluente em relação ao modelo clássico de fluxo vertical (na proporção de 43% para NT no WCV-FS contra 21% para NT no WCV), sem necessidade de indução de energia. Além disso, o WCV-FS apresentou remoções de 100% para SST, 71% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 82% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> e o WCV apresentou remoções de 93% para SST, 61% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 70% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>; (ii) o WC híbrido apresentou remoções superiores ao WCV e WCV-FS, sendo de 96% para DQO, 91% para DBO, 100% para SST, 74% para NT, 95% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 96% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, em uma relação de área requerida por equivalente populacional de 11,75 m<sup>2</sup>/pessoa, enquanto que os WC verticais estudados requisitaram 3,75 m<sup>2</sup>/pessoa; (iii) O WCV-A apresentou remoções de 99,6% para DBO, 58% para NT e 99% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, em uma relação de área requerida de 1,55 m<sup>2</sup>/pessoa, com necessidade de aeração forçada continuamente. Considerando-se que a instalação e operação de um WCV-FS difere-se do WCV somente pela saturação de fundo promovida pela utilização de um controlador de nível, recomenda-se a utilização do WCV-FS, pois pode-se aumentar o desempenho de remoção de poluentes presentes nos esgotos sanitários, bem como otimizar o requerimento de área comparativamente ao requerido pelo WC híbrido, ou ainda, quando o custo de energia elétrica for um fator limitante para a implantação e operação de um WCV-A. Dessa forma, as potencialidades observadas no WCV-FS de acordo com as questões de dimensionamento e operação obtidas, conduzem a utilização deste arranjo tecnológico para a ampliação do acesso ao saneamento descentralizado.

**Palavras-chave:** Saneamento descentralizado. Wetlands construídos verticais modificados. Wetlands construídos verticais intensificados. Fundo saturado. Aeração forçada. Remoção de matéria orgânica e nutrientes.

## ABSTRACT

Decentralized sewage systems are an alternative to achieve the universalization of sanitation services, in this context, the ecotechnology of constructed wetlands (CW) stands out. Among CW modalities, vertical flow CW (VF) attracts attention; however, they present limitations concerning the removal of nitrogen present in the wastewater subjected to the treatment. In order to enhance the treatment performance promoted by CW, different configurations and operational strategies have been employed, especially the use of hybrid systems (VF followed by horizontal flow CW - HF), as well as the modification or intensification of conditions inside the VF bed. In this context, this study aims to investigate, for different CW modalities, the influences promoted by the modification due to partially saturation and the intensification using forced aeration in the optimization of the required area and the increase of the wastewater treatment efficiency. The study was conducted based on two experimental steps: (i) evaluation wastewater treatment performance in three different CW: VF, partially saturated VF (SVF), and hybrid system (VF + HF), operated under the same organic loading and hydraulic rate, over 3.5 years of operation in an experimental station in Brazil, and (ii) evaluation of wastewater treatment performance in an aerated VF (AVF), over 1 year in an experimental station in Germany. Results obtained throughout the stages showed: (i) SVF presented a high potential for organic matter removal (on average 94% for COD and 90% for BOD<sub>5</sub>), as well as satisfactory total nitrogen removal, since the unsaturated portion provided an environment where occurred the oxidation of ammoniacal nitrogen to nitrate nitrogen through nitrification, concomitantly with a simultaneous partial denitrification in the same reactor, promoted in the 40 cm bottom saturation zone, thus increasing the removal efficiency of this pollutant when compared to the classic vertical flow model (in the proportion of 43% for TN in SVF versus 21% for TN in VF), without the need for power induction. In addition, SVF presented 100% removal for TSS, 71% for NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and 82% for PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P and VF presented 93% removal for TSS, 61% for NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and 70% for PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P; (ii) hybrid CW presented higher removals than VF and SVF, those being 96% for COD, 91% for BOD<sub>5</sub>, 100% for TSS, 74% for TN, 95% for NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N and 96% for PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>-P, in a ratio of area requirement per person of 11.75 m<sup>2</sup>/person, while the vertical CW studied required 3.75 m<sup>2</sup>/person; (iii) AVF presented removals of 99.6% for BOD<sub>5</sub>, 58% for TN and 99% for NH<sub>4</sub><sup>+</sup>-N, in ratio of area requirement per person of 1.55 m<sup>2</sup>/person, requiring continuously forced aeration. Considering that the installation and operation of a SVF differs from VF only with regards to the bottom saturation promoted by the use of a level controller, the use of SVF is recommended as it can increase the performance of removal of pollutants present in wastewater, as well as optimize the area requirement compared to hybrid CW, or, still, in cases where electricity cost is a limiting factor for the implementation and operation of a AVF. Thus, the potentialities observed in SVF related to dimensioning and operation points evaluated lead to the use of this technological arrangement to expand access to decentralized sanitation.

**Keywords:** Decentralized sanitation. Modified vertical constructed wetlands. Intensified vertical constructed wetlands. Saturated bottom. Forced aeration. Organic matter and nutrients removal.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1</b> - Representação esquemática de um WCV. ....	28
<b>Figura 2</b> - Representação esquemática de um WCH. ....	29
<b>Figura 3</b> - Representação esquemática de um sistema híbrido. ....	29
<b>Figura 4</b> - Representação esquemática de um wetland construído vertical com fundo saturado. ....	38
<b>Figura 5</b> - Desenho esquemático representando o wetland construído vertical de fundo saturado com aeração. ....	43
<b>Figura 6</b> - Etapas da pesquisa. ....	45
<b>Figura 7</b> - Localização da EETE. ....	46
<b>Figura 8</b> - Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário empregando a Ecotecnologia dos Wetlands Construídos. (a) Layout indicando os dois arranjos tecnológicos; (b) Vista geral da estação de tratamento. ....	47
<b>Figura 9</b> - Bomba centrífuga de rotor semi-aberto e tubulação que a protegia dentro do PV (à esquerda); PV (centro); Tubulação de proteção da bomba dentro do PV (à direita). ....	47
<b>Figura 10</b> - Percurso do esgoto sanitário bruto desde o PV até a EB (à esquerda); interior do tanque séptico (à direita). ....	48
<b>Figura 11</b> - Esquema representando as colunas de areia com fundo saturado simulando o perfil vertical de um wetland construído vertical de fundo saturado. ....	49
<b>Figura 12</b> - Esquema demonstrando o arranjo tecnológico 1. ....	51
<b>Figura 13</b> - Construção do wetland em alvenaria (à esquerda) aplicação de impermeabilizante (à direita). ....	53
<b>Figura 14</b> - Disposição das tubulações de distribuição e coleta de esgoto no WCV-FS: Drenagem (à esquerda); Alimentação (à direita). ....	53
<b>Figura 15</b> - Curva granulométrica da areia comercial utilizada nos wetlands construídos componentes da EETE. ....	54
<b>Figura 16</b> - <i>Thypha domingensis</i> : habitat natural dentro da UFSC (à esquerda); escolha das macrófitas com clones nas raízes (à direita). ....	54
<b>Figura 17</b> - WCV-FS após transplântio, em junho de 2015. ....	55
<b>Figura 18</b> - Controlador de nível do WCV-FS. ....	55
<b>Figura 19</b> - Esquema demonstrando o arranjo tecnológico 2 composto por um sistema híbrido de WC. ....	56

<b>Figura 20</b> - Disposição da tubulação de coleta de esgoto no WCV (à esquerda); cobertura do maciço filtrante com fina camada de pedra brita (à direita).....	57
<b>Figura 21</b> - Detalhes do preenchimento do material filtrante do WCH. ....	58
<b>Figura 22</b> - Tubulação de alimentação do WCH. ....	58
<b>Figura 23</b> - Infiltração no WCV e colocação de lonas e manta geotêxtil para impermeabilização.....	59
<b>Figura 24</b> - WCV (à esquerda) e WCH (à direita) após transplântio, em junho de 2015.....	59
<b>Figura 25</b> - Divisão das parcelas início, meio e final no WCH.....	61
<b>Figura 26</b> - Bombas centrífugas utilizadas para alimentação dos dois WC verticais com seus respectivos <i>timers</i> e <i>dataloggers</i> . ....	62
<b>Figura 27</b> - Aparatos para medição de vazões afluentes aos WCV-FS (à esquerda) e WCV (à direita).....	63
<b>Figura 28</b> - Equipamento basculante utilizado para aferir vazão efluente dos WC da EETE. ....	63
<b>Figura 29</b> - Pontos amostrados na Estação Experimental do GESAD. ....	64
<b>Figura 30</b> - Amostradores parciais do WCV durante preenchimento do material filtrante da unidade e indicação dos locais de coletas das amostras parciais, na parte externa do wetland. ....	65
<b>Figura 31</b> - Amostrador parcial do WCV-FS durante preenchimento do material filtrante da unidade e indicação do local de coleta da amostra parcial, na parte externa do wetland.....	66
<b>Figura 32</b> - Estação de Pesquisa em Ecotecnologia de Langenreichenbach – Alemanha, com destaque para o WCV-A.....	67
<b>Figura 33</b> - Coleta de amostras na estação experimental de Langenreichenbach, Alemanha. ....	68
<b>Figura 34</b> - Esquema do WCV-A com detalhes das tubulações de alimentação, drenagem e aeração.....	69
<b>Figura 35</b> - Remoção média de poluentes presentes no esgoto sanitário bruto após o emprego do tanque séptico. ....	75
<b>Figura 36</b> - Frações de nitrogênio no esgoto sanitário bruto e pós tanque séptico.....	76
<b>Figura 37</b> - Remoção média de <i>E.coli</i> presentes no esgoto sanitário bruto após o emprego do tanque séptico. ....	76
<b>Figura 38</b> - Vazões de entrada (alimentação) no WCV, ao longo do período de 2015 a 2018. ....	78
<b>Figura 39</b> - Vazões de entrada (alimentação) no WCV-FS, ao longo do período de 2015 a 2018. ....	78
<b>Figura 40</b> - Vazões de saída do WCV, ao longo do período de 2016 a 2018.....	79

<b>Figura 41</b> - Vazões de saída do WCV-FS, ao longo do período de 2017 a 2018.....	79
<b>Figura 42</b> - Comportamento do pH ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).....	83
<b>Figura 43</b> - Comportamento da alcalinidade ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade). ....	83
<b>Figura 44</b> - Remoção de SST no WCV ao longo do tempo. ....	84
<b>Figura 45</b> - Remoção de SST no WCV-FS ao longo do tempo. ....	85
<b>Figura 46</b> - Comportamento de SST ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).....	86
<b>Figura 47</b> - Remoção de DQO no WCV ao longo do tempo.....	86
<b>Figura 48</b> - Remoção de DQO no WCV-FS ao longo do tempo.....	87
<b>Figura 49</b> - Comportamento da DQO ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).....	87
<b>Figura 50</b> - Remoção de DBO <sub>5</sub> no WCV ao longo do tempo. ....	89
<b>Figura 51</b> - Remoção de DBO <sub>5</sub> no WCV-FS ao longo do tempo.....	89
<b>Figura 52</b> - Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no WCV ao longo do tempo. ....	90
<b>Figura 53</b> - Remoção de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no WCV-FS ao longo do tempo.....	91
<b>Figura 54</b> - Comportamento do N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade). ....	91
<b>Figura 55</b> - Comportamento do NO <sub>x</sub> ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).....	92
<b>Figura 56</b> - Remoção de NT no WCV ao longo do tempo. ....	93
<b>Figura 57</b> - Remoção de NT no WCV-FS ao longo do tempo. ....	94
<b>Figura 58</b> - Comportamento do NT ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade). ....	94
<b>Figura 59</b> - Remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> no WCV ao longo do tempo.....	95
<b>Figura 60</b> - Remoção de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> no WCV-FS ao longo do tempo. ....	96

<b>Figura 61</b> - Comportamento do P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade). .....	96
<b>Figura 62</b> - Remoção de <i>E.coli</i> dos WC verticais. ....	98
<b>Figura 63</b> - Vazão efluente do sistema híbrido.....	99
<b>Figura 64</b> - Remoção de poluentes em termos de concentração no WC híbrido ao longo do período de 2015 a 2018. ....	100
<b>Figura 65</b> - Formação de NO <sub>x</sub> (nitrogênio nitrito + nitrogênio nitrato) no efluente do WC híbrido ao longo do período de 2015 a 2018.....	101
<b>Figura 66</b> - Remoção de <i>E.coli</i> no efluente do WC híbrido ao longo do período de 2015 a 2018. ....	101
<b>Figura 67</b> - Vazões de entrada e saída do WCV-A medidas ao longo do ano de 2017.....	102
<b>Figura 68</b> - Remoção de poluentes no WCV-A, em termos de concentração, obtidos ao longo do ano de 2017.....	103
<b>Figura 69</b> - Remoção de <i>E.coli</i> do WCV-A obtidos ao longo do ano de 2017.....	104
<b>Figura 70</b> - Eficiências de remoção de poluentes das quatro modalidades estudadas.....	105
<b>Figura 71</b> - Remoções de SST ao longo dos anos avaliados observadas nos módulos WC. ....	106
<b>Figura 72</b> - Remoções de NT típica e medidas nos wetlands construídos verticais.....	107
<b>Figura 73</b> - Remoções de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> ao longo dos anos observadas nos módulos WC. ....	108
<b>Figura 74</b> - Remoções de <i>E. coli</i> nas quatro modalidades estudadas observadas nos módulos WC.....	109
<b>Figura 75</b> - Relativização do potencial de eficiência de remoção de nitrogênio total.....	110
<b>Figura 76</b> - Relativização do potencial de eficiência de remoção de matéria orgânica. ....	110
<b>Figura 77</b> - Relativização da melhoria da qualidade do efluente tratado devido a otimização dos WCV, considerando a modificação por meio da saturação de fundo e a intensificação empregando a aeração. ....	111
<b>Figura 78</b> - Frequência acumulada relativa as concentrações de efluente tratado nos módulos WC em termos de DBO <sub>5</sub> . ....	112
<b>Figura 79</b> - Frequência acumulada relativa as concentrações de efluente tratado nos módulos WC em termos de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> . ....	113
<b>Figura 80</b> - Frequência acumulada relativa as concentrações de efluente tratado nos módulos WC em termos de P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> . ....	114
<b>Figura 81</b> - WCV após primeiro corte da parte aérea das macrófitas, em dezembro de 2015. ....	115

<b>Figura 82</b> - WCV-FS após primeiro corte da parte aérea das macrófitas, em dezembro de 2015. .....	115
<b>Figura 83</b> - WCH após primeiro corte da parte aérea das macrófitas, em dezembro de 2015. .....	116
<b>Figura 84</b> - Plantas invasoras identificadas no WCV-FS e no WC híbrido. ....	117
<b>Figura 85</b> - Infestação de pulgões nas macrófitas presentes no WCV. ....	117
<b>Figura 86</b> - Aspectos visuais das macrófitas presentes nos WCV estudados. a) WCV-FS. b) WCV.....	118
<b>Figura 87</b> - Crescimento diferenciado de <i>Thypha domingensis</i> identificado nas zonas de entrada e saída do WCH. (Esquerda na foto relaciona-se com a entrada do afluente; Direita na foto relaciona-se ao efluente tratado).....	119
<b>Figura 88</b> - Fotos ilustrativas da EETE ao longo dos 3,5 anos de operação (junho/2015 a dezembro/2018). ....	121
<b>Figura 89</b> - Discriminação dos custos estimados para a implantação dos WC. ....	124

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1</b> - Resumo das eficiências que podem ser esperadas para projetos típicos dos dois principais tipos de wetlands construídos. ....	30
<b>Quadro 2</b> - Papel das macrófitas nos wetlands construídos. ....	33
<b>Quadro 3</b> - Estudos utilizando wetlands construídos verticais com fundo saturado considerando as condições de contorno carga orgânica aplicada e taxa hidráulica e respectivos desempenho de tratamento. ....	40
<b>Quadro 4</b> - Estudos utilizando wetlands construídos verticais com fundo saturado e aeração forçada considerando as condições de contorno carga orgânica aplicada e taxa hidráulica e respectivos desempenho de tratamento. ....	44
<b>Quadro 5</b> - Regime hidráulico projetado para os wetlands construídos verticais componentes da EETE.....	52
<b>Quadro 6</b> - Sumário de critérios de projeto adotados para dimensionamento do wetland construído vertical de fundo saturado.....	52
<b>Quadro 7</b> - Sumário de critérios de projeto adotados para dimensionamento do sistema híbrido. ....	60
<b>Quadro 8</b> - Parâmetros avaliados e metodologias empregadas. ....	66

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1</b> - Itens que compõem os custos de implantação. ....	71
<b>Tabela 2</b> - Características médias do esgoto sanitário bruto afluente a EETE em comparação aos valores típicos relatados na literatura. ....	74
<b>Tabela 3</b> - Fluxo hidráulico de alimentação afluente nos WCV e WCV-FS. ....	77
<b>Tabela 4</b> - Vazões e taxas hidráulicas empregadas nos WCV e WCV-FS, por períodos. ....	78
<b>Tabela 5</b> - Volume operacional diário de entrada, volume operacional diário de chuva, volume operacional diário de saída e evapotranspiração dos WC verticais, ao longo do período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018. ....	81
<b>Tabela 6</b> - Cargas aplicadas nos WC verticais, ao longo do período de março de 2017 a dezembro de 2018. ....	82
<b>Tabela 7</b> - Eficiência de remoção de poluentes do sistema híbrido, em termos de concentração, utilizando valores de mediana, ao longo do período de 2015 a 2018. ....	99
<b>Tabela 8</b> - Eficiência de remoção de poluentes do WCV-A, em termos de concentração, utilizando valores de mediana, obtidos ao longo do ano de 2017. ....	103
<b>Tabela 9</b> - Equivalente populacional para cada unidade WC estudada. ....	122
<b>Tabela 10</b> - Equivalente populacional para cada modalidade de WC estudada. ....	123
<b>Tabela 11</b> - Estimativa de custo de implantação de cada modalidade de WC estudada. ....	124
<b>Tabela 12</b> - Estatística descritiva do esgoto sanitário bruto. ....	142
<b>Tabela 13</b> - Estatística descritiva do efluente do tanque séptico/afluente aos wetlands construídos. ....	142
<b>Tabela 14</b> - Estatística descritiva do efluente do WCV. ....	143
<b>Tabela 15</b> - Estatística descritiva do efluente do WCV-FS. ....	143
<b>Tabela 16</b> - Perfil vertical do WCV em termos de concentração, utilizando valores de mediana. ....	144
<b>Tabela 17</b> - Perfil vertical do WCV-FS em termos de concentração, utilizando valores de mediana. ....	144
<b>Tabela 18</b> - Estatística descritiva do afluente e efluente do sistema híbrido. ....	145
<b>Tabela 19</b> - Estatística descritiva do afluente e efluente do WCV-A. ....	146

## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ANAMMOX – Oxidação anaeróbia de amônia
- CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
- CEE – Custo estimado de energia elétrica
- CETESAN – Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário
- CI – Custo estimado para implantação
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CP – Caixa de passagem
- $d_{10}$  – Diâmetro efetivo
- $d_{60}$  – Diâmetro a 60%
- DBO – Demanda bioquímica de oxigênio
- DN – Diâmetro nominal
- DQO – Demanda química de oxigênio
- EB – Estação de bombeamento
- EETE – Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando a Ecotecnologia dos Wetlands Construídos
- ENS – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental
- EQU – Custo da aquisição de equipamentos
- FUNASA – Fundação Nacional de Saúde
- GESAD – Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
- INS – Custo da instalação de equipamentos
- LIMA – Laboratório Integrado de Meio Ambiente
- MAO – Custo da mão de obra
- MAQ – Custo do serviço de maquinário
- MAT – Custo da aquisição de materiais
- $N_2$  – Nitrogênio gasoso
- $N_2O$  – Óxido nitroso
- NBR – Norma Brasileira
- NMP – Número mais provável
- $N-NH_4^+$  – Nitrogênio amoniacal
- $N-NO_2^-$  – Nitrogênio nitrito
- $N-NO_3^-$  – Nitrogênio nitrato

NO – Óxido nítrico  
NOx – Nitrogênio oxidado  
NT – Nitrogênio Total  
NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl  
PE – Potência do equipamento  
pH – potencial hidrogeniônico  
P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> – Fósforo ortofosfato  
PT – Fósforo total  
PV – Poço de visita  
PVC – Policloreto de vinila  
QD – Quantidade de dias por mês  
R1 – Efluente do WCV-FS  
R2 – Efluente do WCV  
R3 – Efluente do WCH  
RE – Reservatório equalizador  
SINAPI – Sistema Nacional de Preços e Índices para a Construção Civil  
SST – Sólidos suspensos totais  
TA – Tempo de funcionamento do equipamento por dia  
TH – Taxa hidráulica  
TRC – Tarifa residencial convencional de energia elétrica de Santa Catarina  
TS – Tanque séptico  
U – Coeficiente de uniformidade  
UFSC – Universidade Federal de Santa Catarina  
UFZ – Zentrum für Umweltforschung  
VMP – Valor máximo permitido  
WC – Wetland construído  
WCH – Wetland construído horizontal  
WCV – Wetland construído vertical  
WCV-A – Wetland construído vertical com aeração  
WCV-FS – Wetland construído vertical com fundo saturado

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>21</b>
<b>2 HIPÓTESES</b> .....	<b>25</b>
<b>3 OBJETIVOS</b> .....	<b>26</b>
<b>4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA</b> .....	<b>27</b>
4.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	27
<b>4.1.1 Classificação dos wetlands construídos clássicos</b> .....	<b>28</b>
4.2 COMPONENTES DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	30
<b>4.2.1 Maciço filtrante</b> .....	<b>30</b>
<b>4.2.2 Microrganismos</b> .....	<b>31</b>
<b>4.2.3 Macrófitas</b> .....	<b>32</b>
4.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	33
<b>4.3.1 Remoção de matéria orgânica e nitrogênio</b> .....	<b>34</b>
4.4 DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS E AS CONDIÇÕES DE CONTORNO.....	35
<b>4.4.1 Dimensionamento de wetlands construídos verticais</b> .....	<b>36</b>
4.5 WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS MODIFICADOS E INTENSIFICADOS .	37
<b>4.5.1 Wetland construído vertical com fundo saturado (WCV-FS)</b> .....	<b>38</b>
<b>4.5.2 Wetland construído vertical com fundo saturado aerado</b> .....	<b>42</b>
<b>5 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>45</b>
5.1 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EMPREGANDO A ECOTECNOLOGIA DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS.....	46
<b>5.1.1 Arranjo tecnológico 1 – Wetland construído vertical com fundo saturado</b> .....	<b>49</b>
5.1.1.1 Determinação de parâmetros de projeto para o wetland construído vertical com fundo saturado.....	49
5.1.1.2 Wetland construído vertical com fundo saturado .....	51
<b>5.1.2 Arranjo tecnológico 2 - Sistema híbrido de wetlands construídos</b> .....	<b>55</b>
<b>5.1.3 Manejo das macrófitas</b> .....	<b>60</b>
<b>5.1.4 Medição de vazão afluente e efluente dos wetlands construídos</b> .....	<b>62</b>
<b>5.1.5 Monitoramento da Estação Experimental</b> .....	<b>64</b>
5.2 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE LANGENREICHENBACH, ALEMANHA .....	66
5.3 ANÁLISE DE CUSTO.....	69
<b>6 RESULTADOS</b> .....	<b>73</b>

6.1 ESGOTO SANITÁRIO BRUTO E TANQUE SÉPTICO .....	73
6.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS – CLÁSSICO E MODIFICADO .....	76
<b>6.2.1 Aspectos hidráulicos e cargas aplicadas nos WC verticais .....</b>	<b>77</b>
<b>6.2.2 Desempenho de remoção de poluentes dos WC verticais .....</b>	<b>82</b>
6.3 OUTRAS MODALIDADES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	98
<b>6.3.1 Wetland construído híbrido.....</b>	<b>98</b>
<b>6.3.2 Wetland construído vertical aerado.....</b>	<b>102</b>
6.4 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS .....	104
<b>6.4.1 Comparações em termos de concentração entre as quatro modalidades de wetlands construídos estudadas .....</b>	<b>104</b>
<b>6.4.2 Potencial de remoção de matéria orgânica e nitrogenada .....</b>	<b>109</b>
<b>6.4.3 Atendimento à legislação pertinente.....</b>	<b>111</b>
<b>6.4.4 Adaptação e desenvolvimento das macrófitas na EETE.....</b>	<b>114</b>
<b>6.4.5 Estimativa de custos entre as modalidades de wetlands construídos estudadas ...</b>	<b>122</b>
<b>7 CONCLUSÕES.....</b>	<b>126</b>
<b>8 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS .....</b>	<b>130</b>
<b>9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>131</b>
<b>APÊNDICE A .....</b>	<b>141</b>
<b>APÊNDICE B.....</b>	<b>147</b>

## 1 INTRODUÇÃO

A importância do saneamento para garantia da saúde e da qualidade ambiental é amplamente reconhecida, porém, nem sempre priorizada. A abordagem do tratamento centralizado de esgotos utilizando extensas redes coletoras e grandes estações de tratamento, mostra-se limitada para diversidade de cenários existentes nos municípios brasileiros, destacando-se aqueles considerados como municípios pequenos, onde o total de população limita-se a 10 mil habitantes. Dentro desta faixa de população, atinge-se índice de 45% do total de municípios brasileiros. Desta maneira, o atual panorama brasileiro demanda desenvolvimento de tecnologias de tratamento capazes de serem aplicadas em pequenas cidades, comunidades isoladas e áreas rurais, sob o contexto de sustentabilidade e descentralização de serviços de saneamento.

Considerando o estado de Santa Catarina como exemplo, os dados oficiais relacionados aos sistemas convencionais de esgotamento sanitário, compreendidos pelas etapas de coleta, transporte, tratamento e disposição final, apontam para o montante de apenas 22,96% do esgoto coletado direcionado ao tratamento (SNIS, 2017). Aliado a este índice de cobertura de serviços de esgotamento sanitário, o estado catarinense caracteriza-se por possuir 58,6% dos municípios com população inferior a 10 mil habitantes (IBGE, 2010). Nesta parcela de municípios, infere-se que a tarifa dos serviços de saneamento tenderia a não cobrir a totalidade de investimentos necessários à implantação e operação de rede coletora e estações de tratamento de esgotos, para toda a população urbana e rural. Além disso, grande parte dos municípios catarinenses possuem relevo bastante acidentado, apresentando em um mesmo município diversas bacias de escoamento, onerando consideravelmente a opção para um sistema centralizado de esgotamento sanitário.

Neste contexto, os sistemas descentralizados de esgotamento sanitário tornam-se uma alternativa viável e necessária para atingir a universalização dos serviços de saneamento. Diferentes tecnologias podem ser empregadas para compor as estações de tratamento de esgotos sanitários sob a ótica da descentralização, destacando-se o emprego da ecotecnologia dos wetlands construídos (WC).

Os WC são caracterizados como uma alternativa natural de tratamento de esgoto sanitário, onde o aporte de energia para promoção dos processos físico-químicos e biológicos de transformação da matéria orgânica e nutrientes presentes neste esgoto, dão-se por meio de inúmeros e complexos mecanismos, destacando-se a convecção e difusão do ar atmosférico para o interior do maciço filtrante, transferência de oxigênio promovida pelas macrófitas,

adsorção de compostos na rizosfera e no próprio maciço filtrante, na formação de biofilme de microrganismos e na filtração de sólidos, dentre outros. Estes mecanismos estão intrinsicamente relacionados às condições de projeto e operacionais nos quais os WC estão submetidos.

Os WC são capazes de promover tratamento de esgoto sanitário em níveis secundário, com elevada remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos em suspensão, bem como em nível terciário, destacando-se a transformação das frações nitrogenadas remanescentes (METCALF & EDDY, 2015). Os WC são classificados em diversas modalidades, destacando-se neste estudo os wetlands construídos verticais (WCV).

A maioria dos WCV possuem modelos de dimensionamento baseados nos carregamentos orgânicos e hidráulicos aplicados sob a área superficial do módulo WCV, e na transferência de oxigênio para o interior do maciço filtrante, proporcionando formação de ambientes oxidativos, favorecendo remoção de matéria orgânica e, também, a nitrificação. Contudo, os WCV apresentam limitações quanto à remoção de nitrogênio total, pois não promovem remoção completa deste nutriente (SAEED; SUN, 2012; VYMAZAL, 2013).

A fim de maximizar o desempenho do tratamento e minimizar as deficiências destes WC quando operados de forma isolada, várias estratégias operacionais vêm sendo empregadas, como é o caso dos sistemas híbridos (WCV seguido de WC de escoamento horizontal - WCH) e a modificação ou intensificação das condições no interior do maciço filtrante dos WCV. Estas estratégias têm levado a variedade de modelos e configurações de WC, com o propósito de otimizar os mecanismos de tratamento promovidos por esta ecotecnologia. Entende-se como sistemas modificados, quando há alteração operacional significativa no WC, porém sem necessidade de energia externa, e sistemas intensificados quando há indução de energia externa para otimizar ou acelerar as transformações bioquímicas da matéria orgânica carbonácea ou nitrogênio, através de aeração ou recirculação do efluente, por exemplo.

Muitos estudos vêm buscando otimizar a eficiência dos WC no tratamento de esgoto sanitário, notadamente em relação à remoção de sólidos suspensos, da matéria orgânica e, ainda, promover ambientes propícios para promoção da nitrificação e desnitrificação sequenciais. Como exemplo destes estudos, destacam-se aqueles direcionados aos WCV e suas variantes, tais como: (i) WCV com ciclos de enchimento e drenagem, denominados de sistemas *Tidal Flow* (SUN, ZHAO, ALLEN, 2007; WU et al., 2011; WANG et al., 2017; SAEED et al., 2019; LI et al., 2019); (ii) WCV com recirculação (SUN et al., 2003; ARIAS et al., 2005; SHARMA, et al., 2018; DECEZARO et al. 2019); (iii) WCV com fundo saturado – WCV-FS (TREIN et al., 2015; HUANG et al., 2017; AL-SAEDI et al., 2018, PELISSARI et al., 2018, KRAIEM et

al., 2019); (iv) WCV com aeração – WCV-A (BOOG et al., 2014; WU et al., 2016; AUVINEN et al, 2017; JIZHENG et al., 2019; STEFANAKIS, et al. 2019).

Estas modificações e intensificações do tratamento realizadas em WCV, principalmente empregando WCV-FS e WCV com aeração têm se mostrado vantajosa, uma vez que tem sido possível obter elevadas eficiências de remoção de matéria orgânica e nutrientes dos efluentes em uma única modalidade de wetland construído. Além disso, possibilita a redução de área necessária destinada ao tratamento de efluentes. Como exemplo, citam-se estudos de Pelissari et al. (2017) que avaliaram um WCV-FS com 20 cm de saturação de fundo e obtiveram remoções de 89% para DQO e 58% para nitrogênio total. Já Nivala et al. (2013), avaliando um WCV com aeração forçada, encontraram remoções de 98% para DBO e 40% para nitrogênio total.

No Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), vários trabalhos referentes às modalidades WC foram realizados ao longo dos últimos 15 anos de existência do referido grupo. Dentre eles, citam-se: Sezerino (2006) que avaliou a potencialidade de wetlands construídos no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical; Olijnyk (2008) que avaliou a nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando wetlands construídos de fluxos vertical e horizontal; Suntti (2010), Furtado (2012) e Käfer (2015) que avaliaram os desempenhos de WCV no desaguamento de lodo de tanque séptico sob diferentes contextos; Monteiro (2014) que avaliou o comportamento de wetlands construídos de fluxo vertical e horizontal, empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório; Trein (2015) que avaliou a potencialidade de dois WCV no pós-tratamento de efluente primário, como alternativa tecnológica de tratamento avançado de esgotos, empregados sob o contexto da descentralização, sendo um dos wetlands estudados um WCV-FS; Santos (2015) que avaliou a melhor altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário; Celis (2016) que avaliou a participação da macrófita *Typha domingensis* na fitoextração de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos; Pelissari (2017) que avaliou a dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical; Rouso (2017) que avaliou um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário; Medeiros (2017) que avaliou a aplicação de wetlands construídos para o tratamento de esgoto em loteamentos, condomínios e comunidades isoladas; Freitas (2017) que avaliou a hidrodinâmica e desempenho de um wetland construído horizontal componente de um sistema híbrido empregado no tratamento de esgoto sanitário e Fachine

(2019) que avaliou o desempenho e a rotina operacional em wetlands construídos verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário.

Sob esta perspectiva, o foco desta pesquisa reside nos benefícios e vantagens que podem ser atingidos, principalmente, em relação à otimização em termos de área requerida sem prejuízos à qualidade do tratamento de esgotos sanitários, através da utilização de WC modificados e intensificados, empregando-se principalmente WCV-FS e WCV com aeração. A partir dos resultados obtidos com este estudo, foi possível gerar informações de projeto e operacionais que auxiliarão na implantação de sistemas de tratamento de esgotos sanitários no contexto da descentralização, permitindo melhoria da qualidade de tratamento dos efluentes, de forma que esses venham a atender aos padrões federais vigentes de lançamento em corpos hídricos (Resolução CONAMA 430/2011) e, no caso de Santa Catarina, a Lei 14.675/2009.

Este estudo fez parte do projeto de pesquisa executado pelo GESAD/UFSC, intitulado “Filtros Plantados com Macrófitas (Wetlands Construídos) Empregados no Tratamento Descentralizado de Esgotos”, o qual teve financiamento da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), e cooperação com o Zentrum für Umweltforschung (UFZ) – Helmholtz, da Alemanha, por meio de um estágio de doutoramento financiado pela agência governamental brasileira CAPES – Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior.

## 2 HIPÓTESES

Esta pesquisa de doutorado foi conduzida com base em três hipóteses, construídas a partir dos resultados da dissertação de mestrado, que proporcionaram gerar valores quantificáveis. As duas primeiras hipóteses relacionam-se às mesmas condições de carregamento orgânico e hidráulico afluente aos módulos wetlands, enquanto que a terceira hipótese está vinculada à capacidade de aumento de carregamento orgânico e hidráulico afluente aos módulos wetlands, conforme segue:

### **Hipótese 1:**

Wetlands construídos verticais modificados com saturação de fundo quando comparados aos wetlands construídos verticais descendentes, podem apresentar desempenho de tratamento equivalente em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e desempenho de até duas vezes superior em termos de remoção de nitrogênio.

### **Hipótese 2:**

Wetlands construídos verticais modificados com saturação de fundo quando comparados aos sistemas híbridos (wetland construído vertical descendente seguido de wetland construído horizontal), apresentam desempenho de tratamento equivalente em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio, gerando ainda uma redução de até 30% de área superficial.

### **Hipótese 3:**

Wetlands construídos verticais intensificados com aeração forçada quando comparados aos wetlands construídos verticais com fundo saturado ou aos sistemas híbridos, possibilitam um desempenho de tratamento superior em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio, sem a necessidade de incremento de área superficial.

### 3 OBJETIVOS

#### **Objetivo geral:**

Avaliar em diferentes unidades de wetlands construídos verticais as influências promovidas pela modificação devido a saturação de fundo e pela intensificação empregando aeração forçada, na otimização de área requerida e no aumento da eficiência do tratamento de esgoto sanitário.

#### **Objetivos específicos:**

- Avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio presente em esgoto sanitário submetido ao tratamento em módulos de wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS) e wetland construído vertical com aeração (WCV-A), comparando-os entre si e com um sistema híbrido;
- Identificar o potencial de otimização de área superficial requerida nos wetlands construídos verticais devido as estratégias de saturação de fundo e aeração, comparativamente aos sistemas híbridos;
- Relativizar entre as modalidades de wetlands construídos estudadas, as áreas requeridas, os custos associados e o grau de atendimento aos requerimentos legais de lançamento no ambiente do efluente tratado.

## 4 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

### 4.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Wetlands construídos (WC) são sistemas que foram concebidos para utilizar os processos naturais que envolvem a vegetação, solos e comunidades microbianas para auxiliar no tratamento de diferentes águas residuárias e no controle da poluição (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Estes sistemas têm se desenvolvido rapidamente nas últimas décadas e foram estabelecidos em todo o mundo como uma alternativa para sistemas de tratamento para o saneamento de pequenas comunidades. São sistemas robustos, com reduzidos requisitos de energia externa, apresentam operação simplificada, o que os tornam adequados para o tratamento de esgotos sanitários de forma descentralizada (VYMAZAL, 2009), além de poderem ser construídos a partir de materiais disponíveis localmente (WALLACE e KNIGHT, 2006). Esses fatores contribuem para a disseminação e a implementação do emprego da ecotecnologia dos WC para o tratamento de esgotos sanitários, notadamente em áreas para as quais o tratamento centralizado de esgoto não é uma opção econômica (NIVALA et al., 2013). Os WC podem tratar efetivamente esgoto primário, secundário ou terciário e muitos tipos de águas residuárias agrícolas e industriais (DOTRO et al., 2017).

Por se tratarem de sistemas de tratamento de águas residuárias baseados no processo de filtração, o conhecimento das características dos materiais a serem empregados, bem como a utilização de unidades de tratamento primário (cujo objetivo é a maximização da redução de materiais sólidos grosseiros e gorduras), torna-se fundamental. As alternativas de tratamento primário mais empregadas baseiam-se nos princípios de digestão das águas residuárias no seu estado bruto (recém-produzidas), notadamente sistemas conhecidos como tanques sépticos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Os WC adequam-se às diferentes situações e arranjos, proporcionando bom desempenho no tratamento de efluentes. Apesar de sua ampla utilização, muitos estudos estão sendo conduzidos a fim de identificar e aperfeiçoar o papel de cada elemento atuante no tratamento, destacando-se o tipo de fluxo empregado, o material filtrante, as macrófitas, os máximos carregamentos afluentes (tanto a nível hidráulico como orgânico), as cinéticas de depuração, a transferência de oxigênio, a estrutura e metabolismo do biofilme formado e a vida útil do sistema (SEZERINO, 2006).

#### 4.1.1 Classificação dos wetlands construídos clássicos

Os WC são classificados em dois amplos grupos de acordo com seu regime hidráulico (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

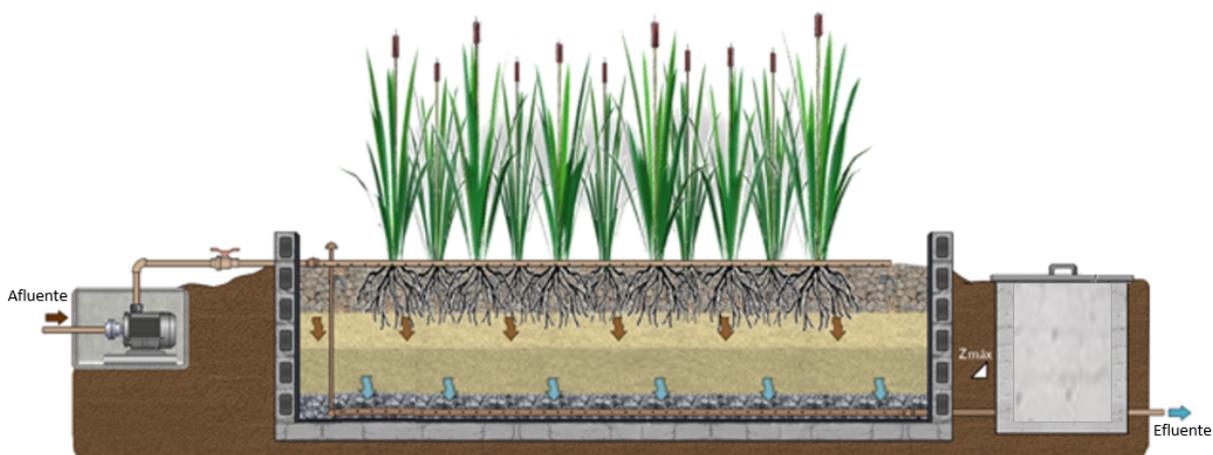
- Sistemas de lâmina livre ou de escoamento superficial;
- Sistemas de escoamento subsuperficial.

Os sistemas de escoamento subsuperficial são dimensionados para que ocorra a infiltração do efluente no maciço filtrante, diferentemente dos módulos de escoamento superficial, nos quais permanece uma lâmina de água na superfície.

Os WC de escoamento subsuperficial são comumente classificados na literatura segundo seu fluxo hidráulico, de duas formas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

- **Wetland construído vertical (WCV):** A alimentação ocorre de forma intermitente, sob a superfície do módulo, percolando verticalmente, sendo o efluente coletado no fundo por meio de um sistema de drenagem/coleta (Figura 1).

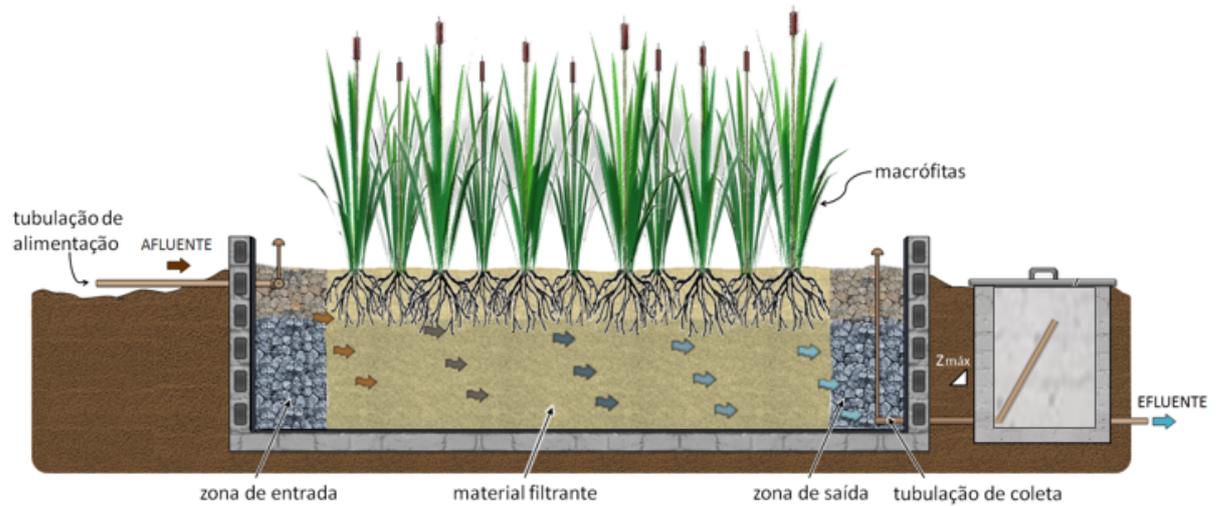
Figura 1 - Representação esquemática de um WCV.



Fonte: Acervo GESAD.

- **Wetland construído horizontal (WCH):** A alimentação ocorre por uma tubulação disposta na zona de entrada onde o esgoto percola pelo maciço filtrante até chegar à zona de saída, onde é coletado pela tubulação de saída/drenagem. Durante o percurso, o efluente percorre um caminho tendendo na horizontal (Figura 2).

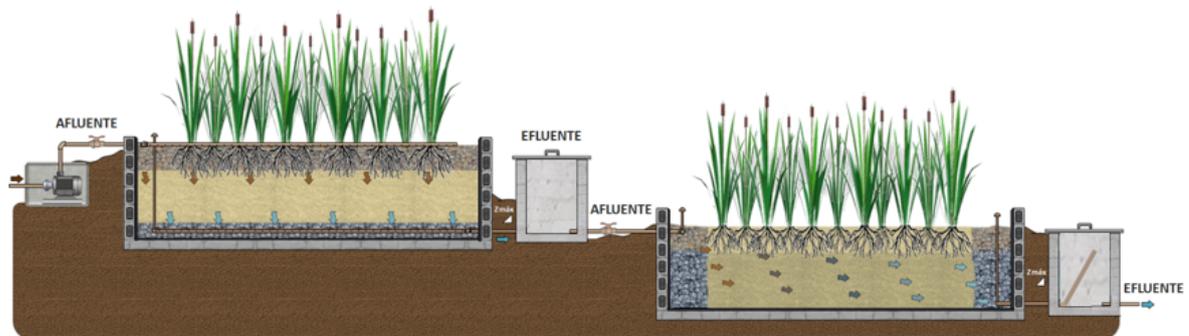
Figura 2 - Representação esquemática de um WCH.



Fonte: Acervo GESAD.

Além disso, os wetlands construídos podem também ser classificados como sistemas híbridos. Nesse caso, ocorre a combinação de WCV + WCH (Figura 3) ou vice e versa, a fim de obter as vantagens que ambos os filtros oferecem, conseguindo assim uma boa remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e a transformação da fração nitrogenada.

Figura 3 - Representação esquemática de um sistema híbrido.



Fonte: Acervo GESAD.

O Quadro 1 resume as eficiências esperadas para projetos típicos dos dois principais tipos de wetlands construídos. Para cada um dos tipos principais, existe um grande número de modificações que podem resultar em maiores eficiências de remoção dos poluentes.

Quadro 1 - Resumo das eficiências que podem ser esperadas para projetos típicos dos dois principais tipos de wetlands construídos.

Parâmetro	WCH	WCV
Etapa de tratamento (aplicação principal)	Secundário	Secundário
Sólidos suspensos totais	> 80%	> 90%
Matéria orgânica (mensurada como demanda de oxigênio)	> 80%	> 90%
Nitrogênio amoniacal	20 – 30%	> 90%
Nitrogênio total	30 – 50%	< 20%
Fósforo total (longo prazo)	10 – 20%	10 – 20%
Coliformes	2 log <sub>10</sub>	2 - 4 log <sub>10</sub>

Fonte: Dotro et al. (2017).

## 4.2 COMPONENTES DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os principais elementos que atuam nos WC são o maciço filtrante, os microrganismos e as macrófitas, cada qual desempenhando um papel importante na depuração dos efluentes.

### 4.2.1 Maciço filtrante

O maciço filtrante sustenta a vegetação, fornece área superficial para a adesão dos microrganismos e está associado com os mecanismos físico-químicos de tratamento. O tipo de material filtrante empregado interfere na capacidade de tratamento através do tempo de detenção, fornece superfície de contato dos microrganismos com o efluente e pode favorecer os mecanismos de transferência de oxigênio. Vários tipos de material suporte podem ser utilizados como os solos naturais (argila ou solos superficiais), misturas de solos, cascalho, pedras, cinzas e combinações. Cascalho e/ou areia são os substratos mais recomendados para a maioria dos sistemas (HAMMER, 1989).

Por se tratarem de sistemas de tratamentos de águas residuárias baseados no processo de filtração, o conhecimento das características do material empregado é um papel importante nos processos de depuração da matéria orgânica contida nas águas residuárias. A granulometria representa as dimensões das partículas, e é uma característica que influencia na condutividade hidráulica do maciço filtrante. Quanto menor a granulometria, menores são os espaços entre as partículas, menor a condutividade hidráulica, tendendo a uma aceleração do processo de colmatação do leito (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Hoffmann et al. (2011) consideram a areia grossa o substrato mais adequado para a construção de wetlands de fluxo subsuperficial. Devida atenção também deve ser dedicada ao tamanho dos grãos utilizados. Os autores indicam que a areia empregada deve ser suficientemente grossa, apresentando um diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) na faixa de 0,1 a 0,4 mm, idealmente estando mais perto de 0,4 mm, e a condutividade hidráulica deve ser de  $10^{-4}$  a  $10^{-3}$  m/s.

De acordo com Caputo (1996), com base no diâmetro efetivo e no diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor ( $d_{60}$ ) – obtido com o ensaio granulométrico, pode-se determinar o Coeficiente de Uniformidade (U). Esta relação demonstra, na realidade, a falta de uniformidade de um solo e/ou maciço filtrante, pois seu valor diminui ao ser mais uniforme o material. Considera-se, portanto, granulometria muito uniforme os materiais cujo coeficiente de uniformidade seja inferiores a 5 unidades; uniformidade média onde o coeficiente de uniformidade encontra-se entre 5 e 15 unidades; e desuniforme quando o coeficiente de uniformidade for maior que 15 unidades (CAPUTO, 1996).

Os WC são alvos da acumulação de sólidos, os quais preenchem o volume dos poros. A carga orgânica aplicada tem grande papel na ocorrência da colmatção, por isso sistemas operados continuamente devem receber baixas cargas orgânicas. Já nos sistemas que empregam leitos múltiplos com regime de descanso, a condutividade hidráulica é restaurada durante este período em que o leito não recebe carga (KADLEC; WALLACE, 2009).

#### **4.2.2 Microrganismos**

O maciço filtrante e as raízes das plantas são os principais responsáveis pela aglomeração dos microrganismos, pois estes fornecem a superfície para aderência e consequente formação do biofilme microbiano (SEZERINO, 2006). Inúmeros são os microrganismos presentes e envolvidos no processo de tratamento de esgotos em WC. Dentre estes diferentes microrganismos, as bactérias são o grupo mais representativo. As bactérias desempenham três papéis básicos: a oxidação da matéria carbonácea, a nitrificação e a desnitrificação, sendo as principais responsáveis pelo tratamento biológico de efluentes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A diversidade de microrganismos em WC pode ser fundamental para o seu bom funcionamento (IBEKWE et al., 2003). Para se otimizar os critérios de dimensionamento e operação dos WC, o conhecimento detalhado da estrutura das comunidades microbianas

presentes no biofilme formado deve ser estudado, a fim de entender os processos biológicos que estão ocorrendo (TRUU et al., 2009 e DONG e REDDY, 2010).

Recentemente, vários estudos têm caracterizado populações microbianas em WC, sendo a grande maioria pesquisados em escalas laboratoriais, em unidades tipo filtros de areia e em WC sob condições específicas (RAGUSA et al., 2004; VACCA et al., 2005; BAPTISTA et al., 2008; CALHEIROS et al., 2009; KRASNITS et al., 2009; SLEYTR et al., 2009; ZHANG et al., 2010 e DONG e REDDY, 2010). No entanto, faltam informações sobre a diversidade e as mudanças das comunidades microbianas em sistemas WC em escala real (KRASNITS et al., 2009).

De acordo com Adrados et al. (2014), o aumento da eficiência de remoção de nitrogênio de efluentes é uma das questões-chave para um maior desenvolvimento e aplicação de WC e outras tecnologias descentralizadas. De fato, estudos recentes sugerem que arqueas nitrificantes, fungos desnitrificantes, bactérias desnitrificantes aeróbias e microrganismos nitrificantes heterotróficos podem desempenhar papel importante nas transformações de nitrogênio em WC (TRUU et al., 2005; PELISSARI et al., 2017).

Dado que os microrganismos afetam processos como nitrificação, desnitrificação, absorção e sedimentação, eles têm que ser levados em consideração ao modelar as transformações e remoção de nitrogênio de efluentes nos WC (MAYO e BIGAMBO, 2005). Assim, um primeiro passo para estabelecer o papel das comunidades biológicas na remoção de nitrogênio em WC, é avaliar a diversidade de microrganismos sob diferentes condições (ADRADOS et al., 2014). Com esta finalidade, recentes estudos têm introduzido técnicas moleculares na caracterização de comunidades bacterianas (SLEYTR et al., 2009; PELISSARI et al., 2017).

#### **4.2.3 Macrófitas**

A presença de plantas é uma das características que define os sistemas wetlands. As plantas que crescem nesses sistemas são usualmente chamadas de macrófitas (BRIX, 1997).

Ainda segundo Brix (1997), as macrófitas desempenham funções importantes nos WC, dentre elas destacam-se: estabilização das superfícies dos filtros; oferecimento de boas condições para o processo físico de filtração; diminuição da colmatação; isolamento da superfície contra geadas durante o inverno; fornecimento de área de superfície para o crescimento microbiano; retirada de nutrientes devido ao requerimento nutricional;

embelezamento da paisagem, tornando o sistema esteticamente agradável. O Quadro 2 destaca, resumidamente, as ações atribuídas às macrófitas nos WC.

Quadro 2 - Papel das macrófitas nos wetlands construídos.

Parte da macrófita	Ação de auxílio no tratamento de esgotos
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Atenuação da luminescência – redução do crescimento de fitoplâncton</li> <li>- Potencial estético – embelezamento paisagístico</li> <li>- Armazenamento de nutrientes</li> </ul>
Tecidos da macrófita em contato com a água (esgoto)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Promoção da filtração</li> <li>- Dispõem grande área para aderência de microrganismos</li> <li>- Liberação de oxigênio devido a fotossíntese – aumento na taxa de degradação aeróbia da matéria orgânica</li> <li>- Retirada de nutrientes</li> </ul>
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Prevenção contra erosão</li> <li>- Prevenção contra a colmatação</li> <li>- Liberação de oxigênio – auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação</li> <li>- Retirada de nutrientes</li> <li>- Liberação de antibióticos</li> </ul>

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

De acordo com Lana (2013), a escolha da macrófita a ser utilizada nos WC depende de diversos fatores, tais como, as características de operação do sistema, maior eficiência de absorção de nutrientes, interesse paisagístico, interesse comercial, disponibilidade da espécie, adaptação ao clima. A espécie *Phragmites australis* é uma das mais utilizadas em WC, porém não é uma espécie nativa do Brasil, deste modo, no Brasil são comumente utilizadas as seguintes macrófitas: Taboa (*Typha spp.*), o Papiro (*Cyperus papyrus*) e o Junco (*Zizaniopsis bonariensis*) (SEZERINO et al, 2015; HOFFMANN et al., 2011; MATOS; ABRAHÃO; PEREIRA, 2008).

#### 4.3 PROCESSOS DE TRATAMENTO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

A remoção de contaminantes em WC é complexa e depende de uma variedade de mecanismos, incluindo a remoção por sedimentação, filtração, precipitação, volatilização,

absorção pelas macrófitas e vários processos microbianos (VYMAZAL, 2007 e KADLEC; WALLACE, 2009). Estes mecanismos são em geral diretamente ou indiretamente influenciados pelas cargas orgânicas e inorgânicas aplicadas, temperatura, tipo de maciço filtrante, estratégias de operação e condições redox diferentes nos leitos dos WC (WU et al., 2014).

#### 4.3.1 Remoção de matéria orgânica e nitrogênio

A matéria carbonácea presente nos esgotos, usualmente medida e quantificada em termos de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), é na maior parte degradada aerobiamente (na presença de oxigênio dissolvido) por microrganismos, principalmente bactérias, que estão aderidas ao material filtrante e nas raízes das macrófitas. A degradação anaeróbia (em ausência de oxigênio dissolvido) também ocorre, e é reportada em sistemas saturados de água/esgoto. A degradação via microrganismos ocorre devido à necessidade destes em obter energia e fonte de carbono para seu metabolismo e reprodução (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Resultados experimentais, tanto de escala piloto quanto de escala real, confirmam que WC com alimentação intermitente e alternância de alimentação com períodos de repouso, são capazes de remover grandes quantidades de DBO e amônia, devido à oxigenação adequada do leito filtrante (PLATZER e MAUCH, 1997; COOPER, 1999).

O nitrogênio é um elemento chave nos ciclos biogeoquímicos existentes nos WC. As formas encontradas na sua maior parte oriundas dos lançamentos de esgotos variam desde compostos orgânicos – aminoácidos, uréia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas, até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação – amônia ( $\text{NH}_4^+$  e/ou  $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido nítrico (NO), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e, finalmente, nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

O principal mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico nos WC é a sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (COOPER et al., 1996; KADLEC; KNIGHT, 1996; IWA, 2000). Em resumo, o nitrogênio orgânico é mineralizado à amônia através da hidrólise e degradação bacteriana; a amônia é oxidada a nitrato por meio de bactérias nitrificantes em zonas aeróbias; por fim, os nitratos são convertidos a nitrogênio gasoso em ambientes anóxicos e anaeróbios. O oxigênio requerido para a nitrificação é suprido por convecção e difusão atmosférica e pelas macrófitas. Porém, o nitrogênio também é requerido pelas macrófitas e, portanto, incorporado em sua biomassa. Outros mecanismos como a

volatilização e a adsorção são verificados, porém, em menor importância quando comparados com a nitrificação / desnitrificação (SEZERINO, 2006).

Pelissari (2017) estudando a dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em WCV constatou que a aplicação de alta carga orgânica até o valor de 130 g DQO/m<sup>2</sup>.dia, associada com alta taxa hidráulica de 375 mm/dia, não limita a atividade de populações oxidantes de amônia. Ainda sob estas condições operacionais, foram identificadas alta atividade de bactérias e arqueas oxidantes de amônia, tanto na camada da superfície, quanto na camada do fundo do WCV. Além disso, cargas orgânicas superiores a 40 g DQO/m<sup>2</sup>.dia favoreceram a atividade de bactérias desnitrificantes. Entretanto, a aplicação de uma taxa hidráulica de 133 mm/dia não propiciou um aumento na abundância e atividade desta comunidade bacteriana. Ainda segundo Pelissari (2017), bactérias oxidantes de amônia mostraram ser mais sensíveis às condições operacionais que as arqueas oxidantes de amônia. Em todos os sistemas avaliados nesse estudo as arqueas mostraram maior abundância ativa que as bactérias, indicando serem populações chave no processo de oxidação da amônia em WCV.

#### 4.4 DIMENSIONAMENTO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS E AS CONDIÇÕES DE CONTORNO

O dimensionamento dos módulos de WC depende das condições de contorno a qual o arranjo tecnológico estará submetido. Estas condições de contorno referem-se:

- (i) ao carregamento orgânico aplicado no WC, expresso em termos de matéria carbonácea (g DQO/m<sup>2</sup>.dia);
- (ii) ao carregamento de sólidos suspensos totais aplicado no WC (g SST/m<sup>2</sup>.dia);
- (iii) ao carregamento inorgânico aplicado no WC, expresso em termos de matéria nitrogenada (g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.dia);
- (iv) ao regime hidráulico de alimentação, destacando-se a alternância de aplicação (intercalação entre períodos de alimentação e repouso) e a intermitência (número de pulsos de alimentação no dia);
- (v) à taxa hidráulica aplicada (mm/dia ou L/ m<sup>2</sup>.dia).

Além disso, as condições de contorno dependem da modalidade de WC a ser escolhido para realizar o tratamento dos efluentes.

#### 4.4.1 Dimensionamento de wetlands construídos verticais

O dimensionamento de WCV é dependente das cargas hidráulicas e orgânicas afluentes, além das condições de contorno anteriormente definidas, destacando-se o regime hidráulico de alimentação, pois é a partir da alimentação intermitente e intercalada que se busca propiciar um ambiente mais aeróbio quando comparado aos WCH, com vistas a remoção da matéria carbonácea, bem como a transformação das frações de nitrogênio. A lógica do dimensionamento está fundamentada na obtenção da área superficial mínima requerida para que o balanço de oxigênio possa ser positivo ao longo do tempo (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Inúmeras relações são recomendadas, tais como:

- (i) Hoffmann et al. (2011) recomendam que para regiões frias a área requerida é usualmente de 3 a 4 m<sup>2</sup>/pessoa, e para regiões quentes a área requerida é de 1 a 2 m<sup>2</sup>/pessoa. Em relação ao carregamento orgânico citam um limite de 20 g DQO/ m<sup>2</sup>.dia para regiões frias, porém os autores relatam que possuem boas experiências aplicando de 60 a 70 g DQO/m<sup>2</sup>.dia e taxas hidráulicas até maiores que 200 mm/dia para efluentes pré-tratados em climas quentes;
- (ii) Sezerino (2006) apresenta como critérios de dimensionamento de WCV, pós-tratamento primário, submetidos às condições de clima subtropical (sul do Brasil), uma aplicação intermitente com 3 pulsos diários (de 8 em 8 horas) e as seguintes taxas hidráulicas e cargas: 230 mm/dia; 41 g DQO/m<sup>2</sup>.dia; 15 g SS/m<sup>2</sup>.dia e 12 g NTK/m<sup>2</sup>.dia.

Os WCV permitem alta taxa de transferência de oxigênio para o maciço filtrante. Assim sendo, Platzer (1999) descreveu equações de balanço de oxigênio para o dimensionamento de WCV. As equações levam em consideração a quantidade de oxigênio que é requerida para a degradação da matéria orgânica e para a nitrificação, e o oxigênio que é recuperado no processo de desnitrificação. O autor obtém também a difusão de oxigênio relacionando à área superficial, o coeficiente de difusão (diretamente relacionada com os parâmetros físicos do material filtrante), o tempo em que o leito está encharcado e quantas vezes isso ocorre (número de aplicações de esgoto), e obtém também a entrada de oxigênio por convecção relacionando à quantidade de oxigênio existente no ar, em g/L com o volume de esgoto aplicado. Desta forma, tem-se a oferta e a demanda de oxigênio, sendo que o resultado final deve ser positivo. Este modelo é amplamente empregado para o dimensionamento de WCV no tratamento secundário de esgotos sanitários, utilizando areia como material filtrante.

Além do tratamento secundário, os WCV também são usados para tratamento terciário. Para atingir tratamento terciário, o principal critério de projeto em climas temperados é uma carga orgânica afluyente máxima de 20 g DQO/m<sup>2</sup>.dia. Em comparação com WCV para

tratamento secundário, as taxas hidráulicas no tratamento terciário podem ser maiores e, portanto, o requerimento específico de área superficial pode ser reduzido. As diretrizes da Alemanha (DWA, 2017) recomendam que a taxa hidráulica não deve exceder 120 L/m<sup>2</sup>.dia e que o intervalo entre os pulsos de alimentação não deve ser inferior a 3 horas (DOTRO et al., 2017).

#### 4.5 WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS MODIFICADOS E INTENSIFICADOS

As modalidades tradicionais de WCH e WCV empregados no tratamento de efluentes são considerados sistemas passivos, os quais podem ser operados sem fornecimento externo de energia, com exceção das bombas que podem ser necessárias para aplicação de esgoto nos módulos. Ao longo da última década, foram desenvolvidos novos projetos de WC e/ou implementadas estratégias operacionais buscando atingir padrões de qualidade de efluente tratado mais elevados, notadamente em relação à remoção de fósforo e nitrogênio, bem como para reduzir os requisitos da área superficial dos módulos de WC (Dotro et al., 2017).

O volume de informações publicadas em revistas e livros internacionais, focadas em minimizar interferentes e em possíveis soluções sugeridas para melhorar o desempenho do tratamento de águas residuárias, aumentaram consideravelmente nos últimos anos (WU et al., 2014). Um dos objetivos principais relacionados às pesquisas recentes nos WC se relacionam ao aumento da disponibilidade de oxigênio no maciço filtrante e, portanto, o aumento no desempenho do tratamento. As variantes de projeto de WC recentes abrangem sistemas completamente passivos (WCH), sistemas modificados (WCV com fundo saturado), até sistemas intensificados (WCV aerado e/ou WCV de fundo saturado com aeração forçada) (FONDER e HEADLEY, 2010; NIVALA et al, 2013; TREIN et al, 2015).

Estas variantes de projeto em WC têm conduzido a uma grande variedade de modelos e configurações dos módulos de tratamento. Muitos estudos vêm buscando obter eficiência na remoção de DBO/DQO, sólidos suspensos e, ainda, promover ambientes propícios para a nitrificação e desnitrificação simultânea, como por exemplo citam-se os WCV arranjados em diferentes configurações, tais como: (i) modelo francês, (ii) com recirculação, (iii) com ciclos de enchimento e drenagem – *Tidal Flow*, (iv) com fundo saturado, (v) aerado, (vi) com fundo saturado e aeração, (vii) com sistemas combinados, entre outros.

Os WC intensificados geralmente se enquadram entre duas categorias, quais sejam: (i) com o uso de uma fonte de energia externa para aumentar a capacidade aeróbia do sistema, empregando estratégias operacionais de recirculação do efluente submetido ao tratamento ou a

aeração forçada; (ii) com a utilização de meios filtrantes reativos (com alta capacidade de troca catiônica), visando principalmente a melhoria da remoção de fósforo e nitrogênio (Dotro et al., 2017).

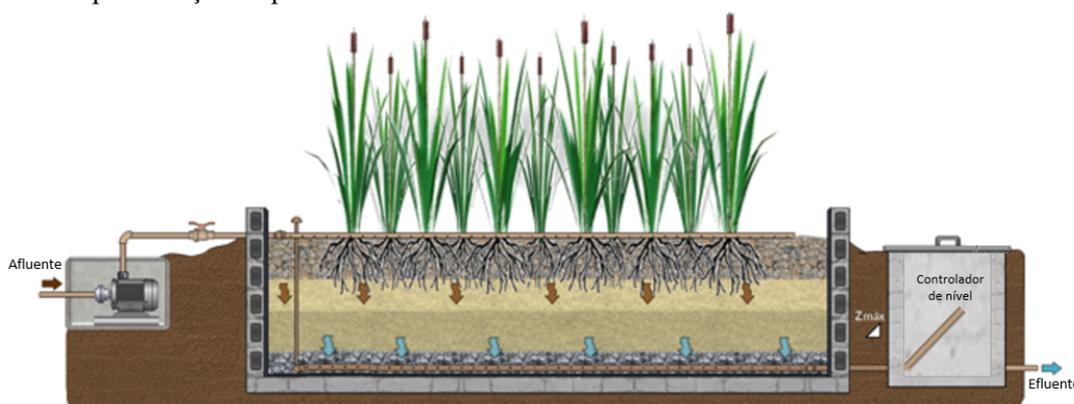
Estas modificações e/ou intensificações nos wetlands construídos requerem indução forçada de energia externa ou alterações operacionais significativas, contudo, apresentam um grande potencial relacionado à otimização de área requerida para os módulos WC, bem como permitem aumentar os carregamentos orgânicos e hidráulicos afluentes sem perda de desempenho do tratamento.

#### 4.5.1 Wetland construído vertical com fundo saturado (WCV-FS)

Esta modalidade de WC enquadra-se na categoria dos sistemas modificados, por não haver efetiva indução de energia externa para otimizar ou acelerar as transformações bioquímicas da matéria orgânica carbonácea ou nitrogênio afluentes.

Os módulos WCV com fundo saturado vem sendo empregados como uma estratégia para aumentar a remoção de nitrogênio total do esgoto submetido ao tratamento. A saturação parcial significa que a camada superior de um módulo WCV é insaturada e a camada inferior é saturada com o próprio esgoto submetido ao tratamento. A parte insaturada do sistema permanece sob condições aeróbias, o que permite uma boa nitrificação. A parte saturada do WCV permite a desnitrificação se as condições anóxicas prevalecerem e se houver matéria orgânica carbonácea suficiente, assim como uma microbiota adaptada (Dotro et al., 2017). A profundidade da zona saturada pode ser ajustada para otimizar a eficiência de tratamento (KIM et al., 2014). Na Figura 4, apresenta-se de forma esquemática, o perfil longitudinal de um WCV-FS.

Figura 4 - Representação esquemática de um wetland construído vertical com fundo saturado.



Fonte: Acervo GESAD.

De acordo com Kim et al. (2014), a remoção de amônia em zonas aeróbias de WC pode ser facilmente explicada pelo processo de nitrificação. Já os nitratos são removidos nas zonas de anoxia por desnitrificação. Quando ambos amônia e nitratos estão presentes em conjunto, o processo ANAMMOX (oxidação anaeróbia de amônia) pode ocorrer sob condições anóxicas. Este processo já foi observado em WCH e em WCV-FS por outros autores (DONG; SUN, 2007).

Payne et al. (2014) avaliaram experimentos em ensaios de colunas simulando filtros biológicos com variáveis de projeto, incluindo espécies de macrófitas e zonas saturadas. O estudo concluiu que a inclusão de uma zona saturada em filtros biológicos tem grande importância para as macrófitas, na proteção das mesmas contra a variabilidade climática, assim como, atua como um “seguro” contra a má seleção da espécie de macrófita a ser utilizada.

No Quadro 3 apresenta-se o resumo de alguns estudos utilizando WCV-FS, aplicados no tratamento de esgotos.

Quadro 3 - Estudos utilizando wetlands construídos verticais com fundo saturado considerando as condições de contorno carga orgânica aplicada e taxa hidráulica e respectivos desempenho de tratamento.

Referência	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Altura de saturação	Carga orgânica aplicada	Taxa hidráulica	Concentrações e eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
Trein (2015)	Reator anaeróbio compartimento + WCV-FS para tratamento de esgoto.	70 cm, sendo: 10 cm de brita + 50 cm de areia grossa + 10 cm de brita.	20 cm	2 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	11,6 mm/dia	DQO	157	18	88
						SST	26	3	88
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	43	3	93
Andrade (2012)	Sistema piloto – único módulo para tratamento de esgoto sintético.	95 cm, sendo: 15 cm de brita + 40 cm de areia + 40 cm de brita.	80 cm	-	126 mm/dia	DQO	301	15	95
						NTK	56	25	55
						P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	56	30	46
Prigent et al. (2013)	Filtro biológico seguido de WCV-FS de único estágio, para tratamento de esgoto doméstico.	105 cm, sendo: 40 cm de xisto expandido +15 cm de calcário + 50 cm de xisto expandido.	20 cm	293 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	380 mm/dia	DQO	977	350	64
						SST	412	98	76
		40 cm	293 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	380 mm/dia	NT	87	69	21	
					DQO	977	118	88	
					SST	412	30	93	
Kim et al. (2014)	Filtro biológico seguido de adição de cloreto férrico para precipitação de fósforo seguido de WC Francês com fundo saturado, para tratamento de esgoto sanitário + água residuária da produção de vinho.	1º estágio: 80 cm de brita (d <sub>10</sub> : 1,6 mm; d <sub>60</sub> : 3,6 mm).	40 cm	560 a 1220 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	-	SST	450	3,4	99
		2º estágio: 80 cm de areia (d <sub>10</sub> :0,16 mm; d <sub>60</sub> : 1,3 mm)	60 a 75 cm			DBO <sub>5</sub>	286	3,2	99
						DQO	794	25	97
						PT	9,5	2,8	70
						NT	71	17	76
								NTK	70
Silveira et al. (2015)	WC Francês de único estágio, para tratamento de esgoto sanitário.	70 cm, sendo: 15 cm de brita (20 - 40 mm) + 20 cm de brita (8 - 20 mm) + 35 cm de brita (2 - 6 mm)	15 cm	26 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	230 mm/dia	DQO	108	65	39
						SST	252	60	76
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	44	28	36
		25 cm	25 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	230 mm/dia	NTK	57	31	46	
					DQO	115	57	50	
					SST	261	31	88	
					N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	50	24	52	
			NTK	63	25	60			

Quadro 3 – Estudos utilizando wetlands construídos verticais com fundo saturado considerando as condições de contorno carga orgânica aplicada e taxa hidráulica e respectivos desempenho de tratamento (Continuação).

Referência	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Altura de saturação	Carga orgânica aplicada	Taxa hidráulica	Concentrações e eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
Santos et al (2016)	Coluna de areia simulando WCV-FS para tratamento de esgoto sanitário	55 cm de areia grossa	40 cm	41 g DQO/m <sup>2</sup> .dia	71,7 mm/dia	DQO	624,5	62	90
						SST	96,5	5	94,8
						NT	67,6	36,4	46,1
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	58,5	19	67,5
Saeed e Sun (2017)	Sistema piloto de WCV-FS para tratamento de esgoto sanitário	96 cm composto por palha orgânica	14 cm	-	102 e 51 mm/dia	DQO	496,5	625,1	-
			29 cm			DBO <sub>5</sub>	211	154,1	27
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	33,4	18,5	44,6
						DQO	496,5	503,1	-
			43 cm			DBO <sub>5</sub>	211	168,4	20,2
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	33,4	23,7	29
						DQO	496,5	556	-
			Pelissari et al (2017)			WCV-FS em escala real para tratamento de esgoto sanitário	79 cm composto por areia brita	20 cm	41 g DQO/m <sup>2</sup> .dia
DQO	154	17		89					
NT	52	22		58					

#### 4.5.2 Wetland construído vertical com fundo saturado aerado

Esta modalidade de WC enquadra-se na categoria dos sistemas modificados e intensificados, pois além da saturação de fundo o que caracteriza uma modificação, há uma indução de energia externa com intuito de aumentar a introdução de ar no interior do maciço filtrante, cujo objetivo refere-se à otimização ou aceleração das transformações bioquímicas da matéria orgânica carbonácea e nitrogênio afluentes.

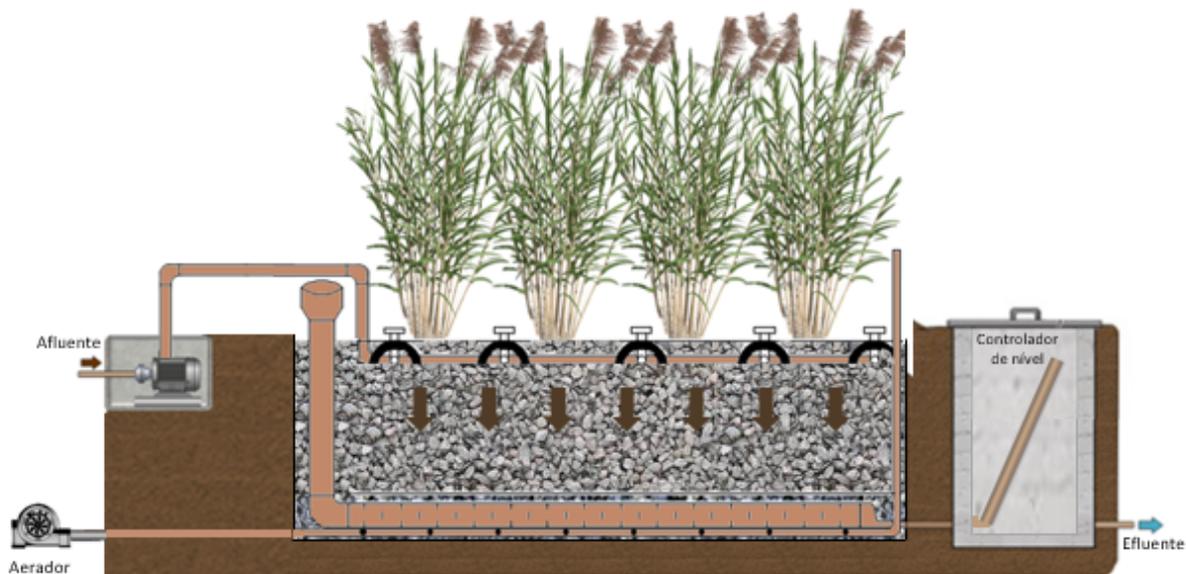
A oferta insuficiente de oxigênio é frequentemente citada como um fator limitante para a remoção de compostos carbônicos e nitrogenados em WC convencionais (MALTAIS-LANDRY et al., 2009). Na última década, os WC com aeração ganharam atenção, porque eles são capazes de melhorar a remoção dos principais poluentes, como o carbono orgânico, nitrogênio e patógenos (DONG et al., 2012; HEADLEY et al., 2013).

Quando a aeração contínua é aplicada em um WC, o ambiente aeróbio permanece dominante e altos níveis de nitrificação podem ser alcançados. No entanto, a desnitrificação subsequente é limitada devido as condições aeróbias prevalecentes (BOOG et al., 2014). O uso de aeração intermitente pode facilitar a criação de condições aeróbias e anóxicas no interior do WC, aumentando a desnitrificação e, conseqüentemente, a remoção de nitrogênio (ZHANG et al., 2010). Além disso, a aeração intermitente pode economizar custos operacionais em relação à aeração contínua (LIU et al., 2013).

Estudos recentes relatam o aumento da remoção de nitrogênio pelo uso de aeração intermitente em WC, como por exemplo, no tratamento de água de rio poluído, no tratamento de esgoto sintético, bem como, experiências em escala piloto (BOOG et al., 2014). Além disso, os WCV com aeração são adequados para uso em climas frios, proporcionam desempenho de tratamento estável durante todo o ano e são idealizados para serem menos suscetíveis à colmatação (NIVALA et al., 2007; OUELLET-PLAMONDON et al., 2006).

NIVALA et al. (2013) apresentam como um diferencial de projeto de WCV-FS com aeração, é que o esgoto afluente é aplicado na parte superior do leito e percola verticalmente para o sistema de coleta, enquanto as bolhas de ar fluem na direção oposta. Assim, o esgoto submetido ao tratamento é extremamente bem misturado, favorecendo os processos de remoção de poluentes. Na Figura 5 apresenta-se um desenho esquemático de um WCV-FS aerado.

Figura 5 - Desenho esquemático representando o wetland construído vertical de fundo saturado com aeração.



Fonte: Adaptado de Nivala et al (2013).

Boog et al. (2014) avaliaram WCV-FS com aeração contínua e aeração intermitente, e concluíram que o uso de aeração intermitente melhorou o desempenho do tratamento em relação às concentrações de nitrato e nitrogênio total. A aeração intermitente mostrou ter um menor requisito de energia do que um WCV-FS com aeração contínua, sem reduzir o desempenho do tratamento para compostos carbonáceos, além de aumentar a remoção de nitrogênio total. Observaram, ainda, que a aeração intermitente não teve um efeito significativo na hidráulica dos WCV-FS. As fases alternadas aeradas e não aeradas propiciaram ambiente onde uma comunidade microbiana mais funcionalmente diversificada pode existir, oferecendo assim vantagens em relação aos projetos convencionais de WC.

No Quadro 4 apresenta-se o resumo de dois estudos utilizando WCV-FS com aeração, aplicados no tratamento de esgotos.

Quadro 4 - Estudos utilizando wetlands construídos verticais com fundo saturado e aeração forçada considerando as condições de contorno carga orgânica aplicada e taxa hidráulica e respectivos desempenho de tratamento.

Referência	Descrição do sistema	Composição do maciço filtrante	Altura de saturação	Carga orgânica aplicada	Taxa hidráulica	Concentrações e eficiências			
						Parâmetro	Afluente (mg/L)	Efluente (mg/L)	Eficiência (%)
NIVALA et al 2013	Decanto digestor tipo tanque séptico + WCV-FS com aeração para tratamento de esgoto sanitário	0,85 m de areia grossa como principal material filtrante	Todo o maciço filtrante	22,2 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> . dia	95,1 mm/dia	DBO <sub>5</sub>	233	5	97,8
						NT	72	43,3	39,9
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	54,9	0,5	99
						N-NO <sub>x</sub>	0,3	39,2	-
BOOG et al 2014	Decanto digestor tipo tanque séptico + WCV-FS com aeração contínua para tratamento de esgoto sanitário	0,85 m de areia grossa como principal material filtrante	Todo o maciço filtrante	27,2 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> . dia	95,3 mm/dia	DBO <sub>5</sub>	283,3	5,1	98,2
						NT	78,1	39,5	49,4
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	66,8	0,6	99,1
						N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,2	33	-
BOOG et al 2014	Decanto digestor tipo tanque séptico + WCV-FS com aeração intermitente para tratamento de esgoto sanitário	0,85 m de areia grossa como principal material filtrante	Todo o maciço filtrante	27,2 g DBO <sub>5</sub> /m <sup>2</sup> . dia	95,3 mm/dia	DBO <sub>5</sub>	293,7	2,8	99,2
						NT	91,2	39,1	59,5
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	71,2	0,8	98,9
						N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,1	23,2	-

## 5 MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), em cooperação com o Centro de Pesquisas Ambientais Helmholtz (Zentrum für Umweltforschung – Leipzig, Alemanha). Ao longo do período de estudo foram avaliadas quatro diferentes modalidades de wetlands construídos para responder aos objetivos específicos da pesquisa, em duas etapas distintas (Figura 6).

Figura 6 - Etapas da pesquisa.

	<b>ETAPA I</b>	<b>ETAPA II</b>
<b>Objetos de estudo</b>	1. Wetland construído vertical 2. Wetland construído vertical com fundo saturado 3. Sistema híbrido	1. Wetland construído vertical aerado
<b>Objetivos</b>	- Avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio promovido pelas modalidades WCV e WCV-FS;  - Identificar o potencial de otimização de área superficial requerida nos WCV devido as estratégias de saturação de fundo, comparativamente aos sistemas híbridos.	- Avaliar o desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio promovido pela modalidade de WCV aerado;  - Identificar o potencial de aumento no carregamento orgânico afluente aos módulos verticais devido ao incremento de energia por meio de aeração forçada.
<b>Ações</b>	Operação, monitoramento físico-químico e microbiológico e avaliação de desempenho em sistemas em escala piloto, em campo.	Monitoramento físico-químico e microbiológico e avaliação de desempenho em sistema em escala piloto, em campo.
<b>Período avaliado</b>	3,5 anos Junho/2015 a Dezembro/2018	1 ano Janeiro/2017 a Dezembro/2017
<b>Local</b>	Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário Empregando a Ecotecnologia dos Wetlands Construídos (GESAD-UFSC/Brasil).	Estação de Pesquisa em Ecotecnologia de Langenreichenbach (Helmholtz-UFZ/Alemanha).

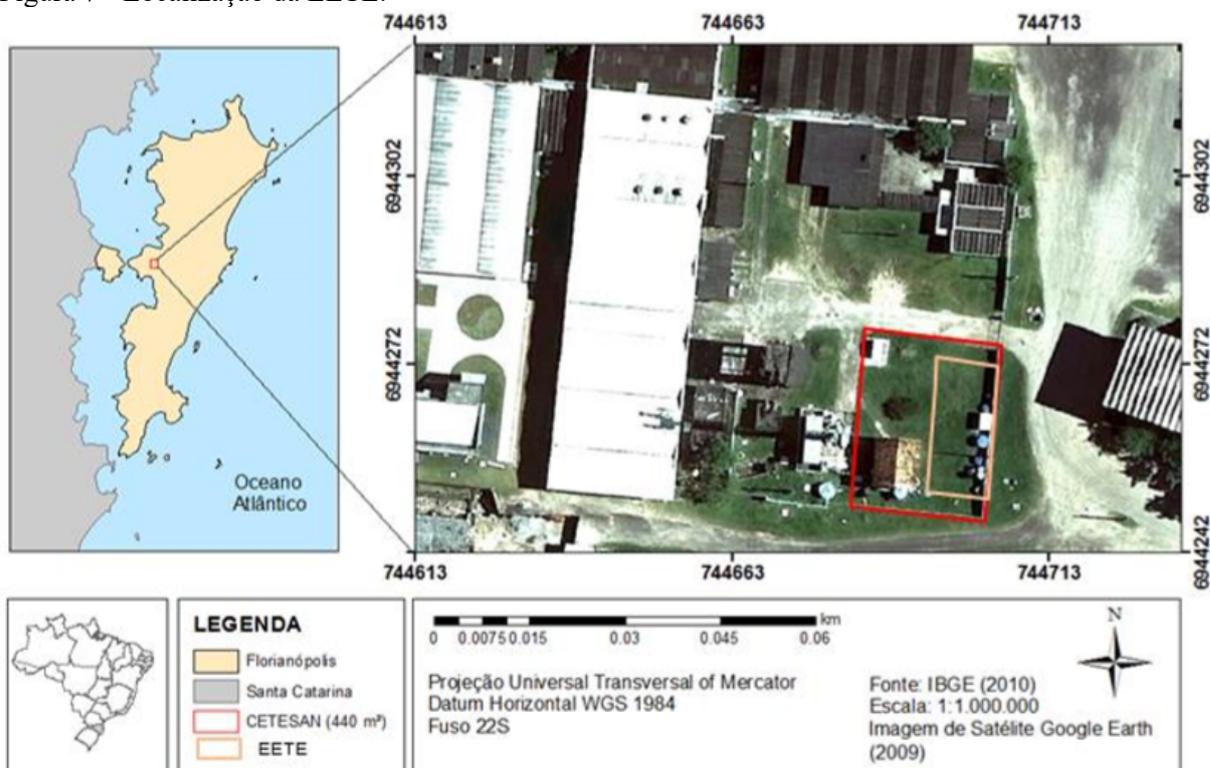
\* A Etapa II refere-se ao período de estágio de doutoramento realizado entre os meses de agosto de 2018 a fevereiro de 2019, utilizando-se dos dados experimentais avaliados ao longo de um ano completo, referente ao ano de 2017.

Cada etapa foi desenvolvida em estações experimentais diferentes, que serão descritas a seguir.

## 5.1 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO EMPREGANDO A ECOTECNOLOGIA DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS

A Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário empregando a Ecotecnologia dos Wetlands Construídos (EETE) foi implantada em 2014, junto a Central Educacional de Tratamento de Esgoto Sanitário (CETESAN), em uma área localizada dentro do Campus universitário da UFSC (Figura 7).

Figura 7 - Localização da EETE.



Fonte: Freitas (2017) adaptado por Fechine (2019).

A EETE foi composta por dois arranjos tecnológicos de WC, sendo um formado por tanque séptico (TS) seguido de um WCV-FS (arranjo tecnológico 1) e o outro constituído por TS seguido de um WCV e WCH operados em série, compondo assim um sistema híbrido de WC (arranjo tecnológico 2) (Figura 8).

Junto a um poço de visita (PV) da rede coletora de esgotos da bacia de escoamento do bairro Pantanal, em Florianópolis/SC, instalou-se uma estação elevatória para captação de esgoto afluyente para a EETE, através da utilização de uma bomba centrífuga de rotor semi-

aberto, que foi inserida dentro de uma tubulação preparada para reter sólidos grosseiros e proteger a bomba (Figura 9).

Figura 8 - Estação Experimental de Tratamento de Esgoto Sanitário empregando a Ecotecnologia dos Wetlands Construídos. (a) Layout indicando os dois arranjos tecnológicos; (b) Vista geral da estação de tratamento.

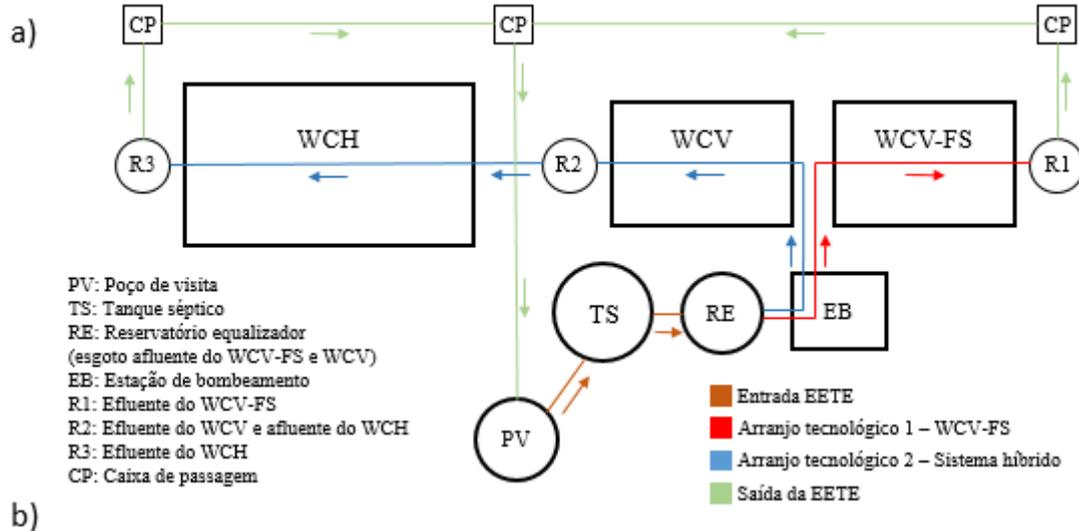


Figura 9 - Bomba centrífuga de rotor semi-aberto e tubulação que a protegia dentro do PV (à esquerda); PV (centro); Tubulação de proteção da bomba dentro do PV (à direita).



O esgoto foi recalcado intermitentemente para o tanque séptico (TS), onde o tratamento primário foi realizado. Após a passagem pelo TS, o esgoto foi encaminhado por gravidade até um reservatório equalizador (RE), que reservou esgoto para o bombeamento aos módulos de WC da EETE. A estação de bombeamento (EB) continha duas bombas em paralelo, que aplicavam o esgoto no arranjo tecnológico 1 e 2. Após o tratamento realizado pelos WC, o efluente foi encaminhado até uma caixa de passagem (CP) e descartado na própria rede coletora, à jusante do bombeamento do PV.

O TS foi dimensionado de acordo com a NBR 7229 (ABNT, 1993). Para isso, previu-se a contribuição de 5 ocupantes permanentes de residência de alto padrão e uma limpeza do lodo digerido a cada dois anos. O TS foi construído utilizando um reservatório de fibra de vidro de 3.000 L. Já o RE foi construído utilizando um reservatório de fibra de vidro de 1.000 L e recebeu o esgoto tratado pelo TS. Ele garantiu o suprimento de esgoto para as bombas na EB, que alimentavam os sistemas de WC (Figura 10).

Figura 10 - Percurso do esgoto sanitário bruto desde o PV até a EB (à esquerda); interior do tanque séptico (à direita).



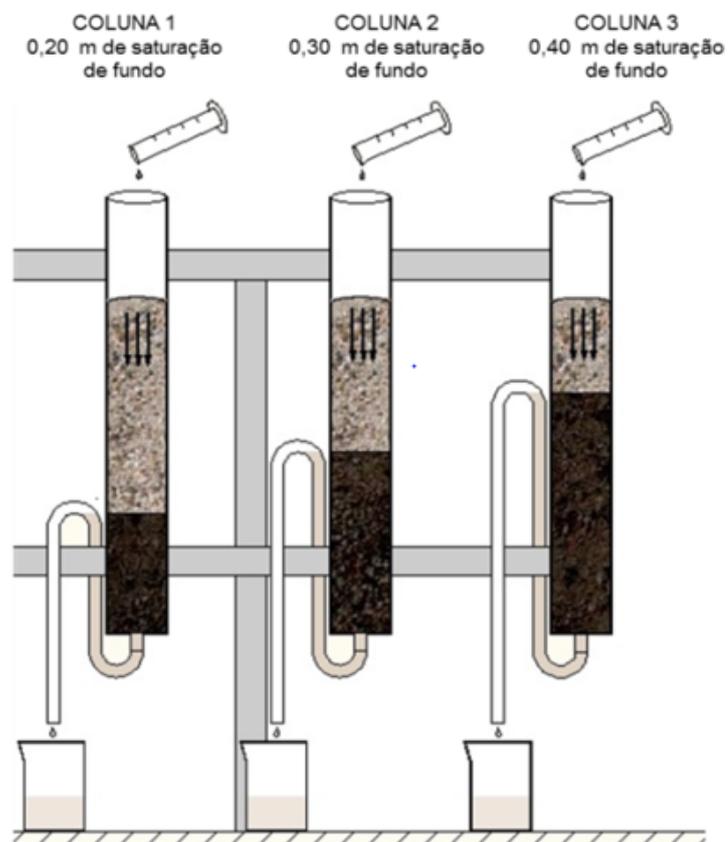
Os reservatórios de passagem R1, R2 e R3, instalados após os três wetlands possuíam 500 L respectivamente. Estes reservatórios não acumulavam esgoto, sendo utilizados somente para operação do sistema. Neles foram inseridos aparatos de medição de vazão e controle de saturação do WCV-FS e WCH.

### 5.1.1 Arranjo tecnológico 1 – Wetland construído vertical com fundo saturado

#### 5.1.1.1 Determinação de parâmetros de projeto para o wetland construído vertical com fundo saturado

Para entender a influência da altura da saturação de fundo no desempenho de tratamento em um WCV-FS, foi conduzido um estudo em escala de bancada, utilizando três colunas de areia, cada qual com diâmetro de 150 mm (área superficial de 0,007238 m<sup>2</sup>; volume de 4x10<sup>-3</sup> m<sup>3</sup>), as quais simularam o perfil vertical de um WCV-FS (Figura 11). As colunas foram preenchidas com areia como material filtrante ( $d_{10} = 0,3$  mm e  $C_u = 6,2$ ), e possuíam uma profundidade de 55 cm. Cada coluna (coluna 1, 2 e 3) operou com diferentes alturas de saturação de fundo: Coluna 1 - 0,20 m de saturação; coluna 2 - 0,30 m de saturação e coluna 3 - 0,40 m de saturação de fundo. Estas colunas não foram plantadas, pois o foco do estudo esteve vinculado com a compreensão da influência da saturação de fundo no processo de tratamento (SANTOS, 2016).

Figura 11 - Esquema representando as colunas de areia com fundo saturado simulando o perfil vertical de um wetland construído vertical de fundo saturado.



Fonte: Santos (2016).

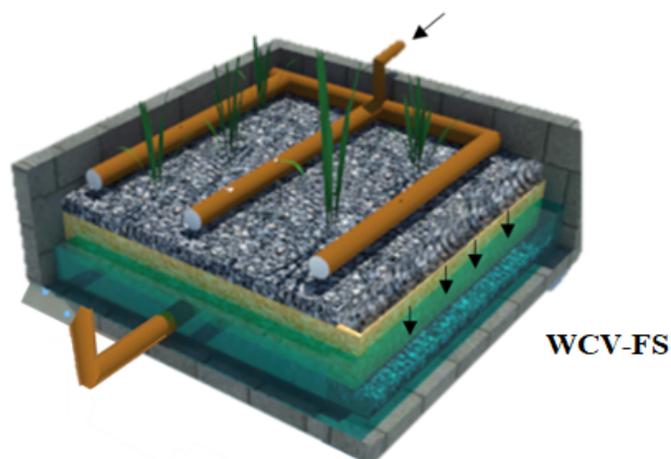
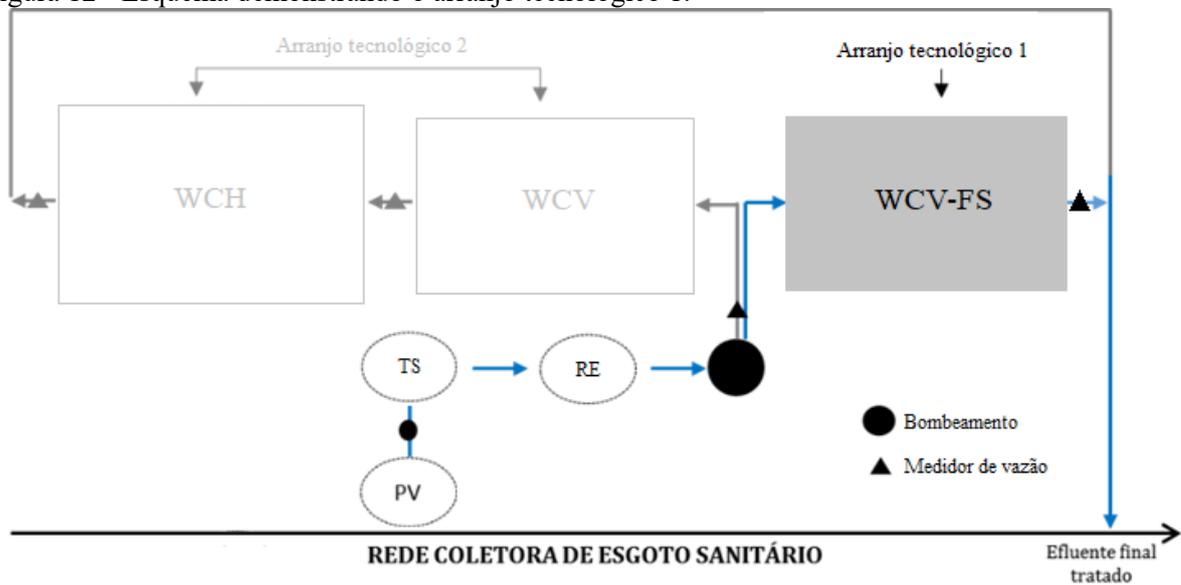
As colunas foram alimentadas com esgoto sanitário proveniente da mesma rede coletora de esgoto utilizada na EETE. A alimentação das colunas foi realizada de forma intermitente, três vezes ao dia (9h, 13h e 17h), três dias por semana (terças, quartas e quintas-feiras), por um período total de 210 dias. A carga orgânica aplicada foi fixa durante todo o período de estudo, sendo 41 g DQO/m<sup>2</sup>.dia conforme recomendações de Sezerino (2006). Para manter o carregamento orgânico fixo, a taxa hidráulica, ou seja, o volume de esgoto aplicado, foi variável ao longo das semanas.

Diversos parâmetros físico-químicos foram avaliados, como pH, alcalinidade, SST, DQO, NT, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> e P-PO<sub>4</sub><sup>-3</sup>, porém, como os resultados observados de NT foram os que apresentaram maior diferença entre as colunas, então, como tomada de decisão, foi escolhido este o parâmetro para determinar a saturação de fundo. Verificou-se uma eficiência de remoção média de 15%, 36% e 46% para as colunas com 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação de fundo, respectivamente. Com o aumento das alturas de saturação de fundo houve o aumento progressivo de remoção de nitrogênio total. Por outro lado, com o aumento da saturação de fundo as eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal diminuíram. Sob uma carga média de 4 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.dia, os valores de remoção de nitrogênio amoniacal foram de 79%, 77% e 68%, respectivamente, para as colunas de 0,20 m, 0,30 m e 0,40 m de saturação de fundo. Além disso, a partir da 9<sup>a</sup> semana de operação, as concentrações efluentes começaram a diminuir gradativamente. Infere-se que o aumento das eficiências de remoção de nitrogênio amoniacal possa estar relacionado com a estabilização de comunidades bacterianas atuantes nas transformações de nitrogênio. A nitrificação foi evidente em todas as colunas, devido à formação de nitrogênio nitrato no efluente final, bem como o consumo da alcalinidade. Esse processo pode ter sido favorecido pela disponibilidade de oxigênio, propiciada pelo regime de alimentação intermitente, que permitiu a efetiva transferência de oxigênio ao maciço filtrante e ao estabelecimento de biofilme nitrificante. Após a 9<sup>a</sup> semana de operação, identificou-se o decaimento das concentrações de nitrogênio nitrato, principalmente na coluna que operou com saturação de fundo de 0,40 m, o que pode indicar indícios de desnitrificação, dado que foi a coluna que apresentou as menores concentrações de nitrogênio oxidado no efluente final. Com base nesses resultados, escolheu-se a saturação de fundo de 40 cm para aplicar no wetland construído vertical em escala piloto na EETE.

### 5.1.1.2 Wetland construído vertical com fundo saturado

O arranjo tecnológico 1 foi composto por TS e um wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS). Após o WCV-FS, um reservatório de passagem foi inserido com a finalidade de coleta de esgoto para análises de qualidade, a inserção de controlador do nível de saturação e instrumento de medição de vazão. Posteriormente ao tratamento do efluente, o mesmo retornou para a rede coletora em um ponto a montante da coleta do esgoto bruto (Figura 12).

Figura 12 - Esquema demonstrando o arranjo tecnológico 1.



O WCV-FS teve a altura de saturação de fundo fixada em 0,40 m, conforme recomendações de Santos (2016), e o mesmo foi dimensionado para operar sob um carregamento orgânico médio de 41 g DQO/m<sup>2</sup>.dia, conforme estabelecido por Sezerino (2006).

Além disso, idealizou-se para cada arranjo tecnológico o atendimento de uma contribuição representativa de esgotos produzidos por uma residência unifamiliar de alto padrão de até 5 pessoas (160 L/dia por pessoa, ou seja, 800 L/dia). A alimentação foi realizada de forma intermitente com ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias e bombeamento de 3 a 4 pulsos/dia (Quadro 5). De junho de 2015 a março de 2017 cada pulso teve um volume aproximado de 150 L, com um intervalo de alimentação de 3 horas, conforme recomendações de Platzer (1999) e Sezerino (2006). Durante este período verificou-se o decaimento da concentração de DQO do esgoto afluyente à EETE, sendo necessário aumentar o volume de aplicação para manter o carregamento orgânico médio projetado. A partir de março de 2017 cada pulso passou a ter um volume aproximado de 192 L.

Quadro 5 - Regime hidráulico projetado para os wetlands construídos verticais componentes da EETE.

	Dom	Seg	Ter	Qua	Qui	Sex	Sáb
Horário de aplicação		-	8 h	8 h	8 h		
	Repouso	11 h	11 h	11 h	11 h	Repouso	Repouso
		14 h	14 h	14 h	14 h		
		17 h	17 h	17 h	-		

No Quadro 6 estão sumarizados os principais parâmetros de projeto utilizados no dimensionamento do WCV-FS.

Quadro 6 - Sumário de critérios de projeto adotados para dimensionamento do wetland construído vertical de fundo saturado.

Parâmetros de projeto	WCV-FS
Carga orgânica afluyente	41 g DQO/m <sup>2</sup> .dia (Sezerino, 2006)
Taxa hidráulica	Dependente da concentração de matéria orgânica afluyente
Regime hidráulico	3 a 4 pulsos/dia (Platzer, 1999), conforme ciclos de alimentação e repouso ao longo de 3,5 dias na semana
Profundidade do maciço filtrante	0,75 m
Altura de saturação de fundo	0,40 m (SANTOS, 2015)

O WCV-FS foi construído em alvenaria, sob o solo, com dimensões internas de 2,30 m de largura x 3,30 m de comprimento x 0,83 m de profundidade e uma área superficial de 7,5 m<sup>2</sup>. Tanto o fundo quanto as paredes internas do wetland foram impermeabilizadas (Figura 13).

Figura 13 - Construção do wetland em alvenaria (à esquerda) aplicação de impermeabilizante (à direita).

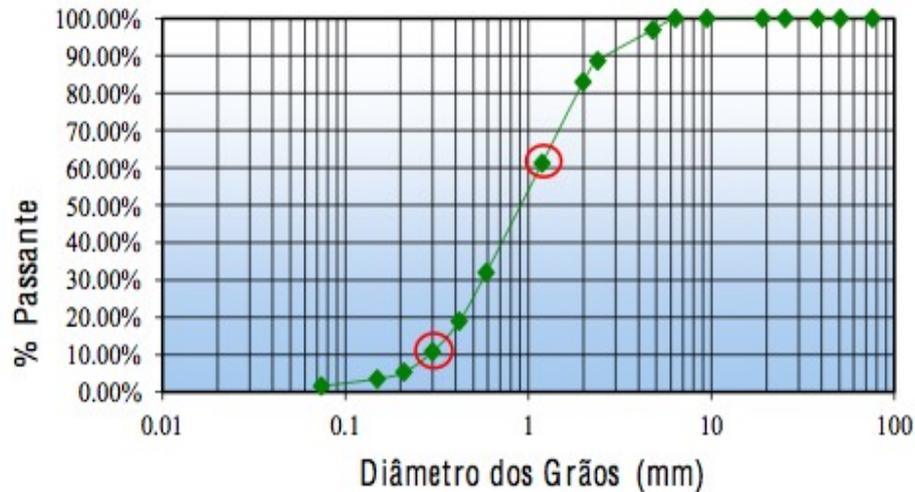


Após a construção da unidade, iniciou-se a etapa de assentamento do material filtrante. No fundo do WCV-FS foi assentada uma camada de pedra brita de 0,10 m, a qual protegeu a tubulação de coleta do esgoto tratado na unidade. Posteriormente, foi depositada uma camada de 0,62 m de areia grossa e, por fim, uma nova camada de pedra brita de 0,03 m foi disposta sobre a areia (Figura 14). A areia grossa comercial encontrada, com características mais próximas das recomendadas por Cooper et al. (1996), Platzer (1999) e Arias et al. (2001), possuía diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) de 0,29 mm e coeficiente de uniformidade (U) de 4,05 (Figura 15).

Figura 14 - Disposição das tubulações de distribuição e coleta de esgoto no WCV-FS: Drenagem (à esquerda); Alimentação (à direita).



Figura 15 - Curva granulométrica da areia comercial utilizada nos wetlands construídos componentes da EETE.



A macrófita utilizada no WCV-FS foi a *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa. As macrófitas foram retiradas do banhado próximo ao local de estudo, sendo selecionados os indivíduos que apresentavam clones nas raízes (Figura 16). A parte aérea dos indivíduos foi cortada a 0,40 m do rizoma, em um ângulo inclinado para evitar a retenção de água da chuva. No total foram transplantados 27 indivíduos, resultando numa densidade de plantio de 3,6 plantas m<sup>-2</sup> (Figura 17). O transplântio foi realizado em junho de 2015, quando deu início a operação da EETE.

Figura 16 - *Typha domingensis*: habitat natural dentro da UFSC (à esquerda); escolha das macrófitas com clones nas raízes (à direita).

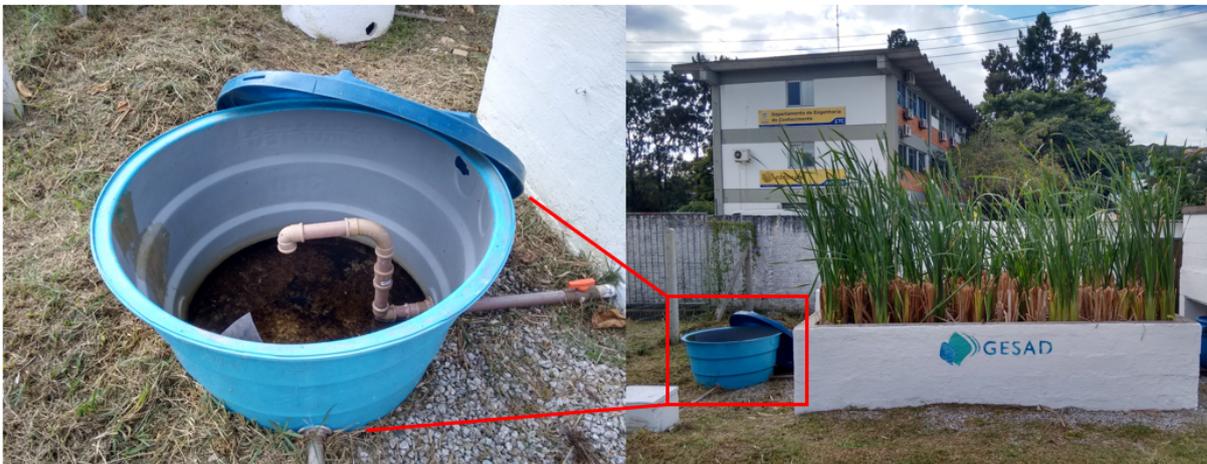


Figura 17 - WCV-FS após transplântio, em junho de 2015.



Para manter o fundo saturado, foi inserido um controlador de nível na saída do WCV-FS, correspondendo a 0,40 m de altura em relação ao fundo do wetland construído (Figura 18). Com isso, o WCV-FS permaneceu com 0,35 m de drenagem livre e 0,40 m do leito filtrante saturado com o esgoto submetido ao tratamento.

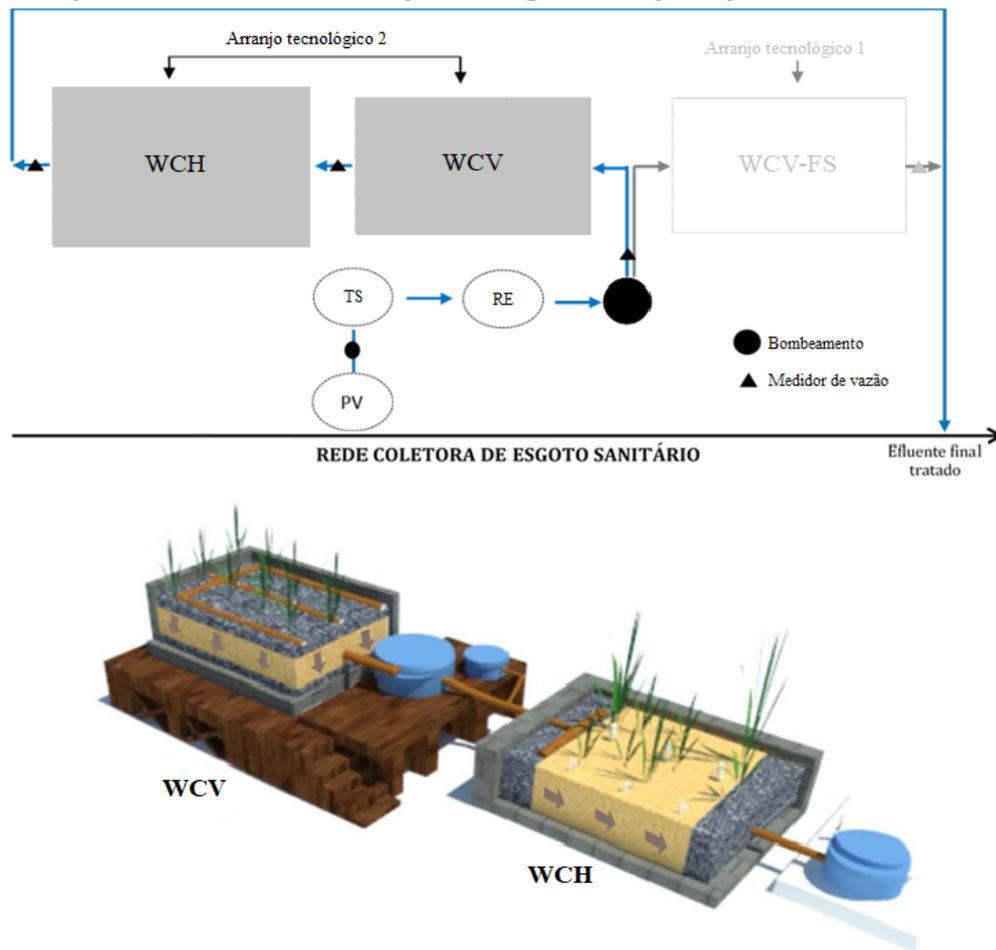
Figura 18 - Controlador de nível do WCV-FS.



### 5.1.2 Arranjo tecnológico 2 - Sistema híbrido de wetlands construídos

O arranjo tecnológico 2 foi compreendido por um sistema híbrido composto por uma unidade de WCV elevado seguido por um WCH situado no nível do terreno (Figura 19).

Figura 19 - Esquema demonstrando o arranjo tecnológico 2 composto por um sistema híbrido de WC.



O esgoto pós TS foi bombeado para a área superficial do WCV e, posteriormente, por gravidade, o esgoto seguiu para o WCH. Após cada uma das unidades de tratamento do sistema híbrido, um reservatório de passagem foi inserido com a finalidade de coleta de esgoto para análises de qualidade, a inserção de instrumentos de medição de vazão e o controle do nível de saturação no WCH.

Da mesma forma que o WCV-FS, o sistema híbrido foi projetado para receber um carregamento orgânico médio de 41 g DQO/m<sup>2</sup>.dia, idealizado para ser aplicado uma vazão diária de esgoto produzida por uma residência unifamiliar composta por até 5 pessoas (160 L/dia por pessoa), totalizando 800 L/dia, através de bombeamento com 3 a 4 pulsos/dia (Quadro 5) e ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. Da mesma forma que o WCV-FS, de junho de 2015 a março de 2017 cada pulso teve um volume aproximado de 150 L, com um intervalo de alimentação de 3 horas. Durante este período verificou-se o decaimento da concentração de DQO do esgoto afluente à EETE, sendo necessário aumentar o volume de aplicação para manter o carregamento orgânico médio projetado. A partir de março de 2017 cada pulso passou a ter um volume aproximado de 192 L.

Para o dimensionamento do WCH, a carga orgânica e hidráulica aplicada foram adotadas considerando o desempenho esperado de tratamento do WCV a montante. A alimentação do WCH foi realizada por gravidade, de forma contínua, nos dias que ocorreram alimentação do WCV.

Da mesma forma que o WCV-FS, tanto o WCV quanto o WCH foram construídos sob o solo, em alvenaria com impermeabilização interna. O WCV possuía dimensões internas construídas iguais a 2,30 m de largura x 3,30 m de comprimento x 0,81 m de profundidade e uma área superficial de 7,5 m<sup>2</sup>, enquanto que o WCH possuía dimensões internas de 3,00 m de largura x 5,30 m de comprimento x 0,83 m de profundidade e área superficial de 16 m<sup>2</sup>.

Os dois WC também foram preenchidos manualmente com brita nº 1 e areia grossa. Foram dispostas três camadas de maciço filtrante no WCV e WCH, seguindo o fluxo hidráulico, da seguinte forma: uma camada de brita junto à tubulação de distribuição de esgoto, seguida por uma camada espessa de areia grossa, finalizando com uma camada de brita junto à tubulação de coleta.

No WCV as camadas foram dispostas verticalmente. A primeira camada de brita possuía 0,05 m, seguido por 0,60 m de areia grossa. No fundo, a última camada de brita possuía também 0,05 m, onde se encontrava a tubulação de coleta, totalizando altura útil de 0,70 m (Figura 20). No WCH as camadas foram dispostas longitudinalmente. A primeira camada de brita possuía 0,50 m, seguido por 4,20 m de areia grossa, finalizando com 0,60 m de brita (Figura 21). A altura útil do WCH era de 0,60 m, sendo que 0,50 m permanecia saturado com o esgoto submetido ao tratamento. Na Figura 22 pode-se observar a tubulação (PVC de 40 mm) de alimentação do WCH, e com espaçamento entre furos de 40 cm.

Figura 20 - Disposição da tubulação de coleta de esgoto no WCV (à esquerda); cobertura do maciço filtrante com fina camada de pedra brita (à direita).



Figura 21 - Detalhes do preenchimento do material filtrante do WCH.



Após a construção e preenchimento dos wetlands com o material filtrante, foram realizados testes hidráulicos utilizando água. Durante os testes observou-se que a impermeabilização do WCV não tinha sido eficiente, pois apresentava sinais de infiltração e vazamento. Dessa forma, todo o material filtrante precisou ser retirado do wetland para proceder com uma nova forma de impermeabilização, que utilizou camadas de lona e manta geotêxtil (Figura 23).

Figura 22 - Tubulação de alimentação do WCH.



Figura 23 - Infiltração no WCV e colocação de lonas e manta geotêxtil para impermeabilização.



Da mesma forma que no WCV-FS, a macrófita utilizada nas unidades do sistema híbrido foi a *Typha domingensis*. No total foram transplantados 32 e 53 indivíduos nos WCV e WCH, respectivamente. Procurou-se seguir um distanciamento de 40 cm entre cada macrófita, resultando numa densidade de transplântio de 4,20 e 3,30 plantas/m<sup>2</sup> nos WCV e WCH, respectivamente (Figura 24).

Figura 24 - WCV (à esquerda) e WCH (à direita) após transplântio, em junho de 2015.



No Quadro 7 encontra-se sumarizado os principais parâmetros de projeto adotados para o dimensionamento do WCV e WCH.

Quadro 7 - Sumário de critérios de projeto adotados para dimensionamento do sistema híbrido.

Parâmetros de projeto	WCV	WCH
Carga orgânica afluyente	41 g DQO/m <sup>2</sup> .dia (Sezerino, 2006)	Dependente do desempenho do WCV a montante
Taxa hidráulica	Dependente da concentração de matéria orgânica afluyente	Vazão de saída do WCV
Regime hidráulico	3 a 4 pulsos d <sup>-1</sup> (Platzer, 1999), conforme ciclos de alimentação e repouso ao longo de 3,5 dias na semana	Contínua de acordo com alimentação proveniente do WCV
Profundidade do maciço filtrante	0,70 m	0,60 m
Altura de saturação de fundo	Não há	0,50 m

### 5.1.3 Manejo das macrófitas

Os procedimentos operacionais relacionados com o manejo das macrófitas foram: (i) corte regular, (ii) retirada de espécies invasoras, (iii) avaliação do crescimento foliar e (iv) produção de biomassa seca.

- Corte

O corte consistiu na remoção de fração da parte aérea das macrófitas de todo o WC, objetivando-se o estímulo de crescimento e, conseqüentemente, estimular a fitoextração de poluentes. Foram realizados de dois a quatro cortes por ano.

O corte das folhas foi realizado de forma inclinada para evitar o acúmulo de água de chuva no caule da macrófita e impedir seu crescimento. As macrófitas foram cortadas a uma distância média de 40 cm da superfície dos WC.

- Remoção de espécies invasoras

O procedimento de remoção de espécies invasoras foi realizado principalmente pelo fato dos WC em estudo possuírem objetivos científicos, uma vez que a diversidade de plantas nos WC não necessariamente está relacionada com perda de desempenho de tratamento. Neste estudo, buscou-se manter a macrófita *Typha domingensis* como a única espécie presente nos WC, a fim de se estudar a influência desta espécie no desempenho dos WC.

A remoção de espécies invasoras foi feita de forma contínua e fez parte do procedimento diário de operação dos dois arranjos tecnológicos. A remoção das plantas foi realizada de forma manual, buscando-se retirar não somente a parte aérea das plantas invasoras, mas também suas raízes, preservando, no entanto, o maciço filtrante.

- Crescimento foliar

O crescimento foliar foi avaliado através de campanhas de monitoramento durante os três primeiros anos de operação da EETE. No início de cada campanha foram selecionadas algumas macrófitas em cada um dos WC. Estes indivíduos-amostra serviram como referência para quantificar o comportamento médio de crescimento das macrófitas em cada WC.

As medições foram realizadas com frequência aproximadamente quinzenal, com auxílio de fita métrica e/ou régua graduadas.

Para cada campanha foram selecionados quatro indivíduos para monitoramento em cada WC vertical, de forma aleatória, enquanto que no WCH foram selecionados seis indivíduos, sendo dois indivíduos de cada uma das três parcelas denominadas início, meio e final (Figura 25).

Figura 25 - Divisão das parcelas início, meio e final no WCH.



Fonte: Celis (2016)

- Produção de biomassa seca

Para o monitoramento da produção de biomassa seca, realizou-se o procedimento de trituração, secagem e pesagem conforme Tedesco et al. (1995).

Primeiramente, foram selecionadas de forma aleatória macrófitas em cada WC. As mesmas foram trituradas e posteriormente levadas a uma estufa a uma temperatura de 60 °C, até atingir peso constante. A partir desta etapa, pôde-se determinar o teor de umidade de cada macrófita para então calcular-se a massa de biomassa seca de cada macrófita selecionada e, posteriormente, a produção de biomassa seca para cada WC.

#### 5.1.4 Medição de vazão afluente e efluente dos wetlands construídos

A aplicação de esgoto no WCV e no WCV-FS foi realizada através da utilização de duas bombas centrífugas (marca/modelo Eletroplas ICS 50A) acopladas cada uma a um timer digital, as quais foram responsáveis por dosar o esgoto de forma automática nas unidades, conforme condições estabelecidas em projeto. Além dos conjuntos bomba-timer, responsáveis pela aplicação do esgoto nos WC, *dataloggers* foram associados a estes conjuntos, a fim de se registrar as vazões de entrada nos WC verticais (Figura 26).

Para garantir a precisão das informações das vazões de entrada, foram realizadas aferições de vazão de cada bomba, quinzenalmente, através da utilização de aparato volumétrico e cronômetro (Figura 27).

Figura 26 - Bombas centrífugas utilizadas para alimentação dos dois WC verticais com seus respectivos *timers* e *dataloggers*.



Figura 27 - Aparatos para medição de vazões afluentes aos WCV-FS (à esquerda) e WCV (à direita).



Para os registros das vazões efluentes, três equipamentos basculantes (Figura 28) foram desenvolvidos para contabilizar o volume efluente do WCV, WCV-FS e WCH, instalados dentro dos reservatórios de saída de cada WC. Cada equipamento, após atingir um volume conhecido dentro de sua cuba volumétrica, basculavam e descartavam o efluente dentro dos reservatórios, retornando instantaneamente para sua posição inicial, devido a um contrapeso acoplado à unidade. Nestes equipamentos foram acoplados contadores digitais que contabilizaram o número de basculadas ao longo do dia e, também, a data e o horário de cada basculada. Essas informações também foram registradas em *dataloggers*.

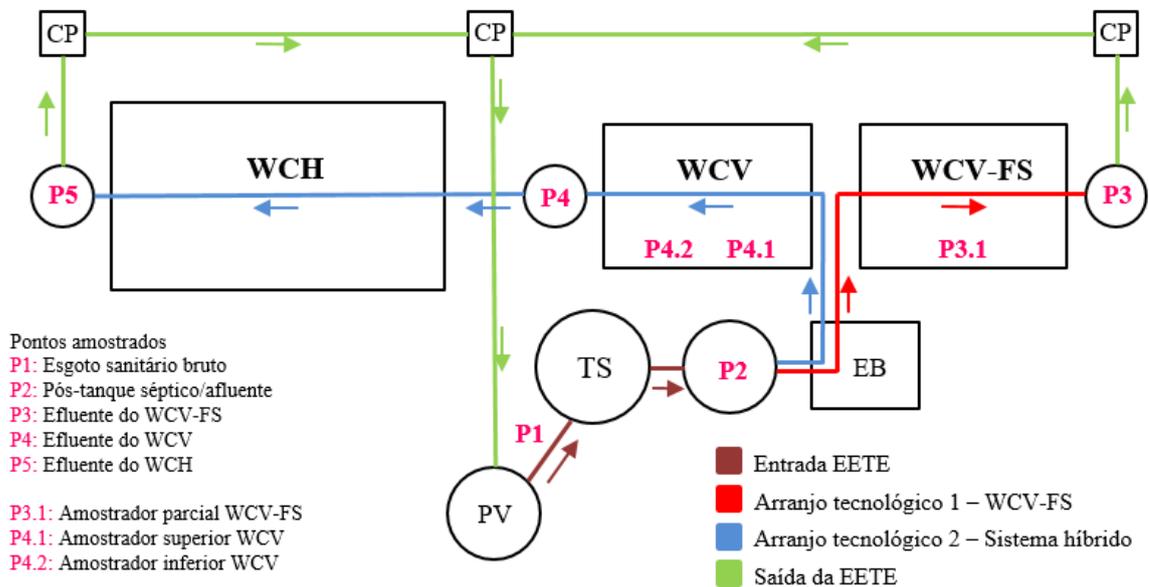
Figura 28 - Equipamento basculante utilizado para aferir vazão efluente dos WC da EETE.



### 5.1.5 Monitoramento da Estação Experimental

A caracterização físico química e bacteriológica do esgoto afluente e efluente de cada unidade de WC estudado na EETE teve início em junho de 2015, e se estendeu até dezembro de 2018. As coletas das amostras foram realizadas em sua grande maioria com frequência quinzenal, sempre no período da manhã, no momento da alimentação dos wetlands às 8h. Os principais pontos amostrados foram: efluente do decanto digestor ou afluente dos WCV e WCV-FS, efluente do WCV, efluente do WCV-FS e efluente do WCH (Figura 29).

Figura 29 - Pontos amostrados na Estação Experimental do GESAD.



Como a maioria dos estudos sobre tratamento de WC é limitada aos relatos de dados de qualidade de entrada e saída dos sistemas, isto é, em grande parte devido ao fato de que os sistemas de escala de laboratório são muitas vezes muito pequenos para que os pontos de amostragem internos sejam construídos de forma realista e porque os sistemas em escala real raramente são construídos com pesquisa e amostragem interna em mente, para as unidades estudadas da EETE, além da coleta de amostras das entradas e saídas, também foram coletadas amostras parciais localizadas na porções intermediárias do maciço filtrante do WCV e do WCV-FS. Os amostradores parciais foram construídos em tubulação de PVC de DN 150 cortadas ao meio, preenchidos com pedra brita (Figura 30 e Figura 31), com adaptações do modelo de Nivala et al. (2013). Estas estruturas permitiram coletas de amostras parciais para um conhecimento mais preciso das propriedades do tratamento realizado ao longo do escoamento do esgoto no interior do WC verticais. Para a coleta de amostras parciais, aplicou-

se esgoto com um balde diretamente sob o ponto onde situavam-se os amostradores e a coleta era feita por gravidade ao se abrir o registro na lateral da unidade.

Figura 30 - Amostradores parciais do WCV durante preenchimento do material filtrante da unidade e indicação dos locais de coletas das amostras parciais, na parte externa do wetland.



Figura 31 - Amostrador parcial do WCV-FS durante preenchimento do material filtrante da unidade e indicação do local de coleta da amostra parcial, na parte externa do wetland.



Os parâmetros analisados nos pontos amostrados da Estação Experimental do GESAD, juntamente com a metodologia empregada encontram-se descritos no Quadro 8.

Quadro 8 - Parâmetros avaliados e metodologias empregadas.

Parâmetro	Metodologia Empregada
pH	Direto, potenciométrico (APHA, 2005)
Alcalinidade	Método titulométrico (APHA, 2005)
DBO <sub>5</sub>	Método manométrico (APHA, 2005)
DQO	Refluxo fechado (APHA, 2005)
SST	Método gravimétrico (APHA, 2005)
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Método colorimétrico ácido vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998)
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Método colorimétrico de Nessler (Vogel, 1981)
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Método colorimétrico alfa-naftilamina (APHA, 1998)
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Método colorimétrico ácido salicílico (CATALDO, et al. 1975)
NT	Digestão de persulfato – kit HACH (APHA, 2005)
Coliformes totais	Substrato cromogênico – Colilert®
<i>E. coli</i>	Substrato cromogênico – Colilert®

## 5.2 ESTAÇÃO EXPERIMENTAL DE LANGENREICHENBACH, ALEMANHA

A segunda etapa da pesquisa foi desenvolvida na Estação de Pesquisa em Ecotecnologia de Langenreichenbach, em Leipzig, na Alemanha. A estação experimental, construída em 2009 e operada a partir de 2010, continha 15 módulos de tratamento, em escala

piloto, de oito projetos diferentes ou variantes operacionais, sendo um destes sistemas, o wetland construído vertical aerado (WCV-A), objeto de estudo desta pesquisa (Figura 32).

Figura 32 - Estação de Pesquisa em Ecotecnologia de Langenreichenbach – Alemanha, com destaque para o WCV-A.



Fonte: Adaptado de Nivala et al. (2013).

A Estação de Pesquisa estava localizada ao lado da estação de tratamento de esgotos sanitários de Langenreichenbach, permitindo que todos os sistemas recebessem esgoto sanitário real. Antes do esgoto sanitário ser aplicado nos wetlands construídos, o mesmo passava por tratamento primário realizado por decanto digestor tipo tanque séptico.

Duas bombas submersíveis alimentavam os wetlands a partir da estação de bombeamento. Antes de alimentar os sistemas, o esgoto passava por dentro do container onde o encaminhamento para cada wetland era realizado através de válvulas pneumáticas controladas por computador. Dentro do container também era realizada automaticamente a medição de vazão afluente através de equipamento eletromagnético.

O WCV-A era alimentado com uma vazão de 576 L/dia, todos os dias da semana, sem repouso. Esse volume era dividido em 24 pulsos por dia, ou seja, a cada hora o wetland recebia um volume de 24 L, onde o pulso durava aproximadamente um minuto, numa vazão de 0,4 L/s.

O efluente após tratamento retornava por gravidade ao container central, onde novamente era realizada a medição de vazão diária, dessa vez com medidor volumétrico calibrado em 10 L, antes de ser encaminhado para a estação de tratamento de efluentes adjacente. Os dados de vazão de entrada e saída eram registrados no computador da central de

controle. Para este trabalho foram realizadas análises apenas nas amostras de entrada e saída do WCV-A, que também eram coletadas dentro do container (Figura 33).

Figura 33 - Coleta de amostras na estação experimental de Langenreichenbach, Alemanha.

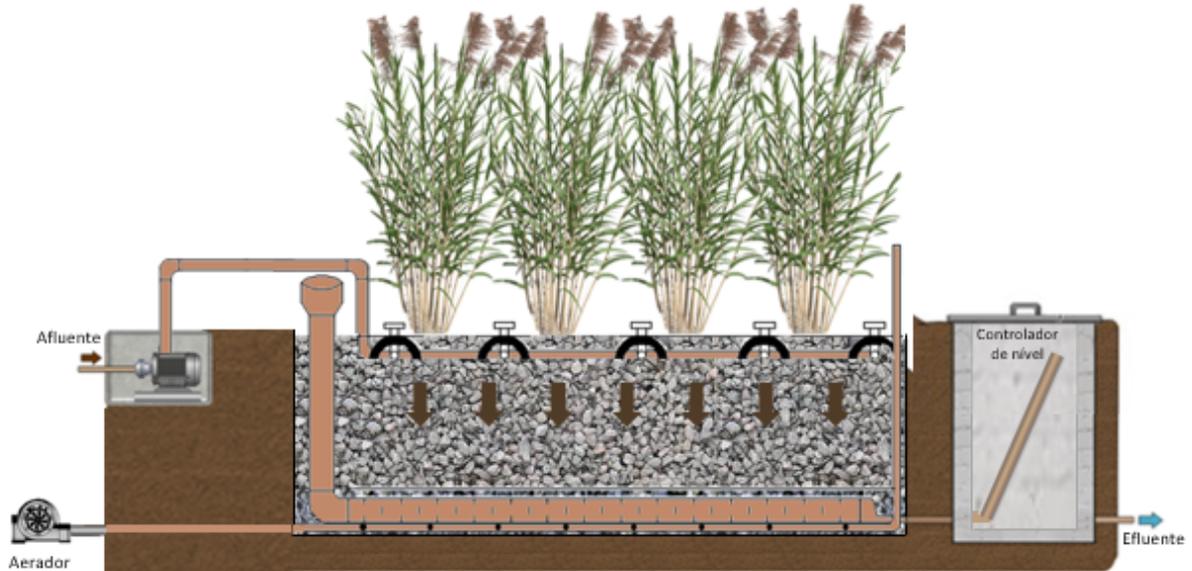


O WCV-A possuía dimensões internas de 2,25 m de largura x 2,75 m de comprimento x 0,85 m de profundidade e uma área superficial de 6,2 m<sup>2</sup>. Tinha como material filtrante pedra brita (8 – 16 mm), era saturado e foi plantado com *Phragmites australis*, numa densidade de 5 plantas/m<sup>2</sup>.

O WCV-A possuía aeração constante, desde 2010, realizada através de uma rede de tubos de irrigação instalados ao longo do fundo do wetland. As vazões de aeração mudaram ao longo dos anos, sendo de 1600 L/h durante o período avaliado neste estudo.

Detalhes das tubulações de alimentação, drenagem e aeração podem ser verificados no esquema da Figura 34.

Figura 34 - Esquema do WCV-A com detalhes das tubulações de alimentação, drenagem e aeração.



### 5.3 ANÁLISE DE CUSTO

A estimativa de custos teve como objetivo realizar uma análise comparativa a partir do requerimento de área necessária, custos de implantação e custos de energia para operação entre diferentes modalidades de wetlands construídos que promovem nível secundário e/ou superior de tratamento de esgoto sanitário, quais foram: wetland construído vertical (WCV), wetland construído vertical com fundo saturado (WCV-FS), sistema híbrido (WCV+WCH) e wetland construído vertical aerado (WCV-A). A estimativa de custos foi realizada de forma simplificada e teve como referência o trabalho de Schroeder (2019) que fez avaliação comparativa entre wetlands construídos, filtro de área e filtro anaeróbico como alternativas ao tratamento descentralizado de esgoto sanitário.

As quatro modalidades analisadas neste estudo exigem uma unidade de tratamento primário a montante, a qual pode ser realizado por um tanque séptico. Porém as unidades de tanque séptico, tanques equalizadores e dispositivos controladores de nível e de acionamento de bombeamento a montante das unidades de WC não foram considerados nas estimativas de custos, da mesma forma que caixas de passagem, equipamentos de medição de vazão e tubulações a jusante também não foram considerados.

As quatro modalidades tiveram seus custos estimados considerando a realidade de mercado brasileira. Para a obtenção dos valores em moeda corrente, utilizou-se de dados do Sistema Nacional de Preços e Índices para a Construção Civil (SINAPI) referente ao mês de

julho de 2019, para Santa Catarina. Quando os itens não constavam nas bases de dados utilizadas, foram realizados orçamentos em lojas que possuíam o material em questão.

Ressalta-se que as quatro modalidades de WC avaliadas neste trabalho foram construídas em estações experimentais com características diferentes. As três modalidades estudadas na EETE do Brasil (WCV, WCV-FS e sistema híbrido WCV+WCH) foram construídas em alvenaria e acima do terreno, pois além do terreno utilizado para a construção da EETE ter nível rebaixado empoçando frequentemente águas de chuvas, podendo interferir negativamente na impermeabilização das unidades, possuíam também como objetivo servir como uma EETE escola, onde era atrativo manter a visibilidade das unidades com o propósito de melhor entendimento das estruturas e dimensões de WC em escala piloto/real. Já o WCV-A da estação experimental da Alemanha foi construído enterrado no terreno. Com base nisso, optou-se por estimar os custos de implantação dos WC considerando que todas as unidades tenham sido construídas enterradas no terreno, usando lona e manta geotêxtil para impermeabilização, uma vez que essa é a maneira comumente praticada na construção de WC em escala real.

- Requerimento de área:

Considerou-se apenas a área de projeto de cada modalidade sem o acréscimo de área para circulação, entre outros. Observa-se que, como as três modalidades operadas na EETE possuem regime de alimentação de 3,5 dias/semana, para nível de comparação com o WCV-A que opera em regime de alimentação de 7 dias/semana, o WCV, WCV-FS e WC híbrido tiveram suas áreas duplicadas.

- Custo para implantação:

Considerou-se os custos para a compra dos materiais e equipamentos necessários para a construção de cada unidade de WC, o maquinário demandado e a mão de obra requerida (Equação 1). Para facilitar a estimativa de custos, o sistema híbrido foi desmembrado em WCV e WCH e na sequência tiveram seus custos somados. Ressalta-se que, para a estimativa de custos de implantação, também foi considerado regime de alimentação de 7 dias/semana, ou seja, as áreas e volumes correspondentes aos parâmetros do WCV-FS, WCV e sistema híbrido também tiveram seus valores duplicados. Na Tabela 1 apresentam-se os itens que compõem os custos de implantação.

$$CI = MAT + EQU + INS + MAQ + MAO$$

(Equação 1)

Onde:

CI: Custo estimado para implantação (R\$);

MAT: Custo da aquisição de materiais (R\$);

EQU: Custo da aquisição de equipamentos (R\$);

INS: Custo da instalação de equipamentos (R\$);

MAQ: Custo do serviço de maquinário (R\$);

MAO: Custo da mão de obra (R\$).

Tabela 1 - Itens que compõem os custos de implantação.

Itens para levantamento de custos		WCV-FS	WCV	Híbrido	WCV-A
<b>Materiais</b>	Tubulações	✓	✓	✓	✓
	Acessórios para conexão	✓	✓	✓	✓
	Mangueiras para aeração				✓
	Material filtrante	✓	✓	✓	✓
	Plantas	✓	✓	✓	✓
	Lona	✓	✓	✓	✓
	Manta geotêxtil	✓	✓	✓	✓
<b>Equipamentos</b>	Bomba submersível	✓	✓	✓	✓
	Aerador				✓
<b>Serviços</b>	Mão de obra (pedreiro e servente)	✓	✓	✓	✓
	Instalação de equipamentos	✓	✓	✓	✓
<b>Maquinário</b>	Retroescavadeira	✓	✓	✓	✓

Fonte: Adaptado de Schroeder (2019).

- Custo de energia para aeração:

Para a estimativa simplificada de custos mensais de energia elétrica para aeração do WCV-A, considerou-se o tempo de funcionamento do equipamento aerador, o consumo energético do equipamento e a tarifa residencial convencional de energia elétrica em Santa Catarina no ano de 2019, desconsiderando taxas e impostos (Equação 2).

$$CEE = \frac{TA \times PE \times QD}{1000} \times TRC$$

(Equação 2)

Onde:

CEE: Custo estimado de energia elétrica (R\$/mês);

TA: Tempo de funcionamento do equipamento por dia (hora/dia);

PE: Potência do equipamento (W);

QD: Quantidade de dias por mês (dias/mês);

TRC: Tarifa residencial convencional de energia elétrica de Santa Catarina (R\$ 0,52049/kWh)

## 6 RESULTADOS

Em relação aos dados obtidos nas duas estações experimentais estudadas, apresentam-se os resultados em quatro etapas, quais sejam: (i) referente à qualidade do esgoto sanitário bruto e a eficiência do tratamento primário realizado por decanto digestor do tipo tanque séptico, em que o efluente foi utilizado como afluente aos wetlands construídos na estação experimental no Brasil; (ii) referente ao tratamento realizado por wetland construído vertical modificado com fundo saturado, comparado a um wetland construído vertical clássico, monitorados continuamente por três anos e meio no Brasil; (iii) referente ao tratamento realizado por outras duas diferentes modalidades de wetlands construídos: um sistema híbrido composto por wetland construído vertical seguido de wetland construído horizontal, também monitorado continuamente por três anos e meio na estação experimental no Brasil, e referente ao tratamento realizado por um wetland construído vertical aerado, monitorado ao longo de um ano, na estação experimental na Alemanha e (iv) referente às relativizações entre as quatro modalidades de wetlands construídos estudadas, de acordo com suas potencialidades de usos.

### 6.1 ESGOTO SANITÁRIO BRUTO E TANQUE SÉPTICO

O esgoto sanitário bruto utilizado na EETE foi derivado da rede coletora de esgoto sanitário da bacia de escoamento do bairro Pantanal (Florianópolis-SC), e apresenta características variáveis conforme podem ser visualizadas na Tabela 12, do Apêndice A. As amostras foram coletadas de junho de 2015, quando houve o início da operação e monitoramento da estação experimental, até março de 2017, quando modificações foram realizadas na estação experimental e decidiu-se que não era necessário permanecer com coletas periódicas deste ponto amostral.

Na Tabela 2 apresenta-se um comparativo entre as características do esgoto sanitário real utilizado nessa pesquisa com as características físico-químicas típicas de esgotos sanitários encontradas na literatura. Observa-se que, referente a matéria orgânica (DQO e  $DBO_5$ ), o esgoto sanitário utilizado está dentro das faixas típicas esperadas. Porém, as características diferem principalmente em relação ao SST, que possui valor inferior à faixa, demonstrando ser mais diluído que o esgoto sanitário comumente produzido, e em relação aos nutrientes (NT,  $N-NH_4^+$  e  $P-PO_4^{3-}$ ) que possuem valores acima do esperado. Estes valores superiores podem ser explicados devido às características específicas da bacia de escoamento do bairro Pantanal, que

é composta por muitos estabelecimentos de prestação de serviços, como restaurantes e lavanderias, por exemplo.

Tabela 2 - Características médias do esgoto sanitário bruto afluente a EETE em comparação aos valores típicos relatados na literatura.

Parâmetro	Unidade	Esgoto sanitário bruto	
		Valores médios medidos	Faixa de valores relatados na literatura <sup>1</sup>
pH	-	7,9	6,7 - 8,0
Alcalinidade	mg CaCO <sub>3</sub> /L	320	100 - 250
SST	mg/L	142	200 - 450
DQO	mg/L	703	450 - 800
DBO <sub>5</sub>	mg/L	338	250 - 400
NT	mg/L	118	35 - 60
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	mg/L	99	20 - 35
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	mg/L	~ 0	~ 0
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	mg/L	~ 0	~ 0
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	mg/L	34	3 - 9

<sup>1</sup> Von Sperling (2014).

Diferentemente do ponto amostral de esgoto sanitário bruto, as amostras pós-TS foram coletadas desde o início da operação da estação experimental até dezembro de 2018, período de dados considerado neste trabalho. Considera-se o efluente do TS como afluente aos WC e a estatística descritiva dos dados pode ser visualizada na Tabela 13, do Apêndice A.

De acordo com ANDRADE NETO (1999), a eficiência de um TS depende de vários fatores, principalmente: carga orgânica, carga hidráulica, geometria, compartimentos e arranjos das câmaras, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação. Portanto, a eficiência varia bastante em função de cada projeto, sendo de 40% a 70% na remoção de DBO ou DQO e 50 a 80% na remoção de sólidos suspensos. O TS projetado para a estação experimental apresentou remoção de 64,6% para SST, 35,2% para DQO, 15,5% para DBO<sub>5</sub>, 30,7% para NT, 23,4% para nitrogênio amoniacal e 3,8% para fósforo ortofosfato (Figura 35). O desempenho de remoção de SST para o período avaliado esteve dentro da faixa esperada, favorecendo a utilização de WC para tratamento secundário do esgoto, de tal forma que o esgoto afluente aos módulos não provocasse precocemente a colmatação do material filtrante.

Mesmo não sendo o objetivo do tratamento primário, houve remoção de 30,7% de NT, através da deposição desse poluente no lodo do TS, contribuindo significativamente para a

remoção global de nitrogênio na estação experimental. A Figura 36 apresenta as frações nitrogenadas do esgoto sanitário bruto e após passagem pelo TS. Ressalta-se que o nitrogênio orgânico foi estimado através da subtração de  $\text{N-NH}_4^+$  e  $\text{NO}_x$  do NT.

Figura 35 - Remoção média de poluentes presentes no esgoto sanitário bruto após o emprego do tanque séptico.

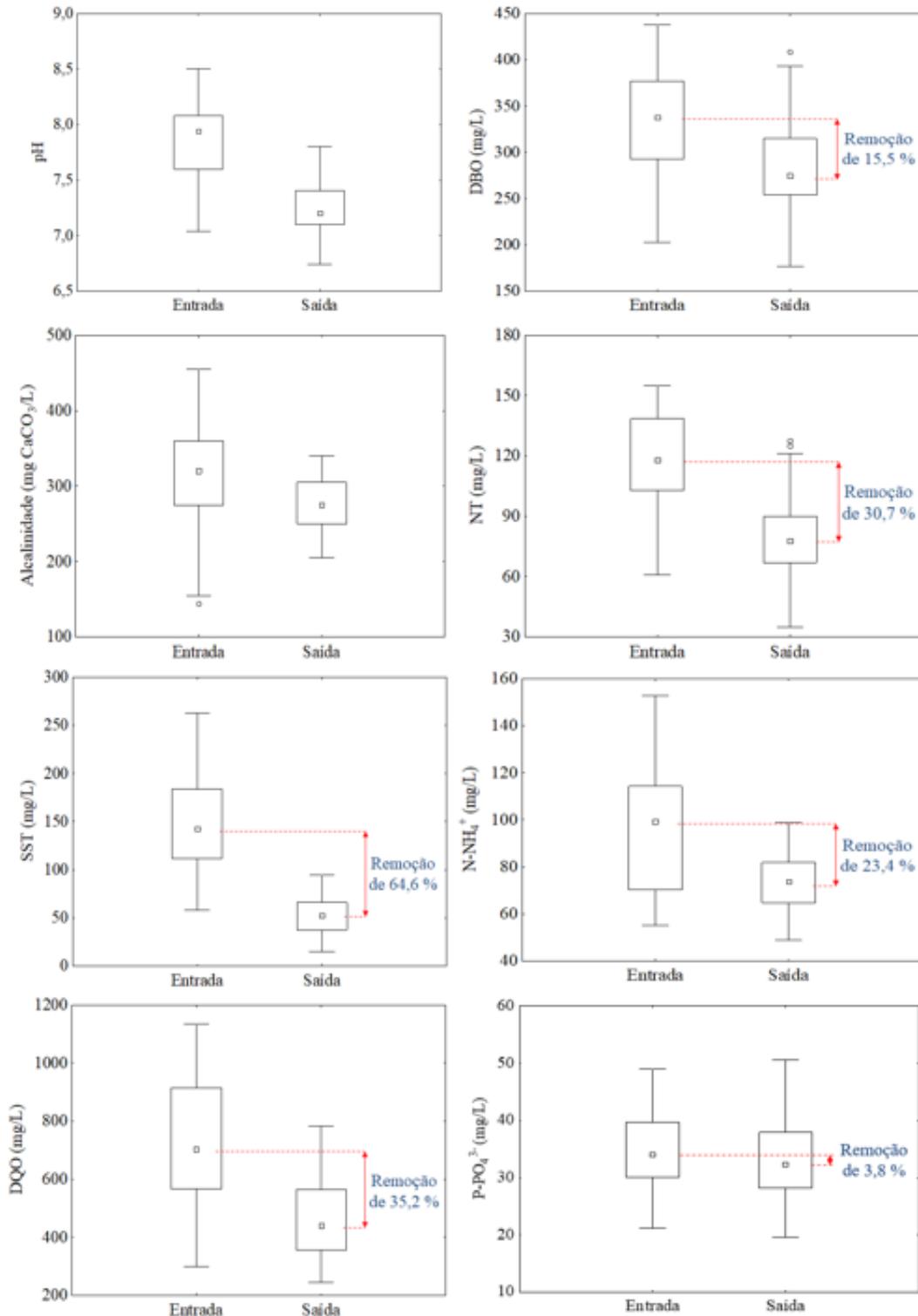
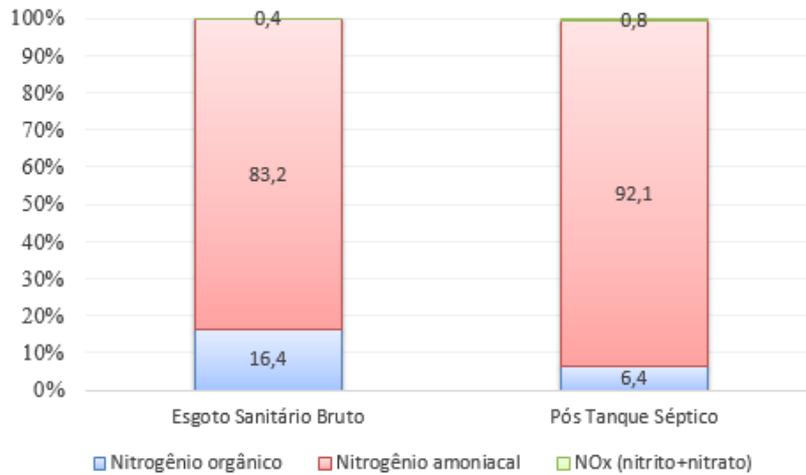
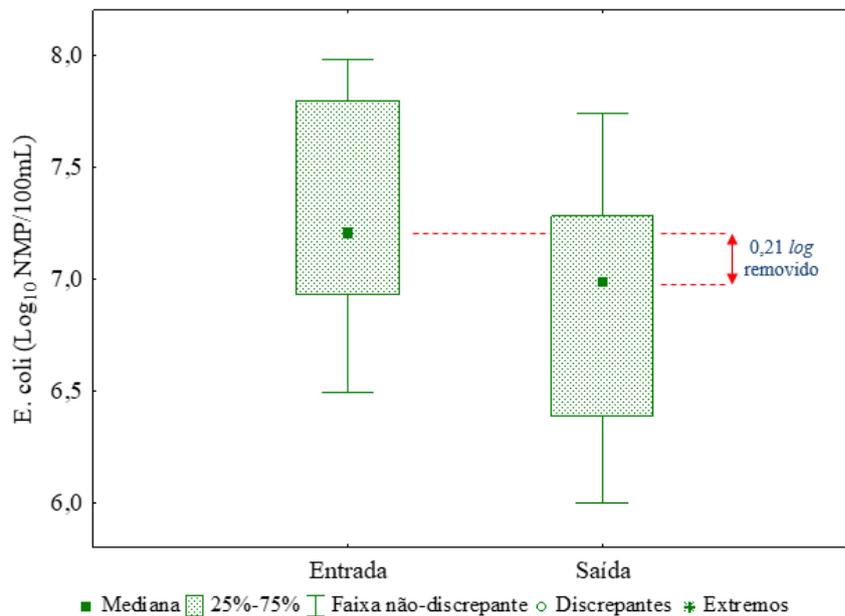


Figura 36 - Frações de nitrogênio no esgoto sanitário bruto e pós tanque séptico.



Conforme esperado, o TS não apresentou significativa remoção de organismos patogênicos do efluente. A concentração média de *E. coli* do esgoto sanitário bruto e do efluente do TS foi da ordem de  $1,60 \times 10^7$  e  $9,84 \times 10^6$  NMP/100mL, respectivamente. O decaimento médio foi de 0,21  $\log_{10}$  de remoção (Figura 37).

Figura 37 - Remoção média de *E.coli* presentes no esgoto sanitário bruto após o emprego do tanque séptico.



## 6.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS VERTICAIS – CLÁSSICO E MODIFICADO

Neste item são apresentadas as vazões de entrada, taxas hidráulicas, cargas aplicadas, vazões de saída e os desempenhos de remoção de poluentes obtidos com o monitoramento ao

longo de 3,5 anos de operação, sempre comparando os resultados encontrados entre as modalidades WCV e WCV-FS.

### 6.2.1 Aspectos hidráulicos e cargas aplicadas nos WC verticais

Durante o período de estudo avaliado (junho de 2015 a dezembro de 2018), o WCV operou com vazão média de  $565 \pm 147$  L/dia e o WCV-FS com vazão média de  $562 \pm 133$  L/dia, resultando em taxas hidráulicas de 75,3 L/m<sup>2</sup>.dia e 74,9 L/m<sup>2</sup>.dia, para o WCV e WCV-FS, respectivamente. O fluxo hidráulico de alimentação do WCV e WCV-FS pode ser observado na Tabela 3. Deve-se levar em consideração que houveram mudanças na aplicação de esgoto nos WC, com o aumento do volume de esgoto aplicado, a fim de se manter a carga orgânica de projeto fixada em 41gDQO/m<sup>2</sup>.dia. Essa mudança ocorreu em março de 2017, e resultou em vazões diferenciadas para cada período (Tabela 4). Destaca-se que os dois sistemas apresentaram taxas hidráulicas muito similares entre si, com variação máxima relativa de 1,8%.

Tabela 3 - Fluxo hidráulico de alimentação afluyente nos WCV e WCV-FS.

WC	Período		Vazão	Tempo de acionamento		Fluxo hidráulico	
	Início	Fim	mediana	da bomba		L/m <sup>2</sup> .min	L/m <sup>2</sup> .s
			da bomba	Minutos	Segundos		
WCV	22/06/2015	27/03/2017	1,011	2,35	141	8,088	0,135
	28/03/2017	20/12/2018	0,498	6,58	395	3,984	0,066
WCV-FS	22/06/2015	27/03/2017	1,229	1,95	117	9,840	0,164
	28/03/2017	20/12/2018	0,495	6,40	384	3,960	0,066

Na Figura 38 e Figura 39 observam-se as vazões de entrada no WCV e WCV-FS, respectivamente. Tanto o WCV quanto o WCV-FS tiveram seus equipamentos registradores de vazão aplicada (*dataloggers*) instalados no segundo semestre de 2016, momento em que foram registrados os eventuais problemas operacionais, como podem ser observados nos gráficos de vazão os pontos dispersos, principalmente nos anos 2017 e 2018.

Tabela 4 - Vazões e taxas hidráulicas empregadas nos WCV e WCV-FS, por períodos.

	Período		Vazão (L/dia)	Taxa hidráulica (L/m <sup>2</sup> .dia)
	Início	Fim		
WCV	22/06/2015	27/03/2017	497 ± 102	66,3
	28/03/2017	20/12/2018	637 ± 153	84,9
WCV-FS	22/06/2015	27/03/2017	492 ± 87	65,6
	28/03/2017	20/12/2018	648 ± 129	86,4

Figura 38 - Vazões de entrada (alimentação) no WCV, ao longo do período de 2015 a 2018.

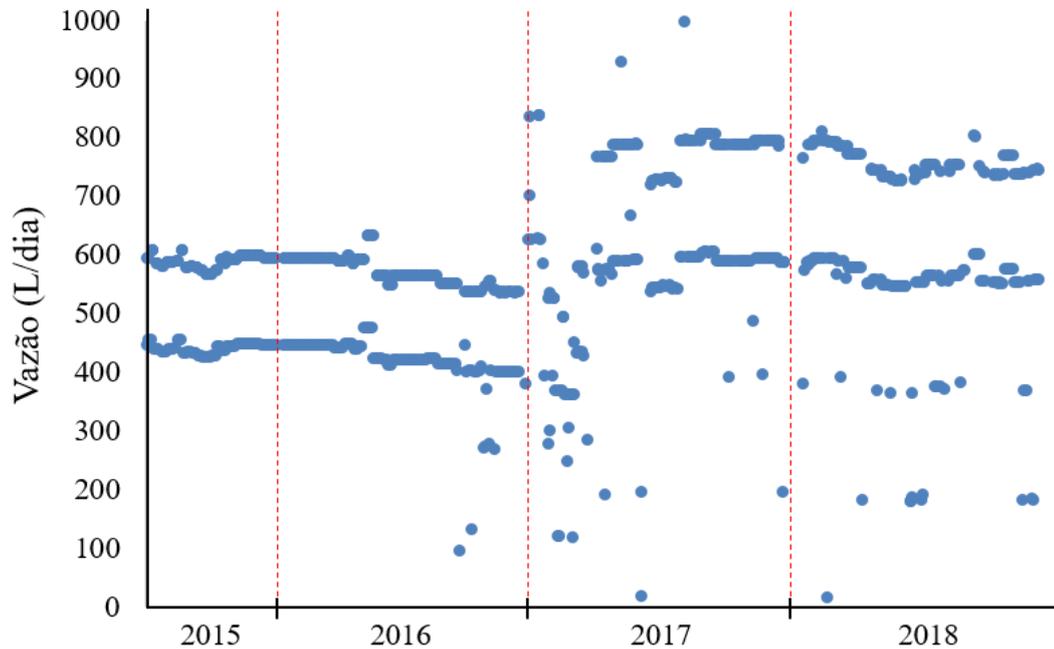
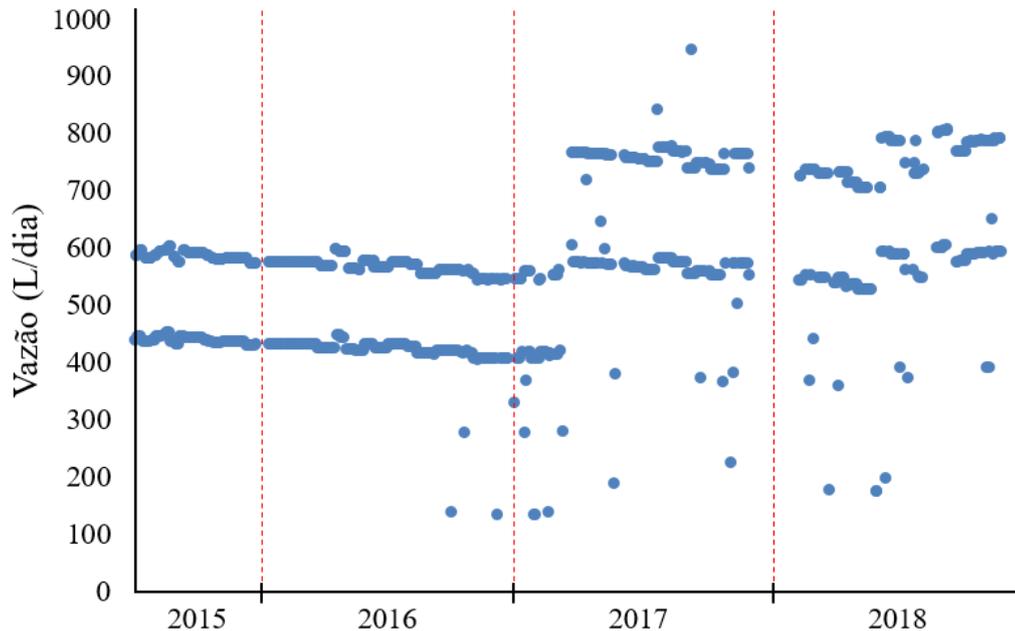


Figura 39 - Vazões de entrada (alimentação) no WCV-FS, ao longo do período de 2015 a 2018.



Em relação às vazões de saída, a partir do momento que o WCV e o WCV-FS tiveram seus equipamentos registradores de vazão (*dataloggers*) instalados, foi possível obter os dados diários deste parâmetro. Observa-se nas Figura 40 e Figura 41 que as vazões são dispersas, pois além de registrarem as vazões efluentes de esgoto tratado, registraram também as chuvas incidentes sobre cada módulo.

Figura 40 - Vazões de saída do WCV, ao longo do período de 2016 a 2018.

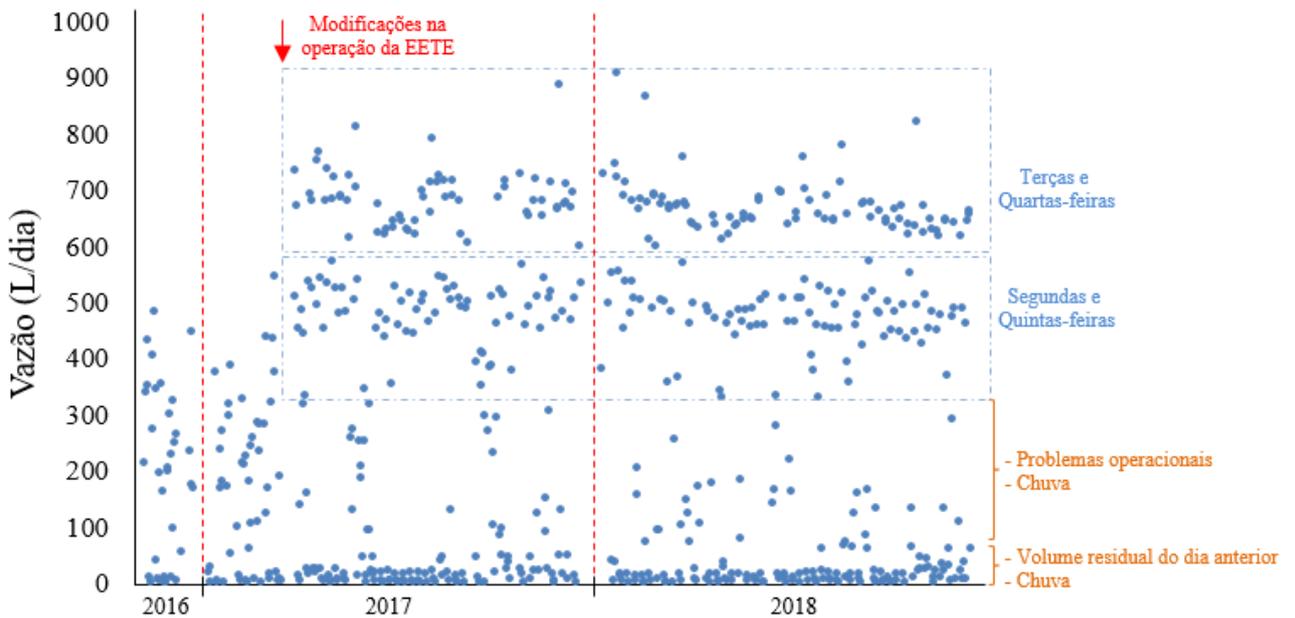
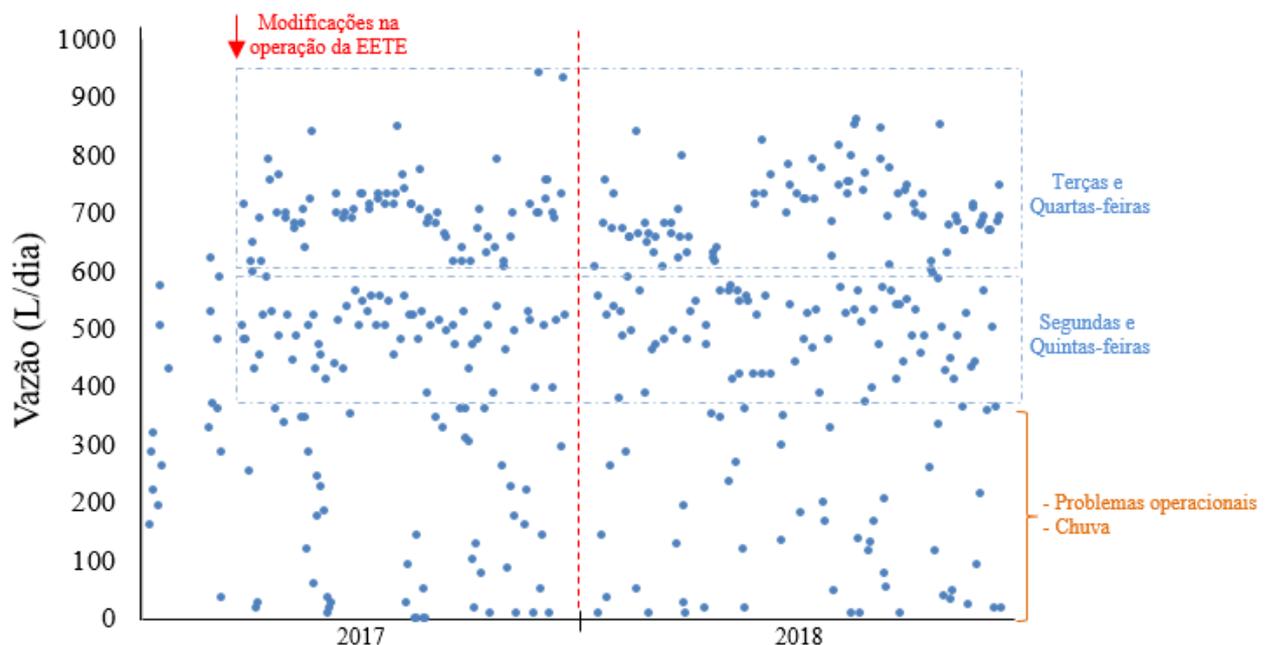


Figura 41 - Vazões de saída do WCV-FS, ao longo do período de 2017 a 2018.



O WCV-FS possuía drenagem rápida do efluente tratado, pois o mesmo precisava percolar somente a camada insaturada (primeiros 35 cm de maciço filtrante) para o esgoto tratado começar a sair do módulo. Diferente disso, o WCV possuía drenagem mais lenta do efluente tratado, pois o efluente precisava percolar todo o maciço filtrante (70 cm de maciço filtrante) para resultar na saída do efluente final do módulo, com caudal do hidrograma terminando no dia posterior à alimentação, conforme observa-se na Figura 40 a indicação “volume residual do dia anterior”, acontecendo sempre às sextas-feiras, dia em que não havia esgoto aplicado no WCV.

Para o cálculo de vazão de saída, carga aplicada, carga removida e evapotranspiração, todos eles em relação aos dias que houveram alimentação nos WC, algumas considerações foram realizadas a fim de minimizar os erros encontrados, quais sejam:

- exclusão dos dados de dias anteriores a 28/03/2017, pois a partir dessa data houve alteração operacional da estação experimental e, conseqüente, melhoria da obtenção de dados;
- exclusão dos dados de dias em que a estação meteorológica não registrou presença ou ausência de chuva;
- exclusão dos dados de dias com chuva maior que 4 mm/dia (o que corresponde a um valor equivalente a 5% da vazão afluyente aos módulos);
- exclusão dos dados de dias em que os basculantes não computaram volume de saída, seja ou porque não houve alimentação no dia, ou porque o basculante apresentou problemas operacionais;
- exclusão dos dados de dias em que os basculantes computaram volume de saída errôneos, devido mal funcionamento;
- exclusão dos dados de dias em que o volume de saída foi maior que o volume de entrada, por problemas operacionais.

Com base nessas considerações, a Tabela 5 apresenta os valores de média e mediana de volume diário de entrada, volume diário de saída, volume diário de chuva e evapotranspiração dos WC verticais, referindo-se ao período de março de 2017 a dezembro de 2018.

Tabela 5 - Volume operacional diário de entrada, volume operacional diário de chuva, volume operacional diário de saída e evapotranspiração dos WC verticais, ao longo do período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018.

		Volume de entrada	Volume de chuva	Volume de saída	Evapotranspiração
		L/dia.wetland	L/dia.wetland	L/dia.wetland	mm/dia
	N	228	228	228	228
WCV	Média ± DP	649,3 ± 136,6	4,2 ± 7,3	547,2 ± 129,0	14,17 ± 7,4
	Mediana ± CV	603,3 ± 21%	0,0	526,5 ± 24%	13,02 ± 52%
	N	204	204	204	204
WCV-FS	Média ± DP	663,8 ± 112,2	3,9 ± 7,0	560,8 ± 137,5	14,25 ± 9,3
	Mediana ± CV	680,7 ± 17%	0,0	550,9 ± 25%	11,45 ± 65%

Observa-se que os valores médios encontrados de evapotranspiração para os dois WC verticais foram iguais, sendo de  $14,17 \pm 7,4$  mm/dia para o WCV e  $14,25 \pm 9,3$  mm/dia para o WCV-FS, representando uma média de evapotranspiração de 16,7% do volume aplicado. Porém, durante a rotina de operação e monitoramento destes WC foi possível verificar que o comportamento da evapotranspiração ao longo da semana, se dava de forma diferente em cada modalidade. Analisando os dados médios por dia, verificou-se que o WCV-FS apresentou uma maior evapotranspiração nas segundas-feiras, com média de 21,4 mm/dia, devido ao tempo que permaneceu saturado com efluente sem aplicação de novos pulsos de esgoto durante o final de semana. Ou seja, enquanto o WCV-FS estava em repouso (sem alimentação de esgoto afluente), a evapotranspiração estava ativa. Conforme ocorria o início da aplicação dos pulsos da semana, as médias de evapotranspiração diária foram diminuindo, sendo de 12,9 mm/dia nas terças-feiras, 11,9 mm/dia nas quartas-feiras e 9,5 mm/dia nas quintas-feiras. Já o WCV apresentou médias diárias de evapotranspiração mais uniformes, sendo de 16,0 mm/dia nas segundas-feiras, 15,0 mm/dia nas terças-feiras, 14,8 mm/dia nas quartas-feiras e 11,3 mm/dia nas quintas-feiras.

Na Tabela 6 apresentam-se os valores das cargas aplicadas nos WC verticais, utilizando os valores de vazão considerados para os cálculos de evapotranspiração. Dessa forma, considerou-se apenas os dados referentes ao segundo período de operação da EETE (março de 2017 a dezembro de 2018).

Tabela 6 - Cargas aplicadas nos WC verticais, ao longo do período de março de 2017 a dezembro de 2018.

		SST	DQO	DBO <sub>5</sub>	NT	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>
		g/m <sup>2</sup> .dia					
WCV	N	22	25	21	12	25	26
	Média ± DP	6,0±1,6	37,7±11,9	28,0±7,6	8,3±3,0	6,6±1,6	3,5±1,1
	Mediana ± CV	6,2±27%	36,4±31%	28,6±27%	7,7±36%	6,7±24%	3,6±32%
WCV-FS	N	19	21	19	10	22	22
	Média ± DP	6,4±1,3	39,7±10,6	28,1±5,5	8,3±1,8	7,2±0,9	3,5±1,0
	Mediana ± CV	6,2±21%	35,7±27%	29,9±20%	7,8±21%	7,1±12%	3,2±28%

Em relação a carga aplicada de DQO, tanto o WCV quanto o WCV-FS tiveram suas médias próximas da carga de projeto de 41 gDQO/m<sup>2</sup>.dia, porém ficando abaixo do valor estipulado devido as questões operacionais inerentes a bomba do PV e bombas de alimentação, que eventualmente não disponibilizaram esgoto na quantidade prevista ao longo do monitoramento.

## 6.2.2 Desempenho de remoção de poluentes dos WC verticais

Neste item apresentam-se as eficiências de remoção de poluentes no WCV e no WCV-FS, em termos de carga e de concentração. Ressalta-se que para as eficiências de remoção em termos de concentração, utilizou-se o período amostral de junho de 2015 a dezembro de 2018, e para as eficiências de remoção em termos de carga, utilizou-se o período amostral de março de 2017 a dezembro de 2018, conforme explicado no item anterior. As estatísticas descritivas dos efluentes tratados no WCV (Tabela 14) e no WCV-FS (Tabela 15) encontram-se no Apêndice A. Além das eficiências de remoção, são apresentados também os comportamentos de tratamento ao longo do escoamento nos perfis verticais do WCV e WCV-FS, através dos resultados obtidos a partir de amostras coletadas nos amostradores parciais de cada WC. A Tabela 16 e Tabela 17 apresentam os perfis verticais do WCV e do WCV-FS, respectivamente, e também se encontram no Apêndice A.

A Figura 42 e Figura 43 apresentam os comportamentos do pH e alcalinidade ao longo da percolação do efluente no maciço filtrante dos WC verticais. O esgoto afluente aos módulos era o mesmo, e em relação ao pH o afluente possuía valor mediano de 7,2. O pH é um parâmetro muito importante a se analisar, visto que valores muito reduzidos afetam a atividade de crescimento dos microrganismos responsáveis pela oxidação (como a nitrificação) (Trein,

2015). Observa-se que após o tratamento realizado pelos WC, os valores medianos de pH reduziram, sendo de 6,5 para ambas as modalidades. Porém, analisando os valores médios observa-se diferença nos valores, sendo de 6,2 e 6,6 para WCV e WCV-FS, respectivamente. Trein (2015) analisando os efluentes tratados de um WCV e um WCV-FS com 0,20 m de saturação de fundo, encontrou valores médios de pH igual a 6,3 para o WCV e de 6,4 para o WCV-FS.

Figura 42 - Comportamento do pH ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).

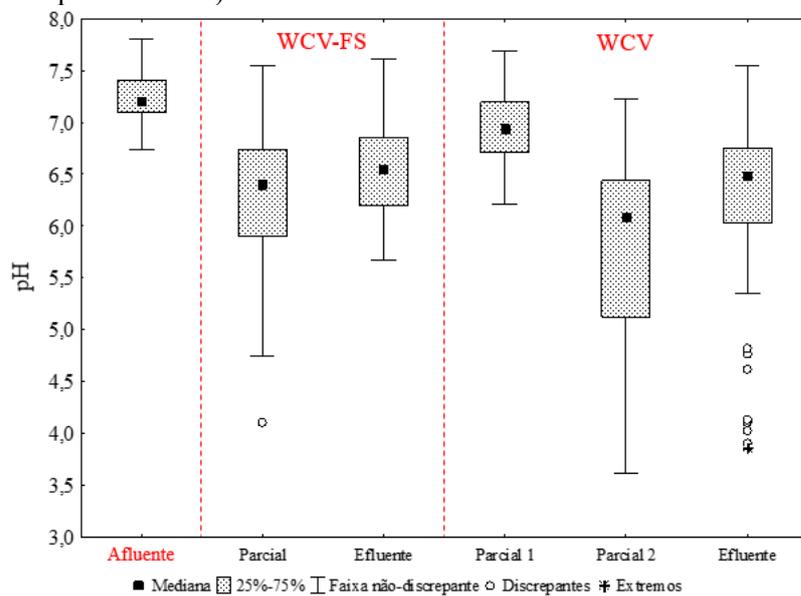
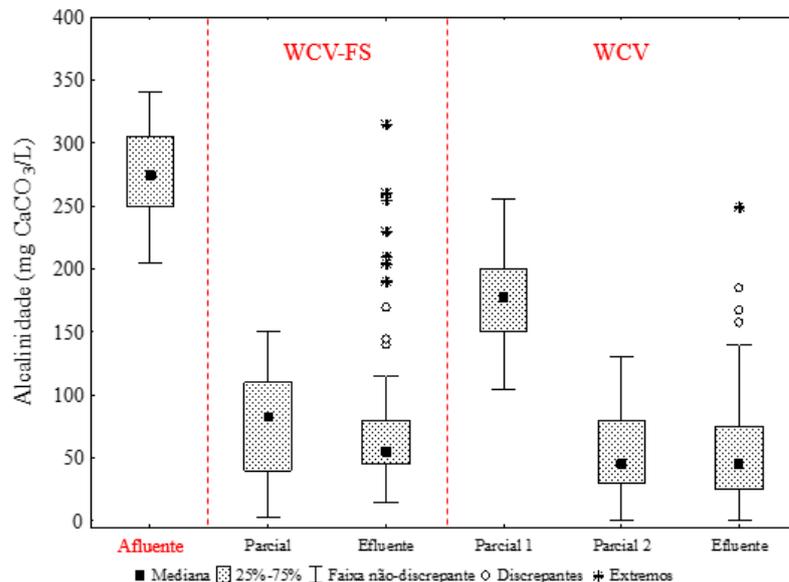


Figura 43 - Comportamento da alcalinidade ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).



A concentração mediana de alcalinidade medida em termos de  $\text{mgCaCO}_3/\text{L}$  do afluente aos módulos WCV e WCV-FS, foi de 275  $\text{mg/L}$ . Observa-se que após o tratamento realizado pelos WC, os valores medianos de alcalinidade reduziram, sendo de 45  $\text{mg/L}$  para o WCV e 55  $\text{mg/L}$  para o WCV-FS. Considerando valores médios, a alcalinidade reduziu de 277,1  $\text{mg/L}$  para 54,4  $\text{mg/L}$  e 78,9  $\text{mg/L}$  no WCV e WCV-FS, respectivamente. O decréscimo de alcalinidade pode ser explicado devido ao processo de nitrificação, o qual segundo USEPA (1993) é responsável por consumir 7,1  $\text{mg}$  de alcalinidade para cada 1  $\text{mg}$  de  $\text{N-NH}_4^+$  oxidado. Além disso, verifica-se que após o tratamento realizado, o WCV-FS possui concentração de alcalinidade maior que o WCV. Infere-se que a alcalinidade produzida na camada saturada seja decorrente da desnitrificação ocorrida no WCV-FS.

Na Figura 44 e Figura 45 apresentam-se as remoções de SST, em termos de carga, nos WCV e WCV-FS, respectivamente.

Figura 44 - Remoção de SST no WCV ao longo do tempo.

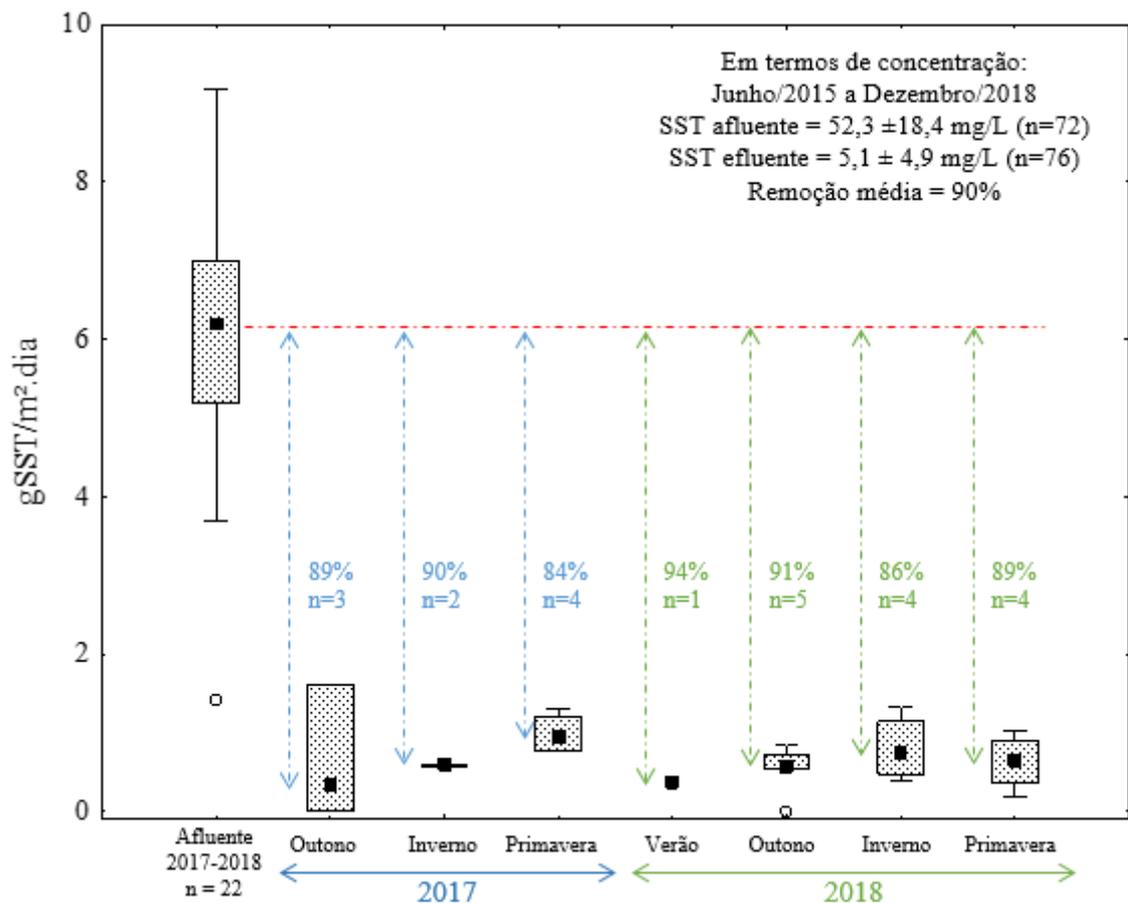
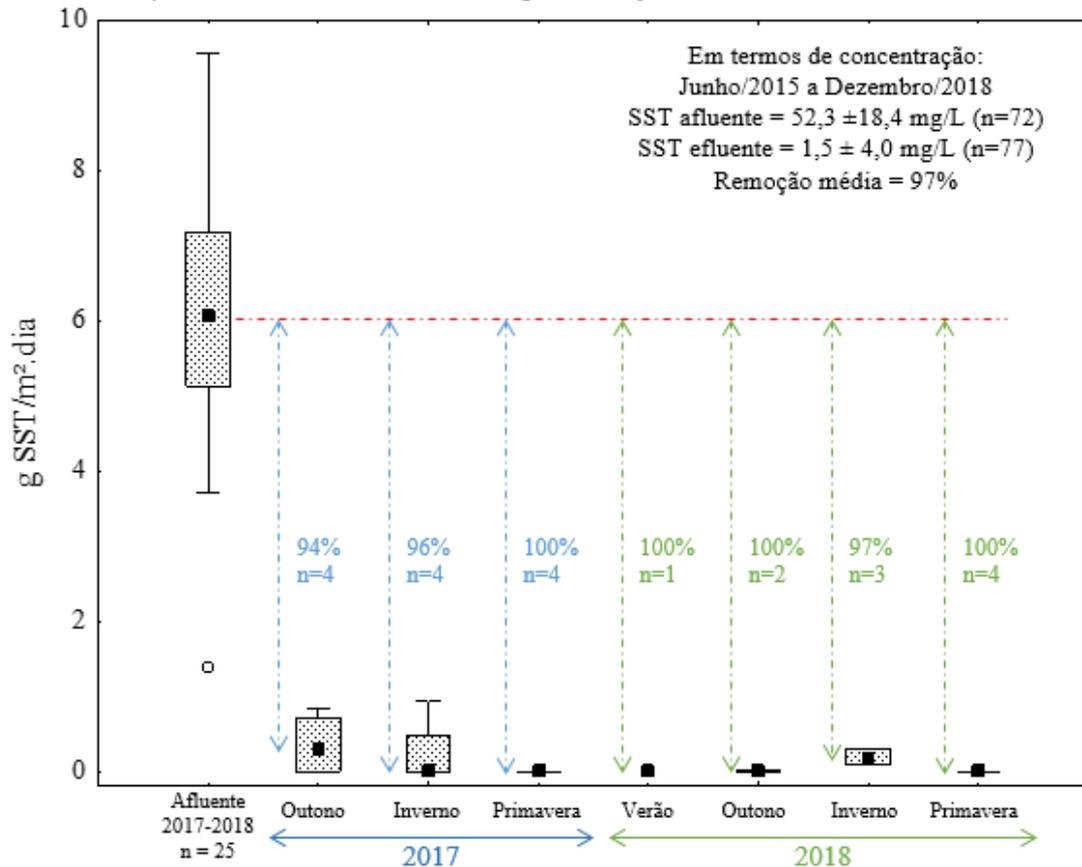
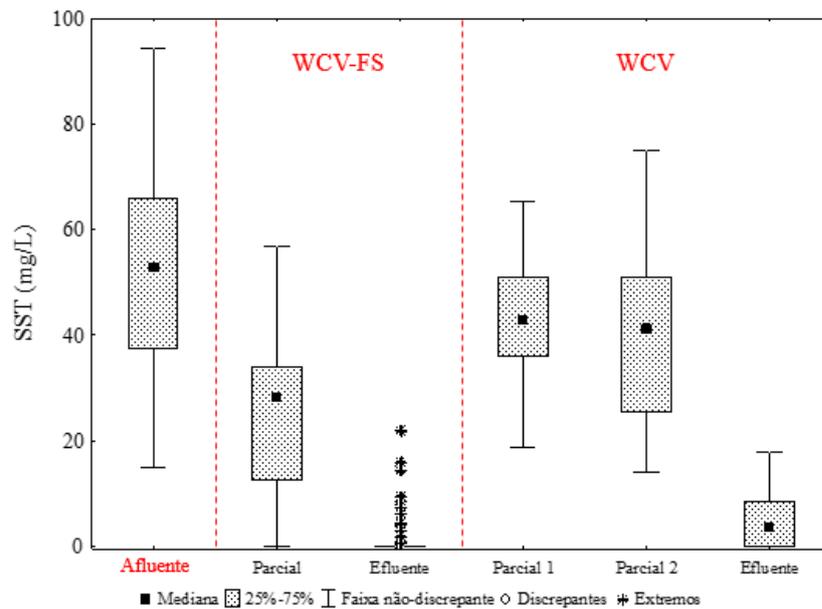


Figura 45 - Remoção de SST no WCV-FS ao longo do tempo.



Para o período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018, o WCV teve carga aplicada média de 6 g SST/m<sup>2</sup>.dia e o WCV-FS de 6,4 g SST/m<sup>2</sup>.dia. Avaliando a eficiência de remoção de carga ao longo das estações do ano, o WCV teve eficiência de remoção variando de 84% a 94%. Já o WCV-FS teve eficiência de remoção variando de 94% a 100%. Em termos de remoção de concentração, para o período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018, o WCV removeu 90% e o WCV-FS 97% de SST. O WCV liberou no efluente cerca de 5,1 mg/L de SST, já o WCV-FS liberou no efluente cerca de 1,5 mg/L de SST, dessa forma constata-se que o desempenho de tratamento do WCV-FS foi superior ao identificado no WCV. Devido a capacidade de ocorrer a acumulação e adsorção de SST na camada saturada do WCV-FS, essas unidades apresentam maior capacidade de remoção que os WCV (DONG e SUN, 2007). Além disso, tanto o WCV-FS quanto o WCV tiveram remoções superiores de SST ao identificado em um WCV (70 m<sup>2</sup> área superficial, operado sob uma carga média 5 g SST/m<sup>2</sup>.dia, com areia como material filtrante) que apresentou remoções média de 63% (SEZERINO et al., 2012). A Figura 46 apresenta o comportamento de SST ao longo do perfil vertical dos WC verticais.

Figura 46 - Comportamento de SST ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).



Na Figura 47 e Figura 48 apresentam-se as remoções de DQO em termos de carga, e a Figura 49 apresenta a remoção de DQO em termos de concentração nos WCV e WCV-FS, respectivamente.

Figura 47 - Remoção de DQO no WCV ao longo do tempo.

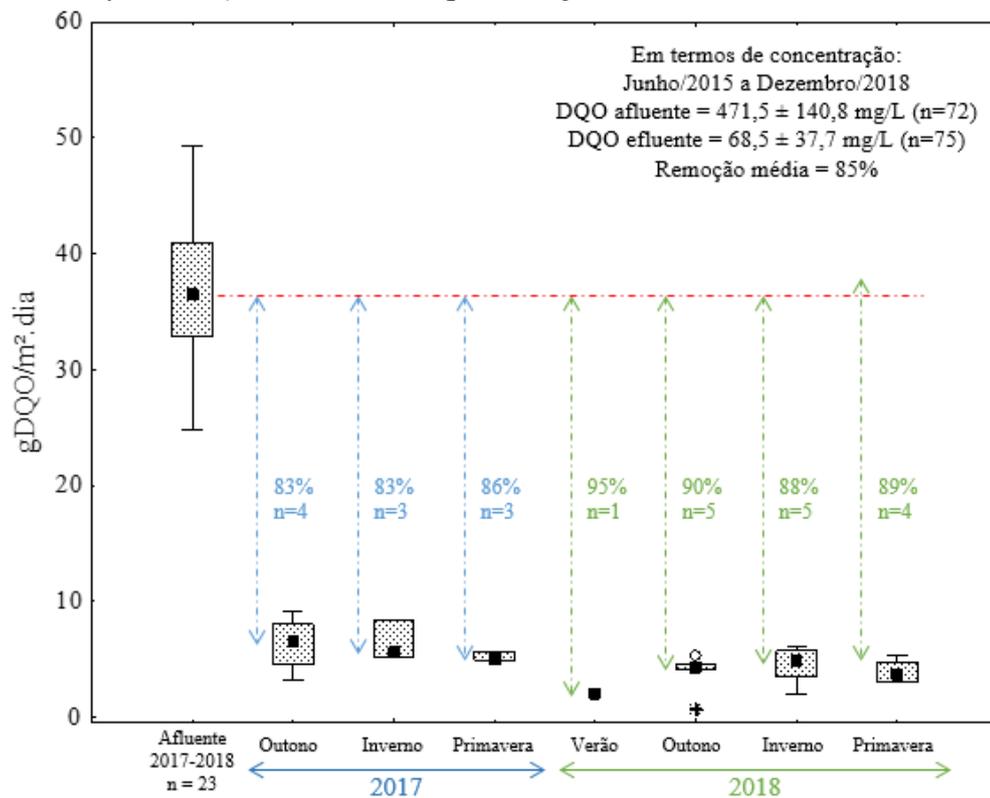


Figura 48 - Remoção de DQO no WCV-FS ao longo do tempo.

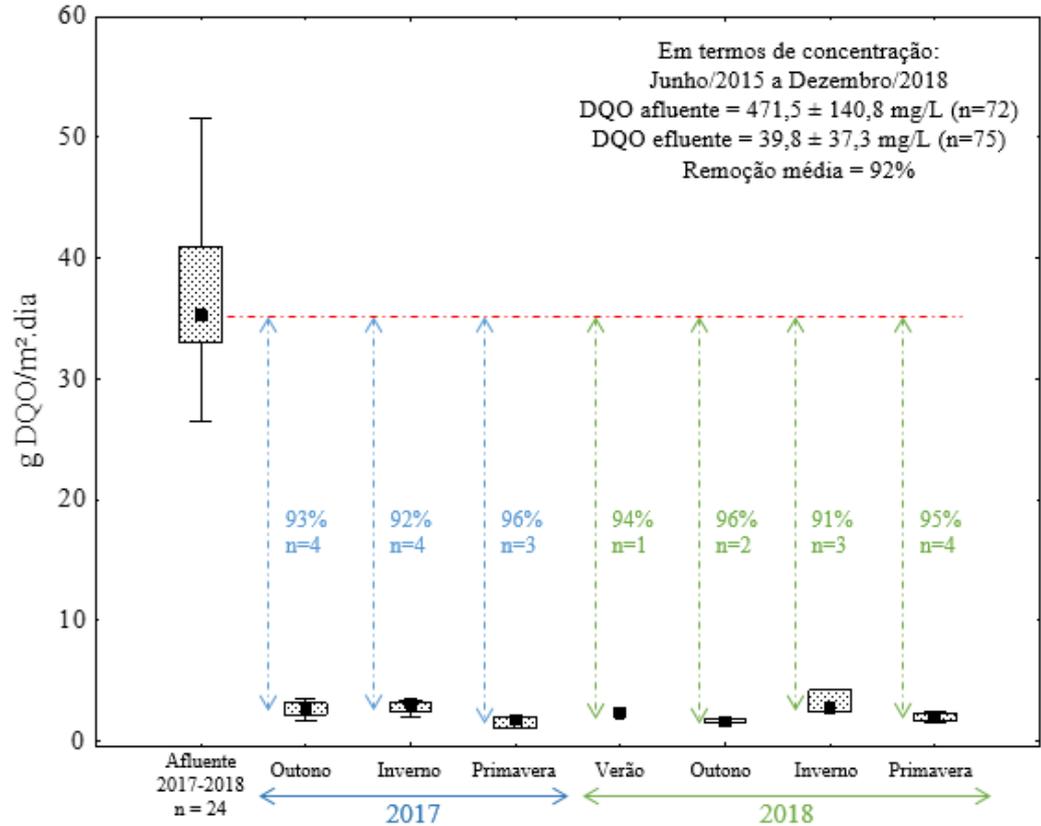
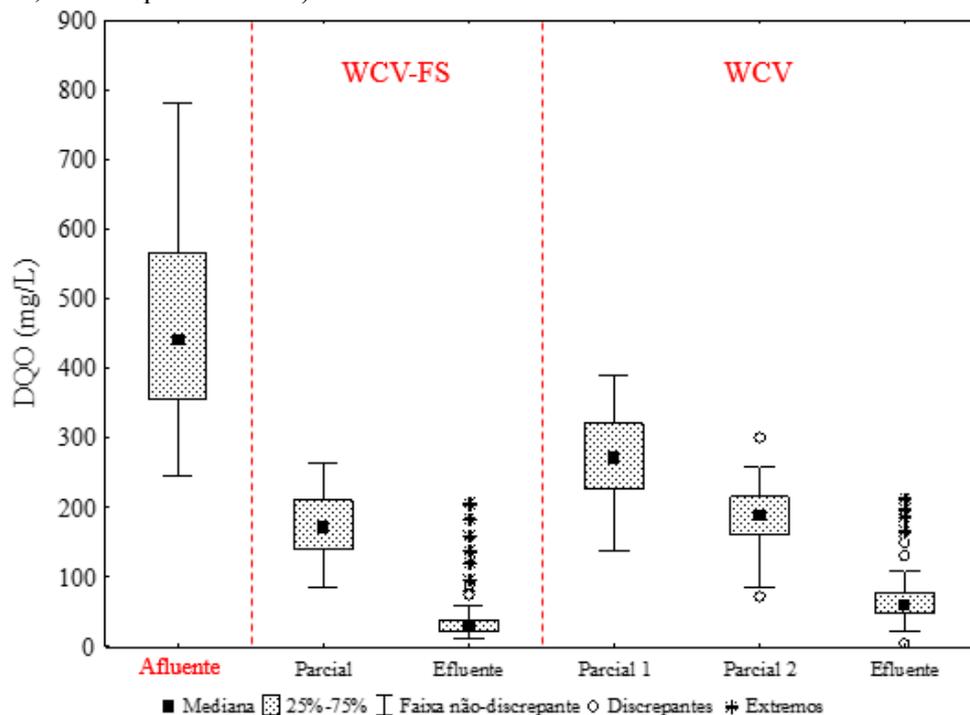
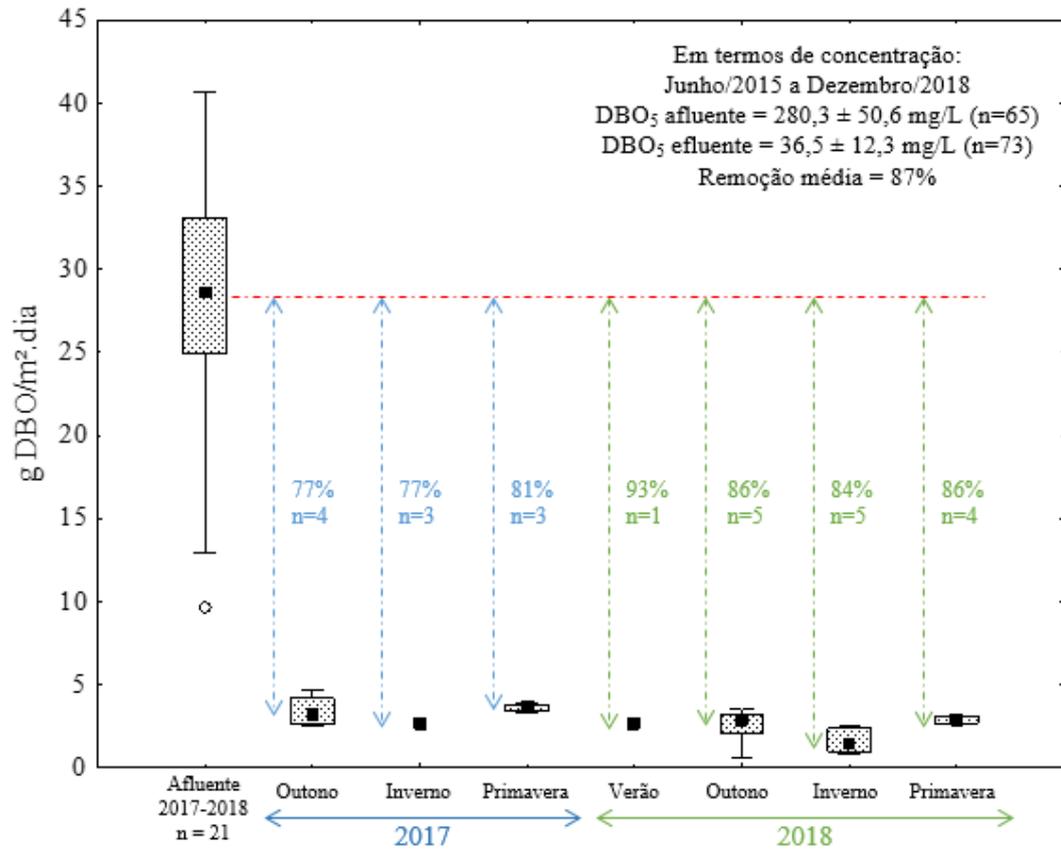
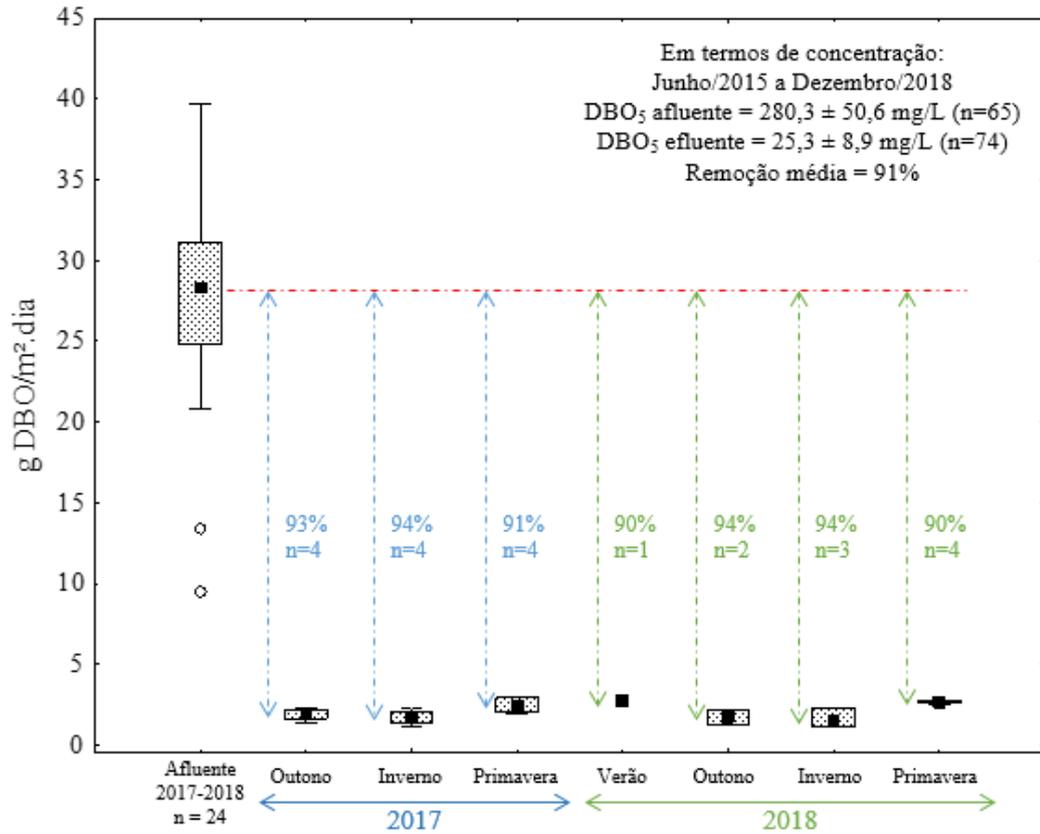


Figura 49 - Comportamento da DQO ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).



Para o período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018, o WCV teve carga aplicada média de 37,7 g DQO/m<sup>2</sup>.dia e o WCV-FS de 39,7 g DQO/m<sup>2</sup>.dia. Avaliando a eficiência de remoção de carga ao longo das estações do ano, o WCV teve eficiência de remoção variando de 83% a 95%. Já o WCV-FS teve eficiência de remoção variando de 91% a 96%. Em termos de remoção de concentração, para o período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018, o WCV e o WCV-FS removeram 85% e 92% de DQO, respectivamente. O WCV liberou no efluente cerca de 68,5 mg/L de DQO, já o WCV-FS liberou no efluente cerca de 39,8 mg/L de DQO. Dessa forma constata-se que, assim como para o parâmetro SST, o desempenho de remoção de matéria orgânica no WCV-FS foi superior ao identificado no WCV. Cabe ressaltar que após a 15<sup>a</sup> semana de operação, ambos os WC verticais apresentaram estabilidade na remoção de DQO, sendo que o WCV-FS atingiu na grande maioria do tempo, remoções superiores a 90%, o que demonstra a adaptação da microbiota heterotrófica na unidade após esse período. Nos WC subsuperficiais, bactérias heterotróficas são o primeiro grupo a se desenvolver e colonizar o meio (SAMSÓ; GARCÍA, 2013). A elevada remoção de DQO pode estar associada com o regime hidráulico operado, intercalando ciclos de alimentação e repouso de 3,5 dias. Opostamente, Pelissari (2017) em um WCV-FS com 35 cm de saturação de fundo, operado com uma carga orgânica semelhante ao desse estudo (40 gDQO/m<sup>2</sup>.dia.) e com alimentação diária, identificou remoções de DQO inferiores, na ordem de 60%. Portanto, o regime hidráulico com períodos de alimentação e repouso beneficiou a mineralização da matéria orgânica no meio, maximizando assim a remoção de carbono nessa unidade. Trein (2015) analisando os efluentes tratados de um WCV e um WCV-FS com 0,20 m de saturação de fundo, encontrou valores médios de remoção de DQO igual a 70% para o WCV e de 89% para o WCV-FS.

Na Figura 50 e Figura 51 apresentam-se as remoções de DBO<sub>5</sub> em termos de carga, nos WCV e WCV-FS, respectivamente.

Figura 50 - Remoção de DBO<sub>5</sub> no WCV ao longo do tempo.Figura 51 - Remoção de DBO<sub>5</sub> no WCV-FS ao longo do tempo.

Para o período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018, o WCV teve carga aplicada média de 28 g DBO/m<sup>2</sup>.dia e o WCV-FS de 28,1 g DBO/m<sup>2</sup>.dia. Avaliando a eficiência de remoção de carga ao longo das estações do ano, o WCV teve eficiência de remoção variando de 77% a 93%. Já o WCV-FS teve eficiência de remoção variando de 90% a 94%. Em termos de remoção de concentração, para o período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018, o WCV e o WCV-FS removeram 87% e 91% de DBO, respectivamente. O WCV liberou no efluente cerca de 36,5 mg/L de DBO, já o WCV-FS liberou no efluente cerca de 25,3 mg/L de DBO. Dessa forma constata-se que, assim como para os parâmetros SST e DQO, o desempenho de remoção de DBO no WCV-FS foi superior ao identificado no WCV. Trein (2015) analisando os efluentes tratados de um WCV e um WCV-FS com 0,20 m de saturação de fundo, encontrou valores médios de remoção de DBO igual a 85% para o WCV e de 94% para o WCV-FS.

Na Figura 52 e Figura 53 apresentam-se as remoções de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em termos de carga, e a Figura 54 apresenta a remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> em termos de concentração nos WCV e WCV-FS, respectivamente.

Figura 52 - Remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> no WCV ao longo do tempo.

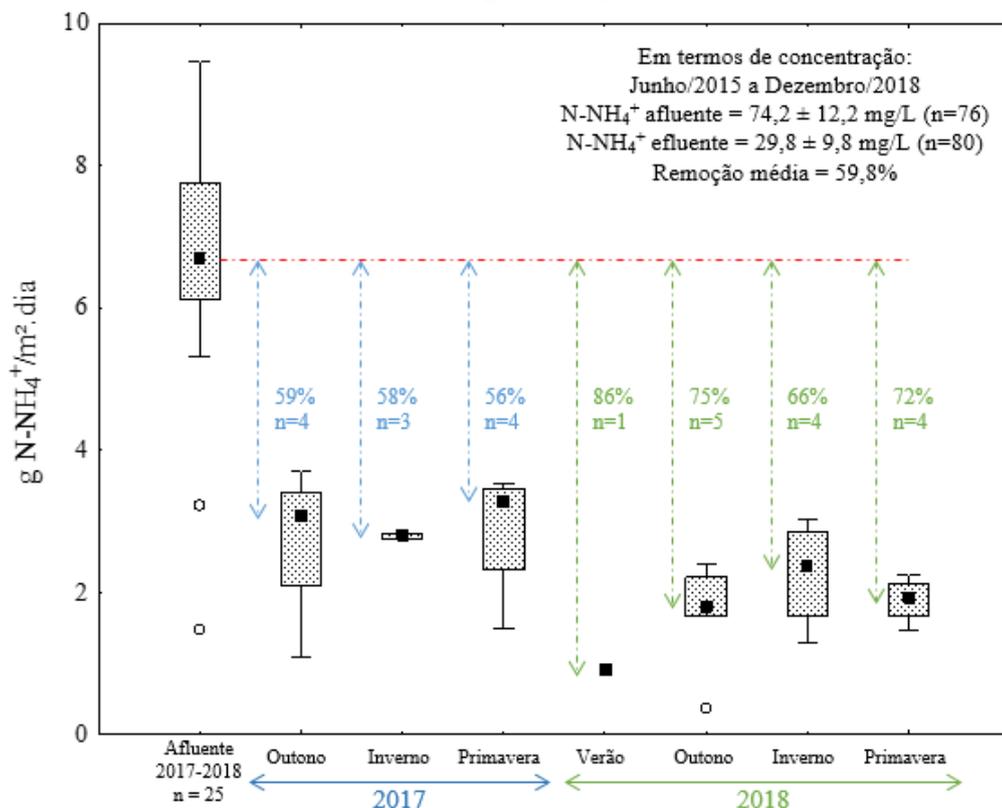


Figura 53 - Remoção de  $\text{N-NH}_4^+$  no WCV-FS ao longo do tempo.

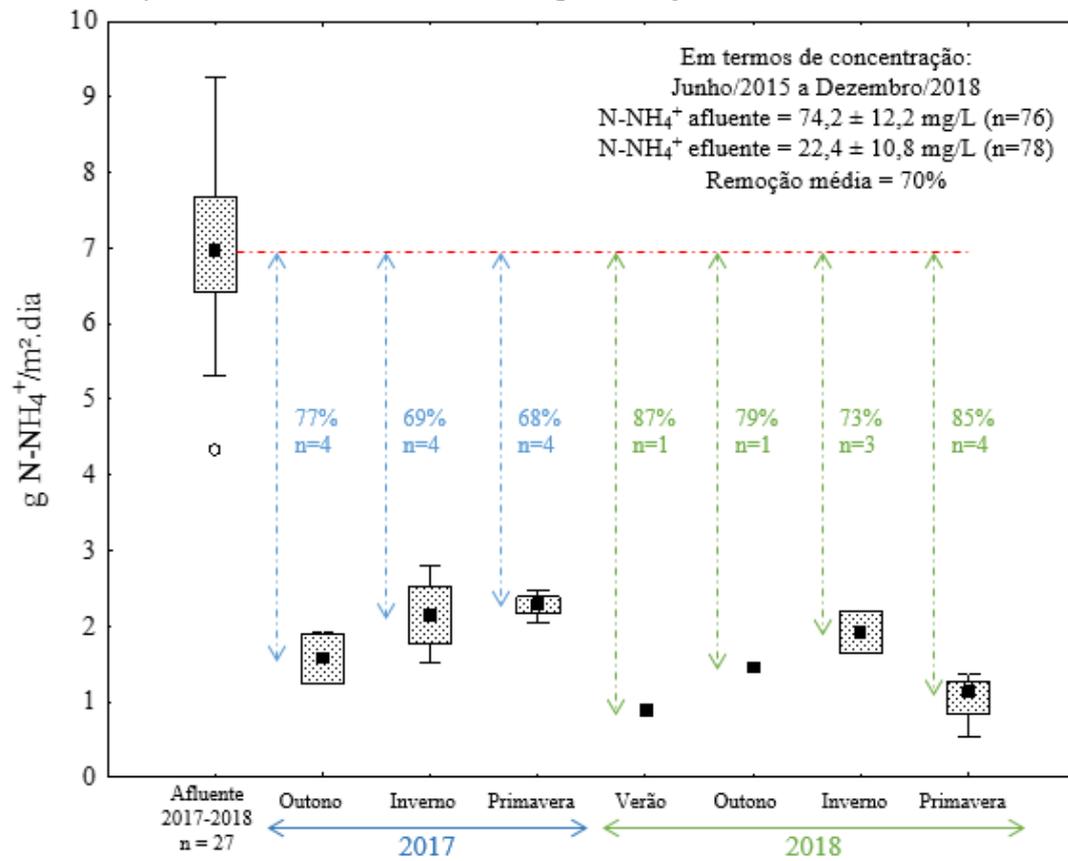
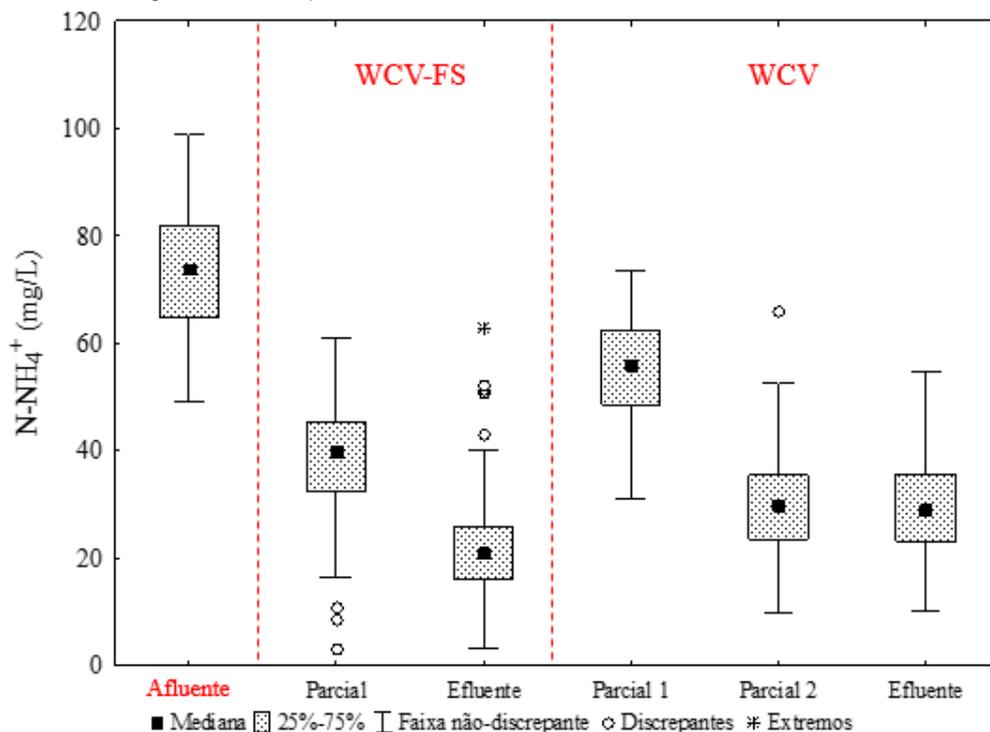
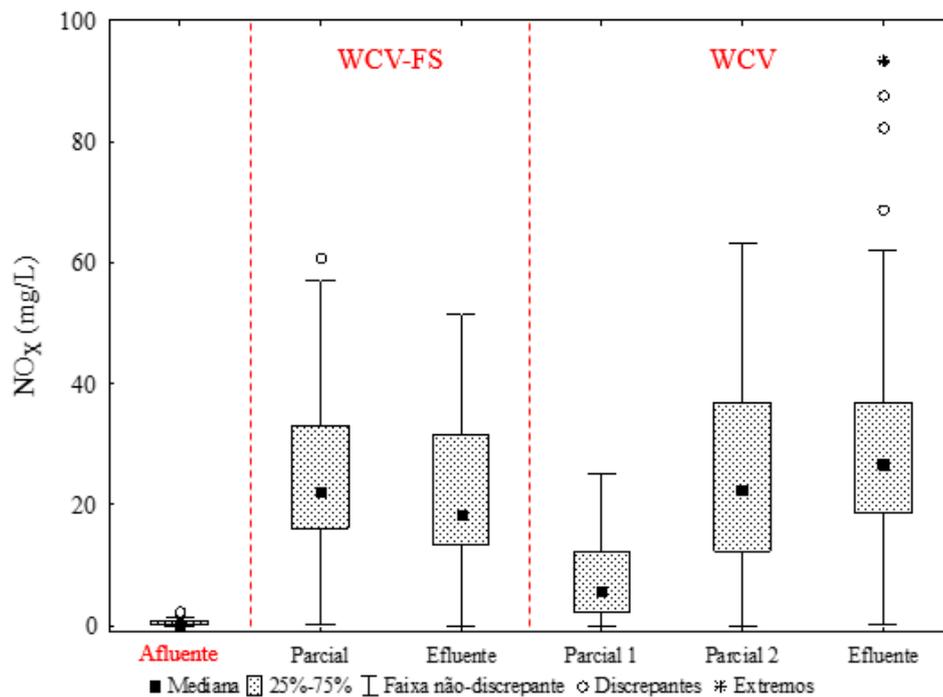


Figura 54 - Comportamento do  $\text{N-NH}_4^+$  ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).



Para o período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018, o WCV teve carga aplicada média de 6,6 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.dia e o WCV-FS de 7,2 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Avaliando a eficiência de remoção de carga ao longo das estações do ano, o WCV teve eficiência de remoção variando de 56% a 86%. Já o WCV-FS teve eficiência de remoção variando de 68% a 87%. Em termos de remoção de concentração, para o período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018, o WCV removeu 60% e o WCV-FS 70% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. O WCV liberou no efluente cerca de 29,8 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, já o WCV-FS liberou no efluente cerca de 22,4 mg/L de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>. Dessa forma constata-se que, assim como para os parâmetros SST, DQO e DBO, o desempenho de tratamento do WCV-FS em relação a remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> também foi superior ao identificado no WCV. O processo de nitrificação foi evidente nos WCV e WCV-FS devido a formação de N-NO<sub>x</sub> ao longo do perfil vertical de ambos os WC (Figura 55). Além disso, observa-se que a camada saturada do WCV-FS não influenciou na oxidação do nitrogênio amoniacal e, conforme o efluente percolava pelo maciço filtrante do WCV-FS, houve um aumento da concentração de NO<sub>x</sub> no amostrador parcial e, na sequência, houve uma diminuição da concentração de NO<sub>x</sub> no efluente final, inferindo-se a ocorrência de nitrificação e desnitrificação sequencial. Este comportamento não foi observado no WCV, uma vez que a concentração de NO<sub>x</sub> aumentou desde o início da percolação até a saída do efluente final.

Figura 55 - Comportamento do NO<sub>x</sub> ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).



Resultados semelhantes de remoção de nitrogênio amoniacal em WCV-FS operado sob uma carga de 3 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.dia, com média de 68% de remoção, foi relatado por Pelissari (2017), enquanto que Sezerino et al. (2012) operando um WCV sob uma carga média de 10 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.dia, obtiveram remoção média de 75%. Trein (2015) analisando os efluentes tratados de um WCV e um WCV-FS com 0,20 m de saturação de fundo, encontrou valores médios de remoção de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> igual a 45% para o WCV e de 93% para o WCV-FS.

Na Figura 56 e Figura 57 apresentam-se as remoções de NT em termos de carga, e a Figura 58 apresenta a remoção de NT em termos de concentração nos WCV e WCV-FS, respectivamente. Para o período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018, o WCV e o WCV-FS tiveram carga aplicada média de 8,3 g NT/m<sup>2</sup>.dia. Avaliando a eficiência de remoção de carga de NT ao longo dos anos, o WCV teve eficiência de remoção de 9% em 2017 e 36% em 2018. Já o WCV-FS teve eficiência de remoção de 38% em 2017 e 52% em 2018. Em termos de remoção de concentração, para o período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018, o WCV removeu 20% e o WCV-FS 42% de NT. O WCV liberou no efluente cerca de 64,6 mg/L de NT, já o WCV-FS liberou no efluente cerca de 46,4 mg/L de NT. Dessa forma constata-se que, assim como para os parâmetros SST, DQO, DBO e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, o desempenho de tratamento do WCV-FS em relação a NT também foi superior ao identificado no WCV.

Figura 56 - Remoção de NT no WCV ao longo do tempo.

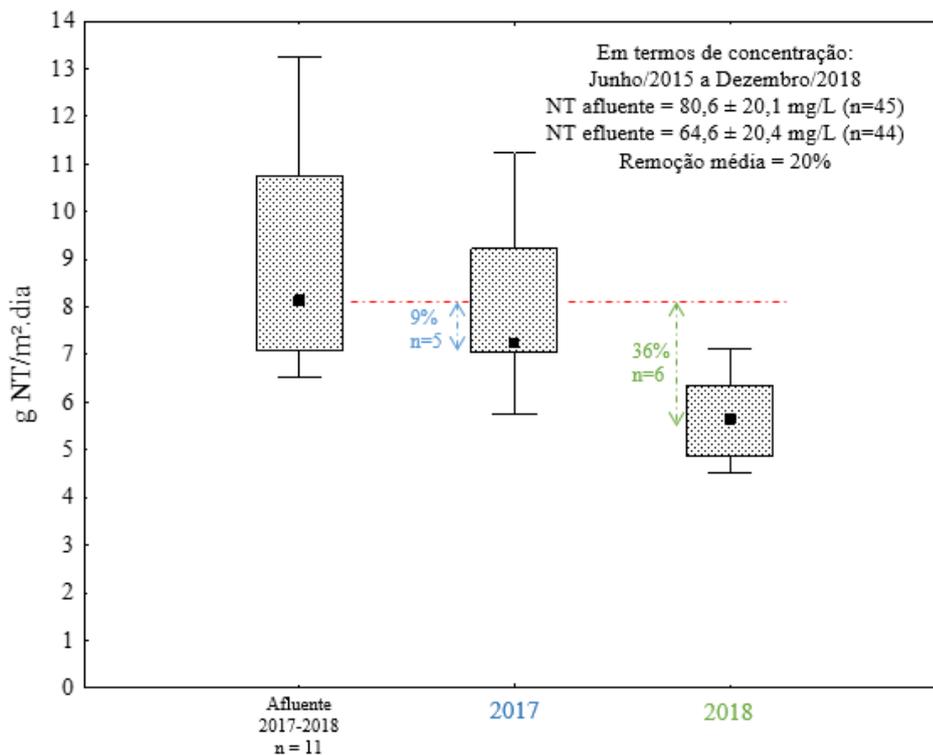


Figura 57 - Remoção de NT no WCV-FS ao longo do tempo.

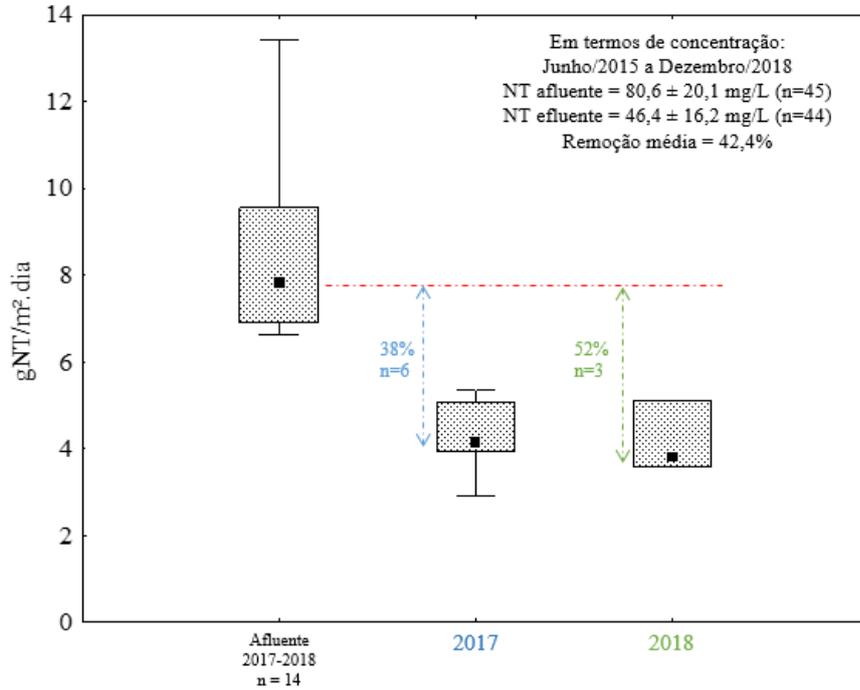
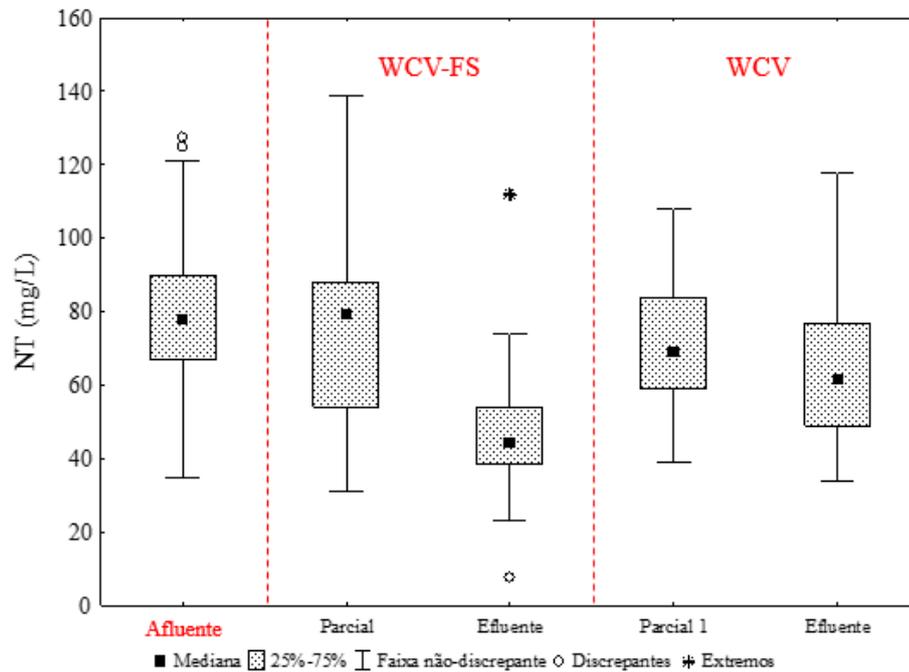


Figura 58 - Comportamento do NT ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade).



A remoção de NT obtido no WCV-FS estudado foi semelhante aos 49% de remoção identificados em um WCV-FS operado com 35 cm de saturação de fundo, sob clima mediterrâneo (PELISSARI, 2017) e próximo aos 58% de remoção de NT em um WCV-FS operado com 25 cm de saturação de fundo, sob condições climáticas subtropicais (PELISSARI

et al., 2017). Dessa forma, o processo de nitrificação e desnitrificação sequenciais na mesma unidade de tratamento pode ter sido a principal via de transformação e remoção do nitrogênio no WCV-FS, uma vez que essa via de transformação já foi comprovada por meio de estudos microbiológicos (PELLISSARI, 2017).

Nas Figura 59 e Figura 60 apresentam-se as remoções de  $P-PO_4^{3-}$  em termos de carga, e a Figura 61 apresenta a remoção de  $P-PO_4^{3-}$  em termos de concentração nos WCV e WCV-FS, respectivamente.

Figura 59 - Remoção de  $P-PO_4^{3-}$  no WCV ao longo do tempo.

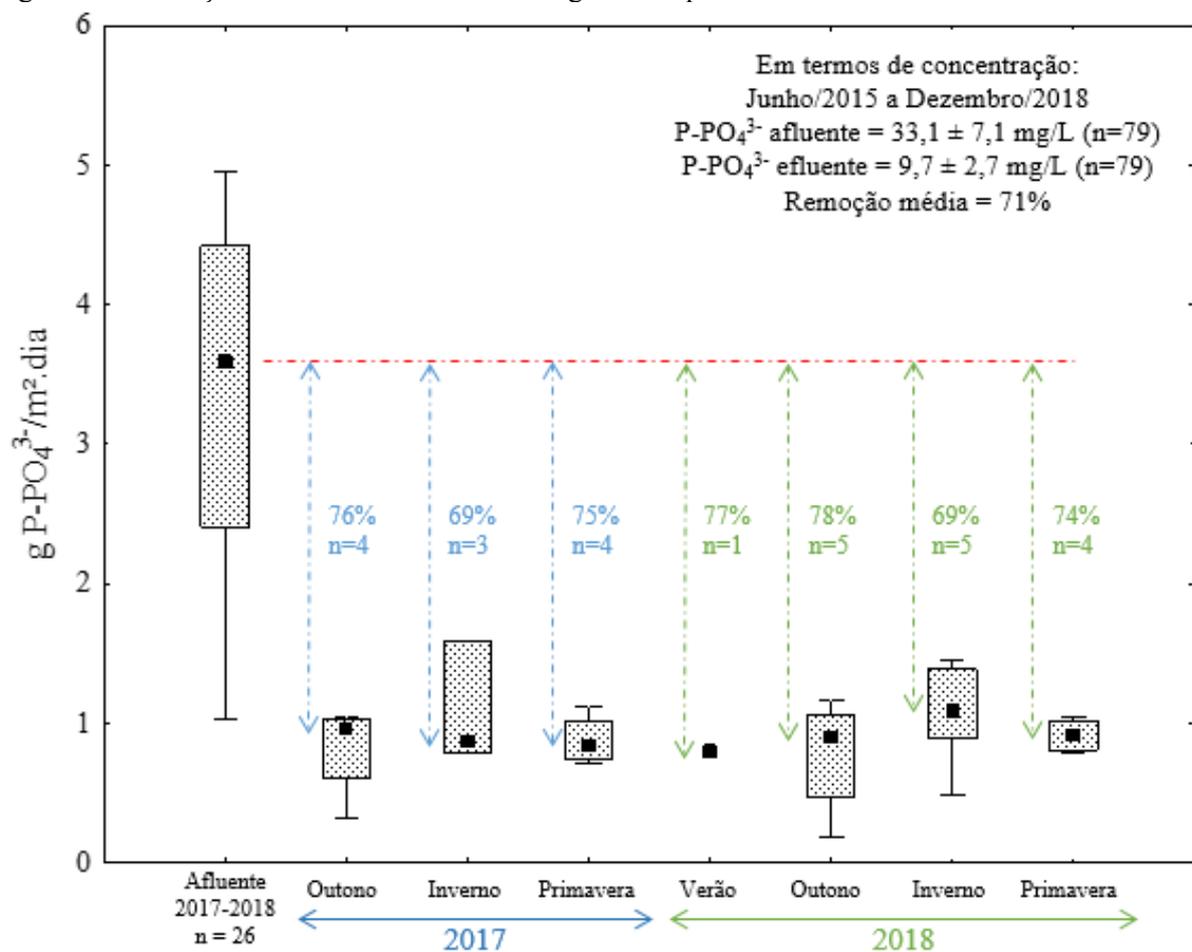


Figura 60 - Remoção de  $P-PO_4^{3-}$  no WCV-FS ao longo do tempo.

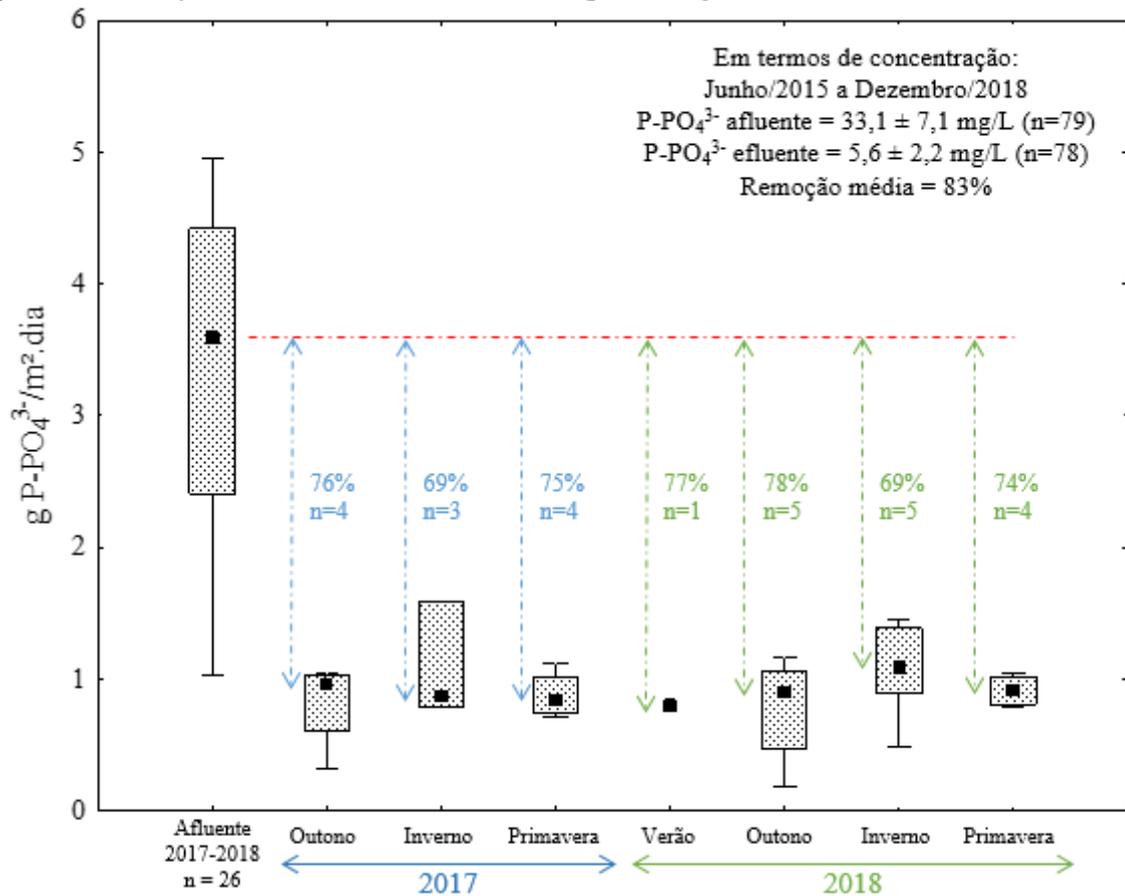
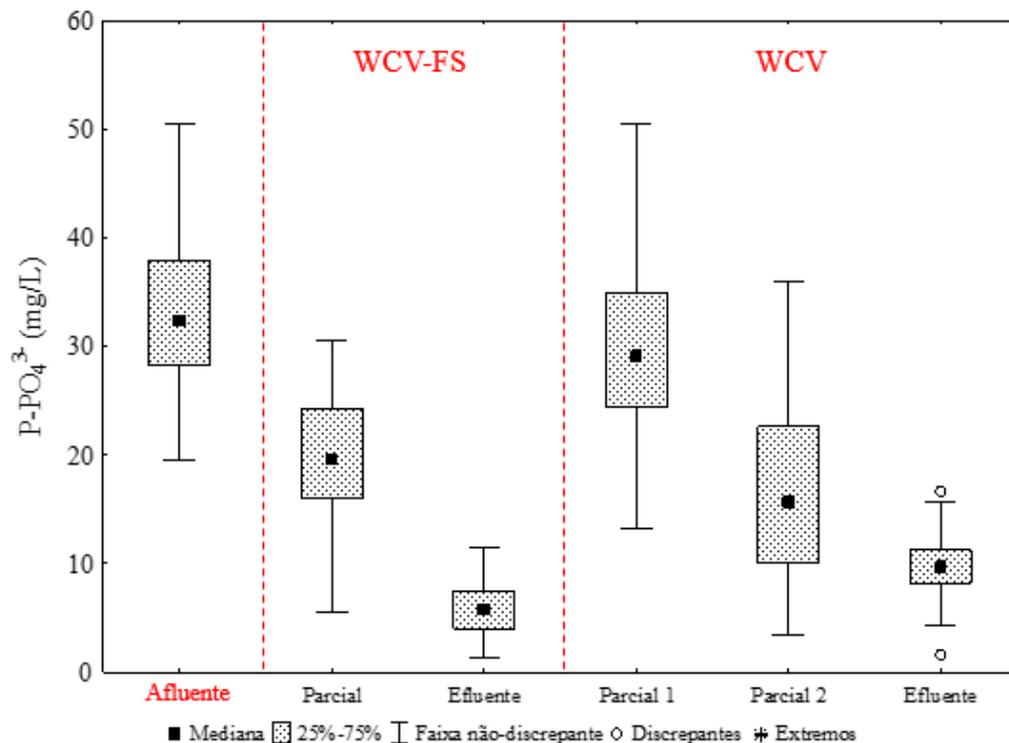


Figura 61 - Comportamento do  $P-PO_4^{3-}$  ao longo do perfil vertical dos WC verticais (WCV-FS: Parcial referente a 0,37 m de profundidade; WCV: Parcial 1 referente a 0,23 m de profundidade; Parcial 2 referente a 0,47 m de profundidade).

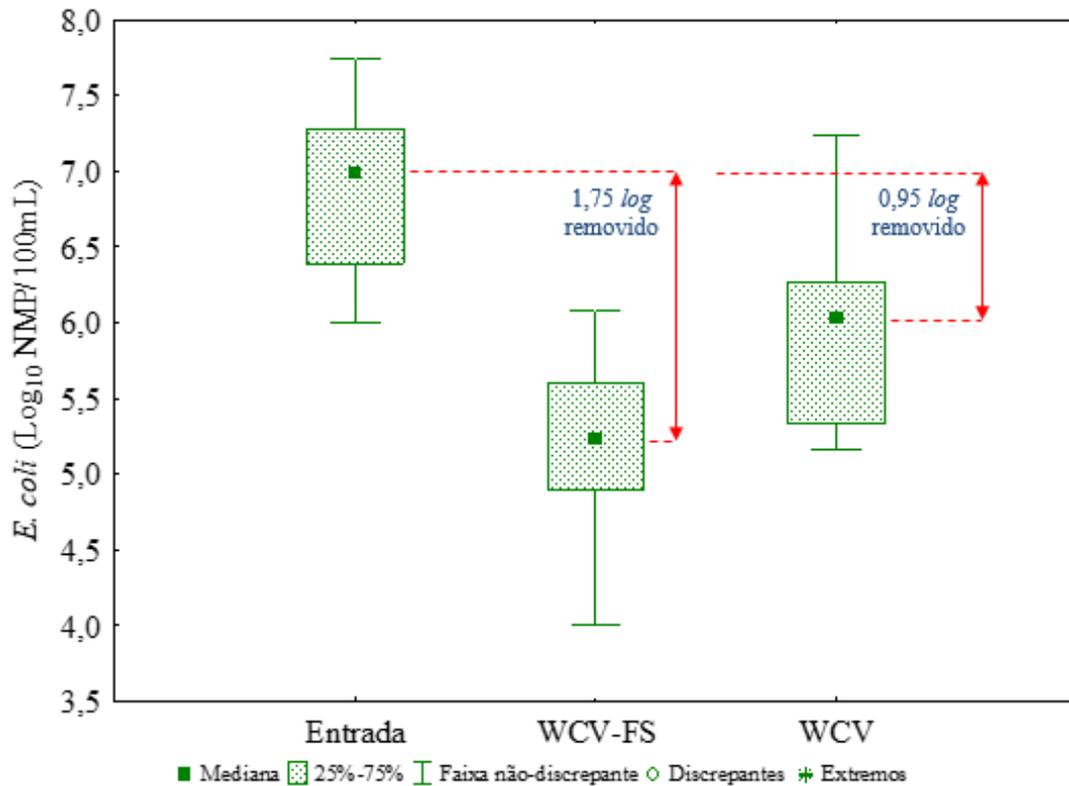


Para o período compreendido entre março de 2017 a dezembro de 2018, o WCV e o WCV-FS tiveram carga aplicada média de 3,5 g P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/m<sup>2</sup>.dia. Avaliando a eficiência de remoção de carga de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> ao longo das estações do ano, o WCV teve eficiência de remoção variando de 69% a 78%. Já o WCV-FS teve eficiência de remoção variando de 75% a 87%. Em termos de remoção de concentração, para o período compreendido entre junho de 2015 a dezembro de 2018, o WCV removeu 71% e o WCV-FS 83% de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. O WCV liberou no efluente cerca de 9,7 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, já o WCV-FS liberou no efluente cerca de 5,6 mg/L de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Dessa forma constata-se que, assim como para os parâmetros SST, DQO, DBO, N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e NT, o desempenho de tratamento do WCV-FS em relação a P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> também foi superior ao identificado no WCV.

Trein (2015) analisando os efluentes tratados de um WCV com 5 anos de operação e um WCV-FS com 0,20 m de saturação de fundo e 9 anos de operação, encontrou valores médios de remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> igual a 61% para o WCV e de 93% para o WCV-FS. Suntti et al. (2013) tratando esgoto doméstico de um centro de treinamento, apresentaram remoção média de ortofosfato de 61% em um WCV com 3 anos de operação. Segundo Brix e Arias (2005) a perda de eficiência na remoção de fósforo em WC por adsorção e precipitação no material filtrante, é cada vez mais limitada após algum tempo de operação. Prochaska, Zouboulis e Eskridge (2007) afirmam que a remoção de fósforo pode aumentar quando a aplicação do esgoto é realizada em menores volumes, combinado com menores números de aplicações, isto porque estas condições permitem que as águas residuais possam se mover mais devagar através do material filtrante, aumentando assim a adsorção de fosfatos.

A concentração média de *E. coli* no afluente aos WC verticais foi de 9,84 x 10<sup>6</sup> NMP/100mL. Após tratamento realizado pelo WCV a concentração de *E. coli* diminuiu para 9,12 x 10<sup>5</sup> NMP/100mL e após tratamento realizado pelo WCV-FS a concentração de *E. coli* diminuiu para 1,71 x 10<sup>5</sup> NMP/100mL. Dessa forma, o decaimento de *E. coli* em termos de remoção logarítmica foi de 0,95 log<sub>10</sub> de remoção para o WCV e 1,75 log<sub>10</sub> de remoção para o WCV-FS (Figura 62). Trein (2015) analisando os efluentes tratados por um WCV e um WCV-FS com 0,20 m de saturação de fundo, encontrou valores médios de remoção de *E. coli* igual a 0,99 log<sub>10</sub> para o WCV e de 2,04 log<sub>10</sub> para o WCV-FS.

Figura 62 - Remoção de *E.coli* dos WC verticais.

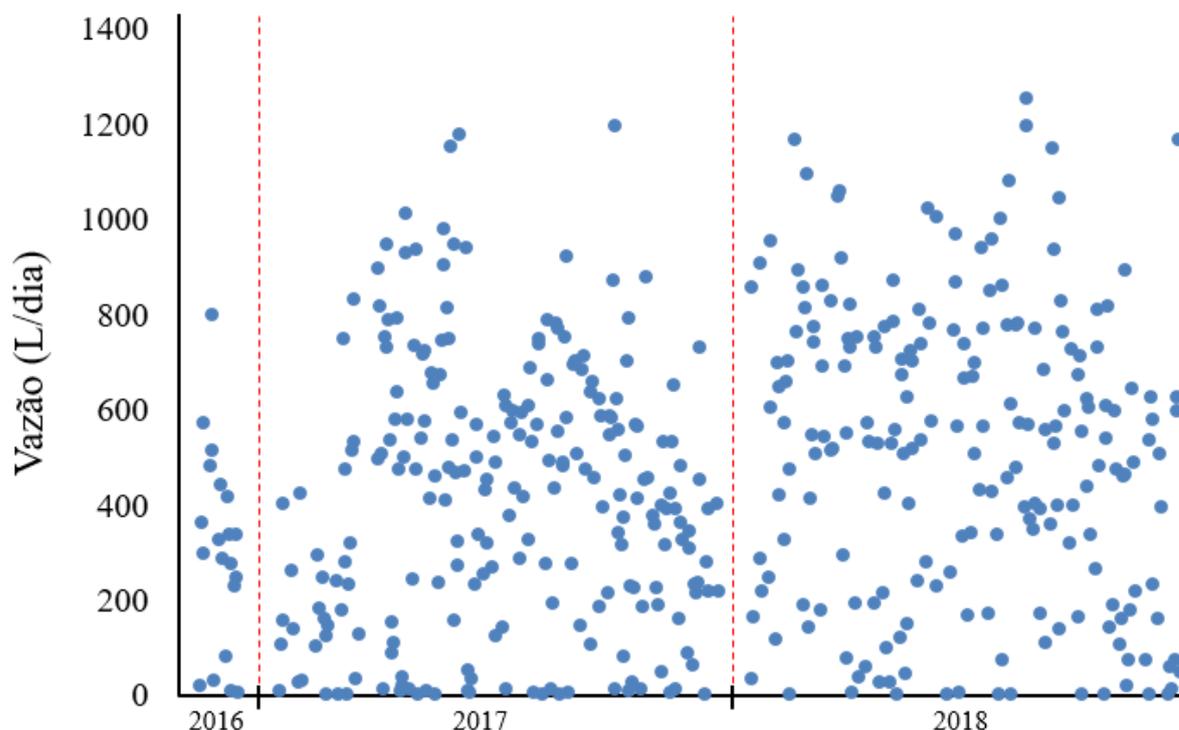


## 6.3 OUTRAS MODALIDADES DE WETLANDS CONSTRUÍDOS

### 6.3.1 Wetland construído híbrido

A estatística descritiva do efluente do WC híbrido pode ser visualizada na Tabela 18 do Apêndice A. O WC híbrido foi composto por WCV (mesmo módulo analisado no item anterior), seguido de WCH. A Figura 63 apresenta as vazões efluentes do WC híbrido, em que as linhas tracejadas indicam os inícios dos anos de 2017 e 2018. É importante destacar que da mesma forma que os WC verticais, o sistema híbrido também foi monitorado desde junho de 2015 a dezembro de 2018. Porém, os dados de vazão de saída só foram registrados a partir do momento em que houve a instalação de equipamento medidor de vazão com registrador de dados acoplado.

Figura 63 - Vazão efluente do sistema híbrido.



A vazão média e mediana do efluente do sistema híbrido foi igual a 455,7 e 469,3 L/dia, respectivamente. Observa-se que a vazão do WC híbrido é bastante variável, pois além de obter registros das vazões efluentes de esgoto tratado, registraram-se também as chuvas incidentes sobre cada módulo (WCV+WCH). A Tabela 7 apresenta as eficiências de remoções de poluentes em termos de concentração, utilizando valores de mediana e a Figura 64 apresenta os gráficos de remoção de poluentes.

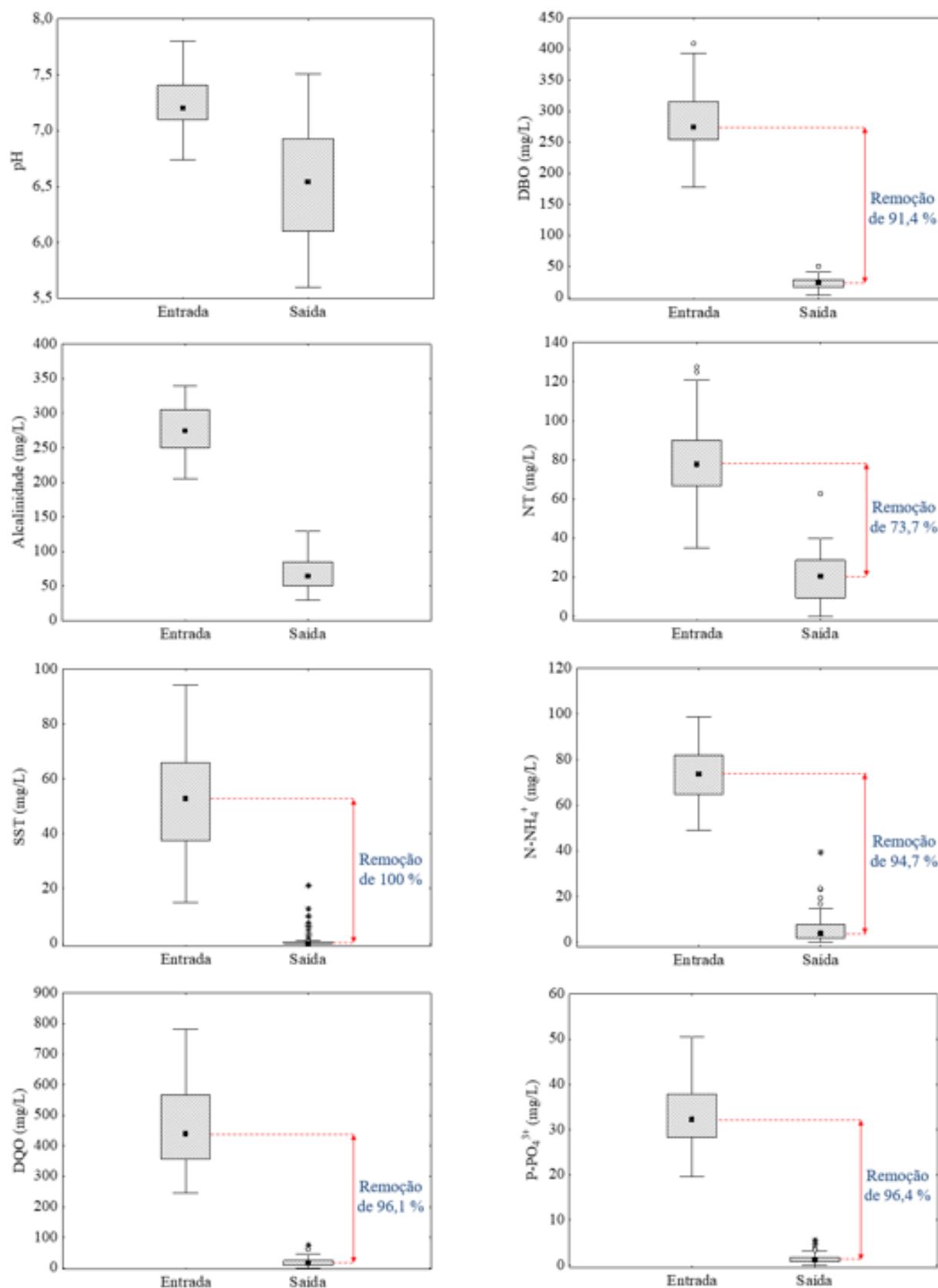
Tabela 7 - Eficiência de remoção de poluentes do sistema híbrido, em termos de concentração, utilizando valores de mediana, ao longo do período de 2015 a 2018.

Parâmetro	Entrada	Efluente WCV	Efluente WCH	Remoção (%)		
				WCV	WCH	TOTAL
SST (mg/L)	52,8 (72)	3,6 (76)	ND (80)	93,2	100,0	100,0
DQO (mg/L)	441,0 (72)	61,0 (75)	17,2 (77)	86,2	5,8	96,1
DBO (mg/L)	275,0 (65)	35,6 (73)	23,8 (72)	87,1	33,1	91,4
NT (mg/L)	78,0 (45)	61,8 (44)	20,5 (44)	20,8	66,8	73,7
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	73,8 (76)	29,1 (80)	3,9 (82)	60,6	86,6	94,7
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	32,3 (79)	9,8 (79)	1,1 (82)	69,7	88,8	96,5

ND – não detectável.

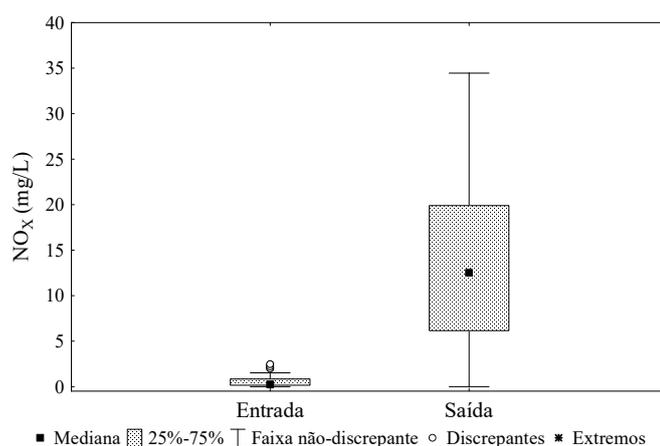
Nota: Entre parênteses o número de amostragens.

Figura 64 - Remoção de poluentes em termos de concentração no WC híbrido ao longo do período de 2015 a 2018.



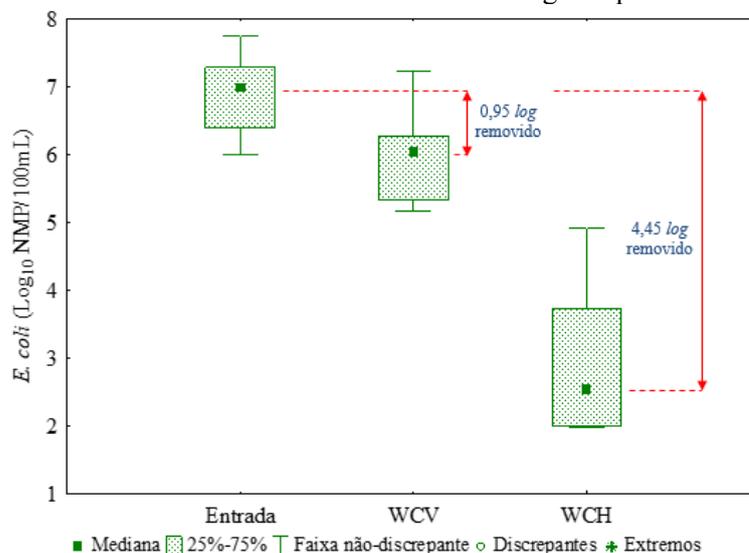
Observa-se a alta eficiência de remoção de poluentes do WC híbrido, com valores medianos de remoção de 100% para SST, 96,1% para DQO, 91,4% para DBO, 73,7% para NT, 94,7% para  $N-NH_4^+$  e 96,4% para  $P-PO_4^{3-}$ . Mesmo com a alta eficiência de remoção de nitrogênio, o WC híbrido apresentou a formação de  $NO_x$  no efluente final, indicando que a desnitrificação não foi completa (Figura 65).

Figura 65 - Formação de  $NO_x$  (nitrogênio nitrito + nitrogênio nitrato) no efluente do WC híbrido ao longo do período de 2015 a 2018.



Assim como a concentração média de *E. coli* no afluente dos WC verticais, no WC híbrido também foi de  $9,84 \times 10^6$  NMP/100mL. Após o tratamento realizado pelo WCV a concentração de *E. coli* diminuiu para  $9,12 \times 10^5$  NMP/100mL e após tratamento realizado pelo WCH a concentração de *E. coli* diminuiu para  $1,00 \times 10^3$  NMP/100mL (Figura 66).

Figura 66 - Remoção de *E. coli* no efluente do WC híbrido ao longo do período de 2015 a 2018.

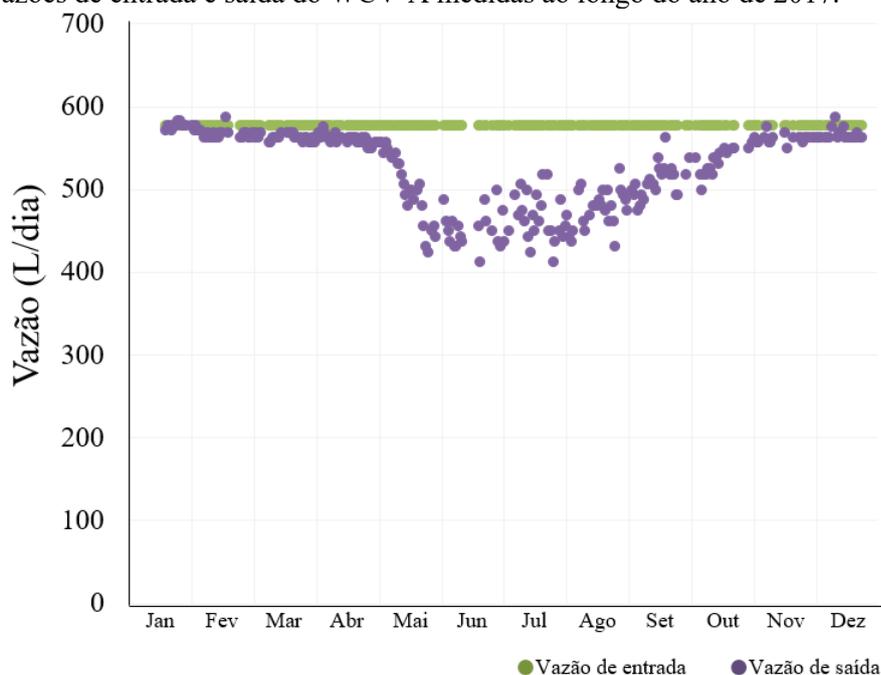


Dessa forma, o decaimento de *E coli* em termos de remoção logarítmica foi de 0,95  $\log_{10}$  para o WCV e 3,5  $\log_{10}$  para o WCH, com uma remoção global de *E. coli* igual a 4,45  $\log_{10}$ . Observa-se que, conforme o esperado, a maior parcela de remoção de coliformes deu-se no WCH, devido seu maior volume e tempo de detenção hidráulico.

### 6.3.2 Wetland construído vertical aerado

A estatística descritiva do efluente do WCV-A pode ser visualizada na Tabela 19 do Apêndice A. Já a Figura 67 apresenta as vazões afluentes e efluentes do WCV-A. Para a construção do gráfico de vazões, os dias com mais de 4 mm de chuva foram desconsiderados. Dessa forma a vazão média afluyente foi de 578 L/dia e a vazão média efluente foi de 526 L/dia.

Figura 67 - Vazões de entrada e saída do WCV-A medidas ao longo do ano de 2017.



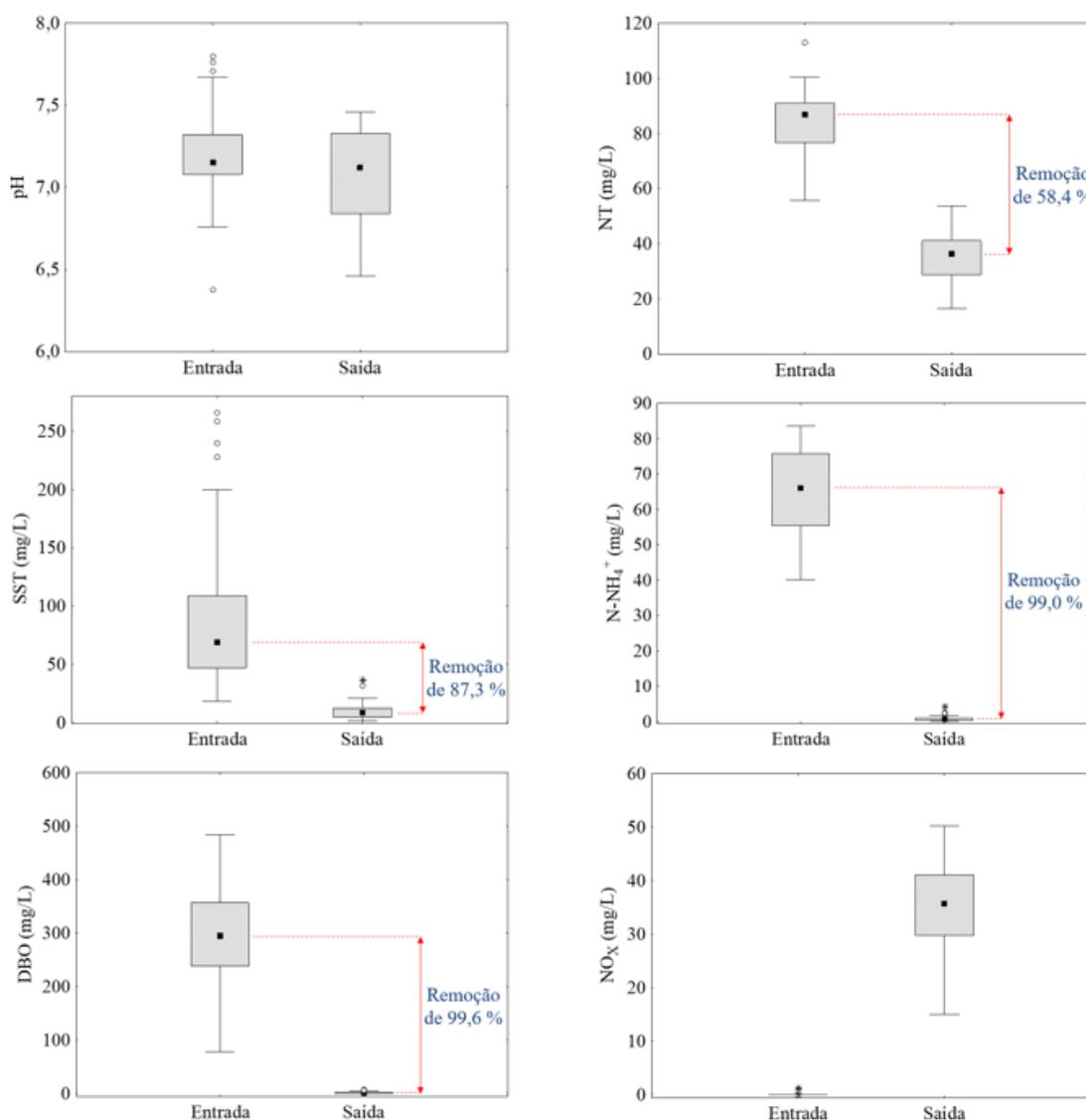
Observa-se que a vazão afluyente do WCV-A é completamente estável, devido ao bom funcionamento do bombeamento que alimenta o WCV-A todos os dias, com pulsos de alimentação de hora em hora, e também do sistema de medição de vazão efetivo. Quanto a vazão efluente, observa-se um comportamento bastante característico de maior evapotranspiração nos meses com temperaturas elevadas do hemisfério norte, entre maio e outubro, com pico nos meses de verão (junho, julho e agosto). A Tabela 8 apresenta as eficiências de remoções de poluentes em termos de concentração e a Figura 68 apresenta os gráficos de remoção de poluentes.

Tabela 8 - Eficiência de remoção de poluentes do WCV-A, em termos de concentração, utilizando valores de mediana, obtidos ao longo do ano de 2017.

Parâmetro	Entrada	Saída	Remoção (%)
SST (mg/L)	69,0 (47)	8,8 (39)	87,3
DBO (mg/L)	295,0 (47)	1,1 (41)	99,6
NT (mg/L)	87,1 (45)	36,2 (39)	58,4
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	66,1 (44)	0,6 (38)	99,0

Nota: Entre parênteses o número de amostragens.

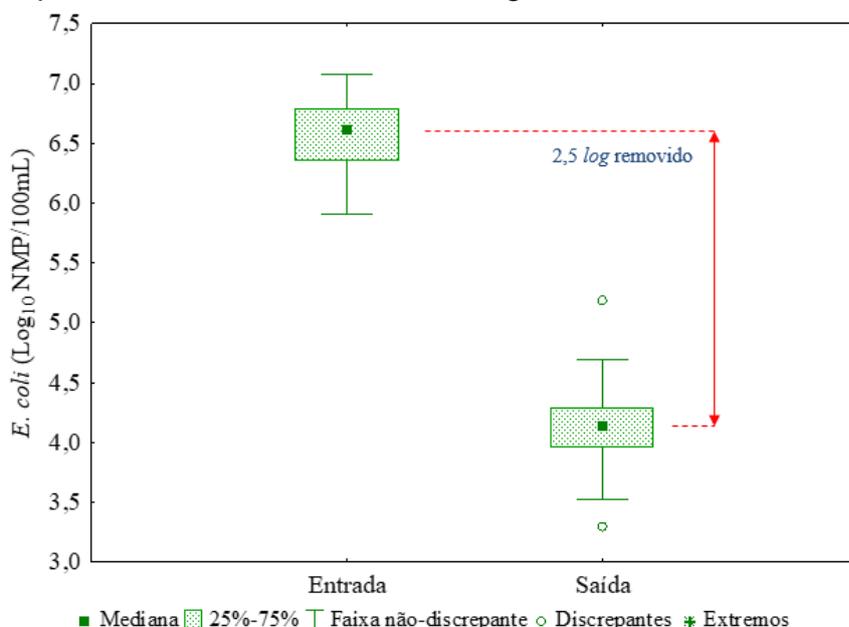
Figura 68 - Remoção de poluentes no WCV-A, em termos de concentração, obtidos ao longo do ano de 2017.



Observa-se a alta eficiência de remoção de poluentes do WCV-A, com valores medianos de remoção de 87,3% para SST, 99,6% para DBO, 58,4% para NT e 99% para  $\text{N-NH}_4^+$ . Da mesma forma que o WC híbrido, mesmo com a alta eficiência de remoção de nitrogênio, o WCV-A apresentou a formação de  $\text{NO}_x$  no efluente final, indicando que a desnitrificação não foi completa, o que era de se esperar devido um ambiente predominantemente aeróbio devido a aeração forçada.

A concentração média de *E. coli* no afluente ao WCV-A foi de  $4,11 \times 10^6$  NMP/100mL. Após percolação do efluente no WCV-A a concentração de *E. coli* diminuiu para  $1,40 \times 10^4$  NMP/100mL. Dessa forma, o decaimento de *E. coli* em termos de remoção logarítmica foi de 2,5  $\log_{10}$  de remoção para o WCV-A (Figura 69).

Figura 69 - Remoção de *E. coli* do WCV-A obtidos ao longo do ano de 2017.

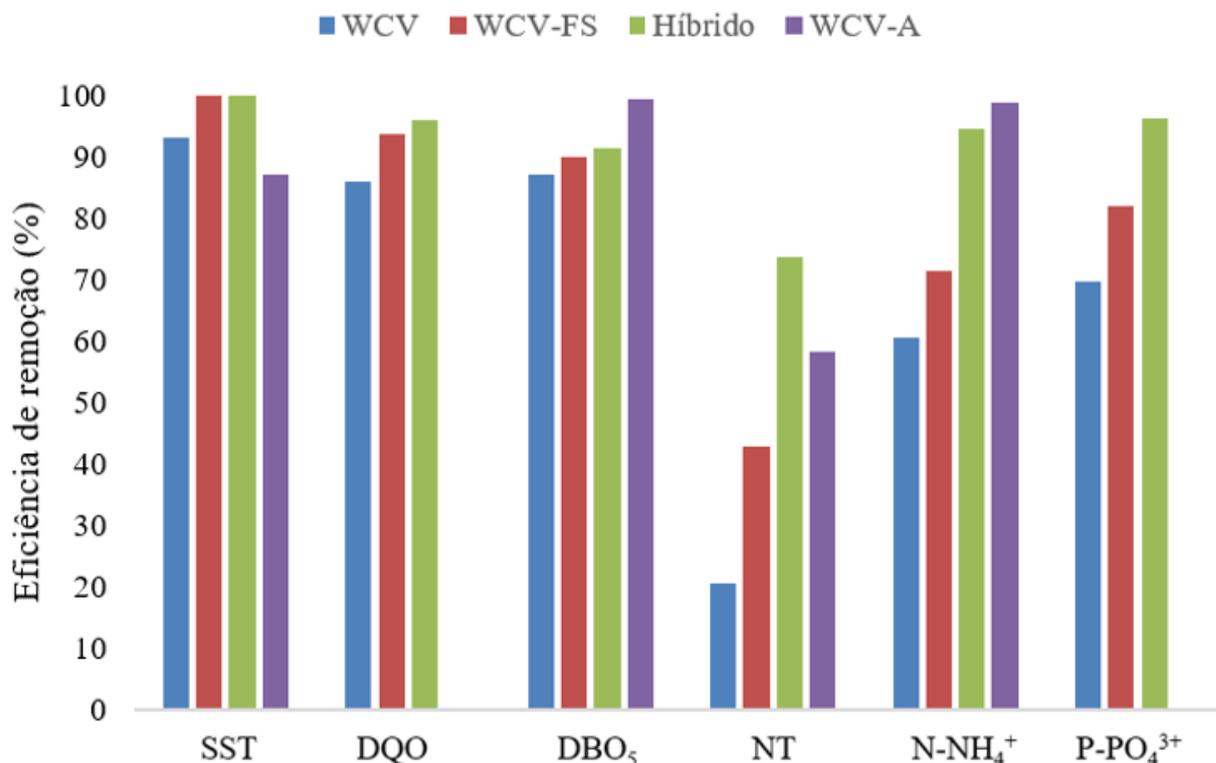


## 6.4 DISCUSSÃO DOS RESULTADOS

### 6.4.1 Comparações em termos de concentração entre as quatro modalidades de wetlands construídos estudadas

Na Figura 70 apresenta-se o desempenho de tratamento em termos de concentração, das quatro modalidades de WC estudadas, considerando os períodos de obtenção de dados de três anos e meio para WCV, WCV-FS e WC híbrido, e de um ano para o WCV-A.

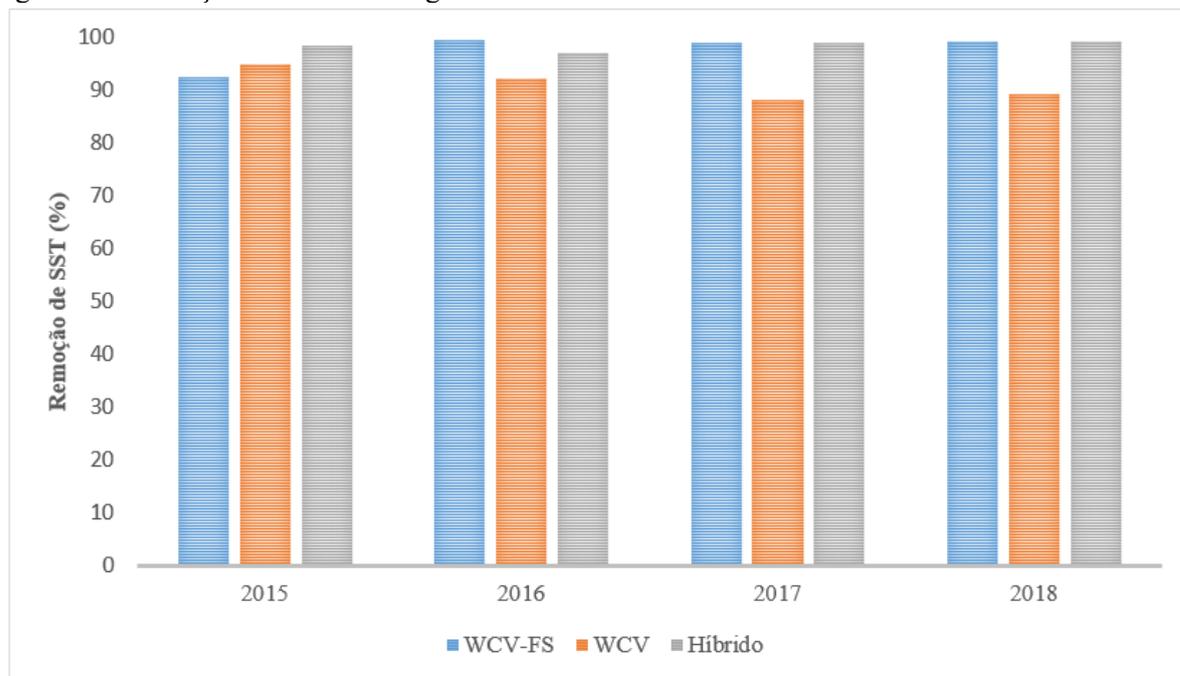
Figura 70 - Eficiências de remoção de poluentes das quatro modalidades estudadas.



Independente da carga aplicada de SST, todos os WC apresentaram remoções medianas de SST acima de 87%. O maior desempenho foi encontrado no WCV-FS e sistema híbrido com mediana de 100% de remoção. O WCV apresentou remoção de 93,2% de SST, já o WCV-A apresentou o menor desempenho, com 87,3% de remoção. Destaca-se que o material filtrante do WCV-A difere dos demais WC, sendo composto por pedra brita, o que naturalmente espera-se uma eficiência de remoção de SST menor, devido a maior porosidade deste material em relação a areia, a qual era o material filtrante das demais unidades estudadas de WC. Além disso, o WCV-A operou continuamente por mais de sete anos, dobro de tempo de operação em relação ao WCV, WCV-FS e WC híbrido, com regime de operação de sete dias por semana. Com isso infere-se que a aeração interferiu positivamente para manter uma alta remoção de SST, mesmo que menor que os outros WC estudados, reduzindo o potencial de colmatação na unidade. Já o WCV, WCV-FS e WC híbrido apresentaram remoções acima de 93%, permitindo inferir que a alta eficiência de remoção esteja diretamente relacionada com a forma de operação dos três sistemas, baseada em 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso. Analisando as eficiências de remoção de SST do WCV, WCV-FS e WC híbrido ao longo do tempo (Figura 71), observa-se que o WC híbrido manteve remoção sempre estável, diferentemente do WCV-FS que no primeiro ano de operação em 2015, obteve baixa remoção comparada aos anos

seguintes e, também, diferentemente do WCV que neste mesmo primeiro ano em 2015, obteve maior remoção comparada aos anos seguintes. Ou seja, o WCV-FS aumentou seu desempenho e o WCV diminuiu o desempenho de remoção de SST ao longo do tempo.

Figura 71 - Remoções de SST ao longo dos anos avaliados observadas nos módulos WC.

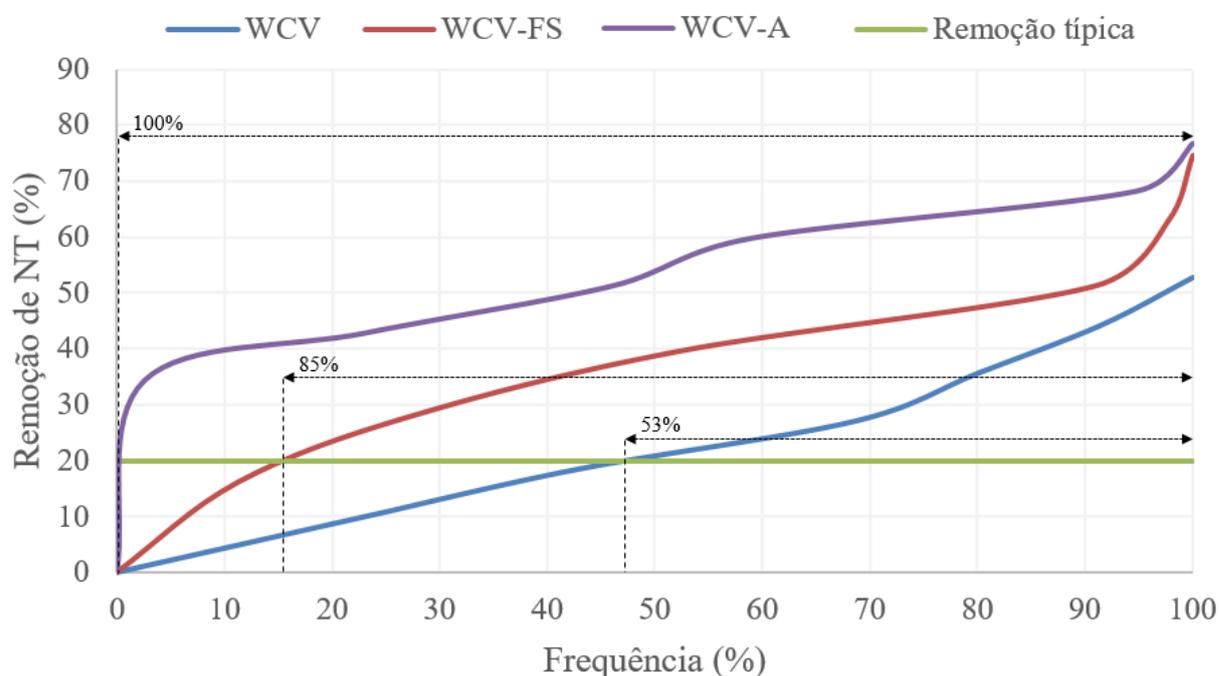


As remoções medianas de DQO identificadas nos WC foram de 86,2%, 93,7% e 96,1% para WCV, WCV-FS e WC híbrido, respectivamente. O mesmo comportamento foi identificado para DBO<sub>5</sub>, com eficiências de remoção de 87,1%, 90,2% e 91,4% para WCV, WCV-FS e WC híbrido, respectivamente. Observa-se que houve elevada remoção de matéria orgânica carbonácea nos três WC (tanto em termos de concentração quanto carga, com exceção dos valores de outono e inverno do ano de 2017 no WCV), acima de 80% de remoção, valor este preconizado na normativa legal do estado de Santa Catarina em termos de carga (Lei 14675/2009). Já o WCV-A apresentou remoção quase total de DBO<sub>5</sub>, com valor mediano de remoção de 99,6%. Infere-se, portanto, que a aeração interferiu positivamente na remoção de matéria orgânica carbonácea, disponibilizando oxigênio suficiente para a remoção deste parâmetro.

Em relação aos compostos nitrogenados, houve maior discrepância entre os resultados de cada modalidade. As remoções medianas de NT identificadas nos WC foram de 20,8%, 42,9%, 73,7% e 58,4% para WCV, WCV-FS, WC híbrido e WCV-A, respectivamente. De acordo com Dotro et al. (2017), espera-se um desempenho de 20% de remoção de NT em WC

verticais. Com base nesse valor, construiu-se o gráfico da Figura 72. O WCV apresentou o menor desempenho de remoção de NT, porém, ainda assim, com 53% do monitoramento com eficiência acima do valor esperado. O WCV-FS obteve 85% do monitoramento acima de 20% de remoção e o WCV-A obteve 100% do monitoramento da remoção de NT acima do valor esperado. Ressalta-se que a saturação de fundo de 40 cm utilizada no WCV-FS foi o fator determinante para a obtenção do dobro de eficiência de remoção de NT em relação ao WCV.

Figura 72 - Remoções de NT típica e medidas nos wetlands construídos verticais.

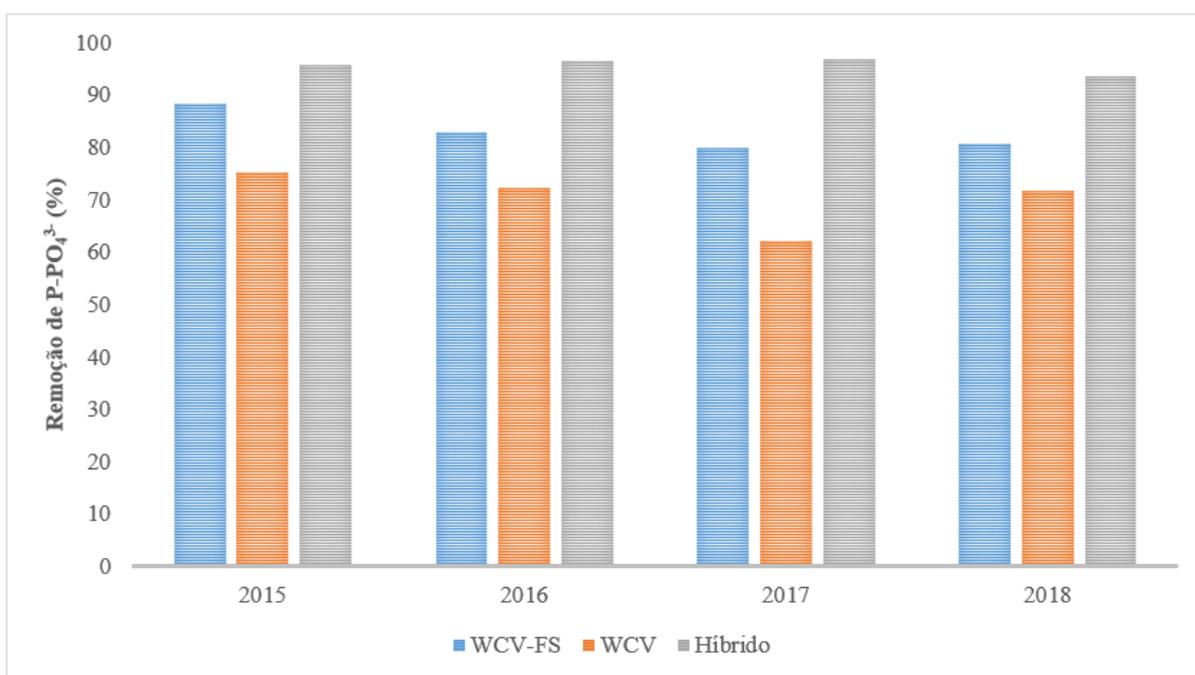


Quanto ao nitrogênio amoniacal, as remoções foram de 60,6%, 71,5%, 94,7% e 99% para o WCV, WCV-FS, WC híbrido e WCV-A, respectivamente. A modalidade menos eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal foi o WCV, seguido do WCV-FS. O WC híbrido teve uma alta remoção de nitrogênio amoniacal, provavelmente, devido ao potencial de adsorção do material filtrante associado ao longo caminho que o esgoto percorre durante o tratamento realizado por essa modalidade, resultando em elevados tempos de retenção hidráulica no sistema. Já o WC mais eficiente na remoção de nitrogênio amoniacal foi o WCV-A que removeu praticamente todo o poluente, devido a aeração que propiciou uma efetiva nitrificação.

Em relação ao desempenho de remoção de fósforo ortofosfato, o WCV foi a modalidade menos eficiente, com desempenho de remoção de 69,7%, seguido do WCV-FS com desempenho de remoção de 82%. Mesmo obtendo eficiências menores que o WC híbrido, que

obteve 96,5% de remoção deste nutriente, os WC verticais obtiveram elevada remoção de fósforo ortofosfato, considerando o período de monitoramento de três anos e meio. A remoção de fósforo ortofosfato dá-se por adsorção do material filtrante e assimilação pelas macrófitas e microrganismos. Dessa forma, a remoção é considerada variável ao longo do tempo, diminuindo principalmente conforme ocorre a saturação do maciço filtrante e, conseqüente liberação deste nutriente no efluente tratado. Observa-se na Figura 73 o comportamento da remoção de  $P-PO_4^{3-}$  ao longo dos anos de monitoramento das modalidades WCV, WCV-FS e WC híbrido. Houve diminuição da remoção de  $P-PO_4^{3-}$  nos WC verticais ao longo do tempo. Já o WC híbrido manteve a eficiência estável ao longo do monitoramento, provavelmente devido a maior capacidade de adsorção promovida por essa modalidade.

Figura 73 - Remoções de  $P-PO_4^{3-}$  ao longo dos anos observadas nos módulos WC.

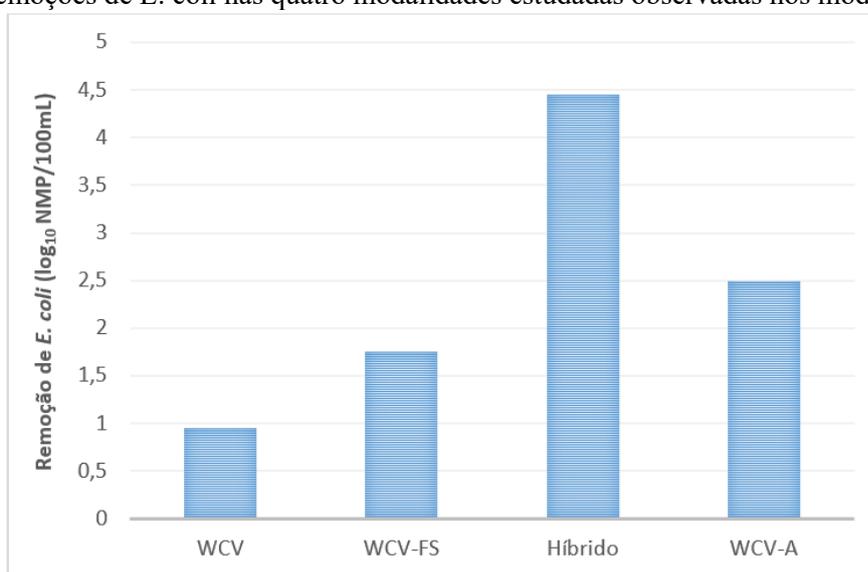


Identificou-se variáveis remoções de organismos patogênicos em todas as modalidades avaliadas, tendo uma variação significativa de  $\log_{10}$  removidos de *E. coli* (Figura 74). A modalidade menos eficiente foi o WCV com 0,95  $\log_{10}$  removidos, e a modalidade mais eficiente foi o WC híbrido com 4,45  $\log_{10}$  removidos. A eficiência dos WC na remoção de organismos patogênicos está diretamente associada às condições climáticas, sedimentação, filtração e predação, bem como o tempo de retenção (IWA, 2000). Como o sistema híbrido era composto de um WCV seguido de um WCH, a sua alta remoção de *E.coli* está associada principalmente com o tempo de retenção dessa modalidade, que é maior comparada aos outros

três WC. Além disso, as performances em relação à remoção de *E. coli* poderiam ser aprimoradas com unidades de desinfecção pós tratamento nos wetlands.

Freitas (2017) avaliando a hidrodinâmica do WCH do sistema híbrido em questão, concluiu que o tempo de detenção hidráulico médio é de 6 dias. Já Fachine (2019) avaliando a hidrodinâmica do WCV-FS conclui que o TDH é em torno de 1,5 dias. O WCV, diferentemente do WCV-FS e WCH, que possuem seus maciços filtrantes saturados com esgoto submetido ao tratamento, possui tempo de percolação de mais de 90% do pulso efluente em torno de 2 horas e 45 minutos após aplicação.

Figura 74 - Remoções de *E. coli* nas quatro modalidades estudadas observadas nos módulos WC.



Independente do parâmetro analisado, o WCV sempre obteve o menor desempenho de remoção de poluentes entre as quatro modalidades estudadas. Considerando que para instalar e operar um WCV-FS, a única diferença em relação a um WCV é a saturação de fundo, que é facilmente realizada com a utilização de um controlador de nível, recomenda-se utilizar sempre WCV-FS para obter maiores remoções de poluentes no tratamento de esgotos sanitários, quando não se dispõe de áreas para instalar um WC híbrido, ou quando o custo de energia for um fator limitante para operação de um WCV-A.

#### 6.4.2 Potencial de remoção de matéria orgânica e nitrogenada

Para estimar o potencial de eficiência na remoção de matéria orgânica e nitrogênio entre as quatro modalidades de WC estudadas, escolheu-se a modalidade a qual demonstrou a maior eficiência de remoção em termos de concentração do parâmetro em questão (DBO ou

NT), e fez-se uma relativização com as eficiências de remoção das demais modalidades. Para o potencial da eficiência de remoção de nitrogênio total, o ranqueamento das modalidades pode ser verificado na Figura 75, e para o potencial da eficiência de remoção de matéria orgânica, o ranqueamento das modalidades pode ser verificado na Figura 76.

Figura 75 - Relativização do potencial de eficiência de remoção de nitrogênio total.

**NITROGÊNIO TOTAL** (em termos de concentração):

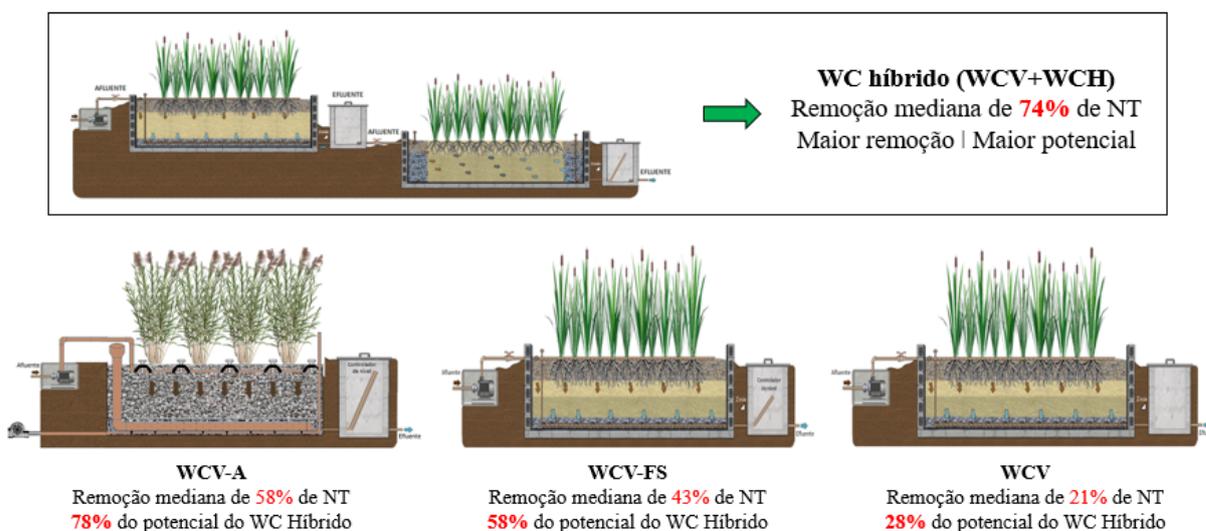
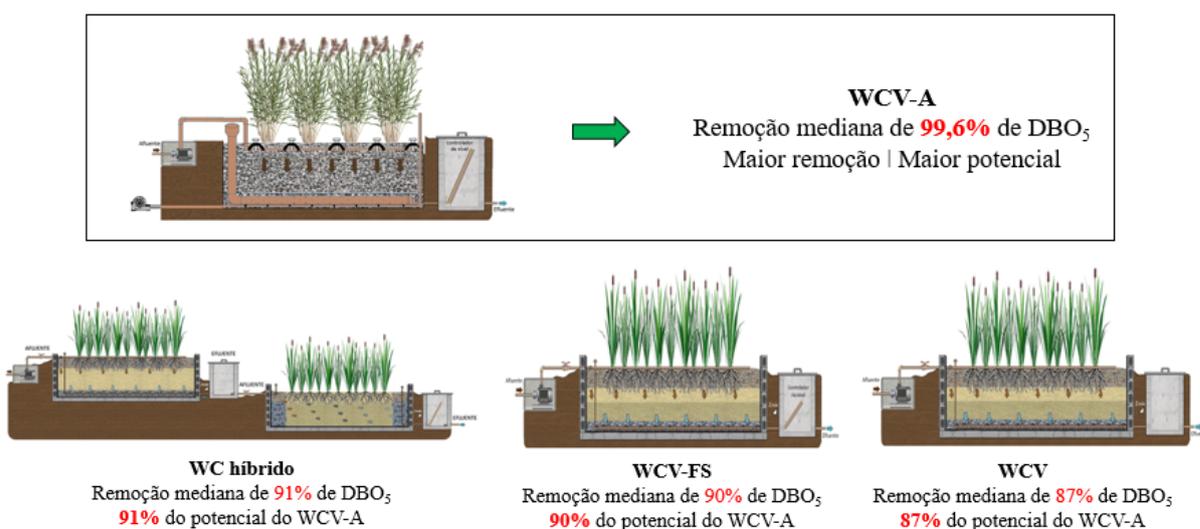


Figura 76 - Relativização do potencial de eficiência de remoção de matéria orgânica.

**DBO<sub>5</sub>** (em termos de concentração):

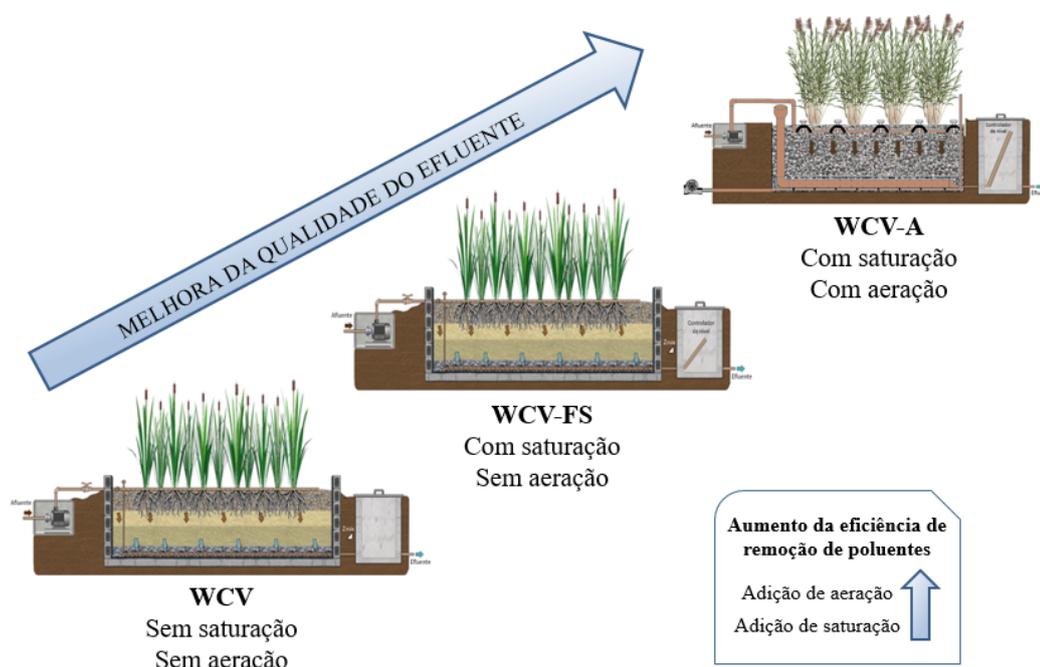


Tanto para as remoções de matéria orgânica quanto nitrogênio, o WC híbrido e o WCV-A possuem as maiores eficiências, seguidos do WCV-FS e do WCV. Para a matéria orgânica, mesmo que possuindo a menor eficiência, o WCV ainda apresentou 87% do potencial

de remoção de  $DBO_5$  em relação ao WCV-A. Já para o nitrogênio total, o WCV apresentou apenas 28% do potencial de remoção de NT em relação ao WC híbrido, valor inferior quando comparado com as outras modalidades (WCV-A e WCV-FS).

Considerando apenas os WC verticais, verifica-se que há uma melhoria na qualidade do efluente final em relação à saturação e aeração das modalidades, principalmente quanto a remoção de nitrogênio total (Figura 77).

Figura 77 - Relativização da melhoria da qualidade do efluente tratado devido a otimização dos WCV, considerando a modificação por meio da saturação de fundo e a intensificação empregando a aeração.



Dessa forma, para a remoção de nitrogênio total, infere-se que:

WCV: Sem ambiente saturado e sem aeração forçada = Menor remoção de NT;

WCV-FS: Com ambiente saturado que aumenta o tempo de contato do efluente e sem aeração forçada = Aumento da remoção de NT;

WCV-A: Com ambiente saturado que aumenta o tempo de contato do efluente e com aeração forçada = Maior remoção de NT.

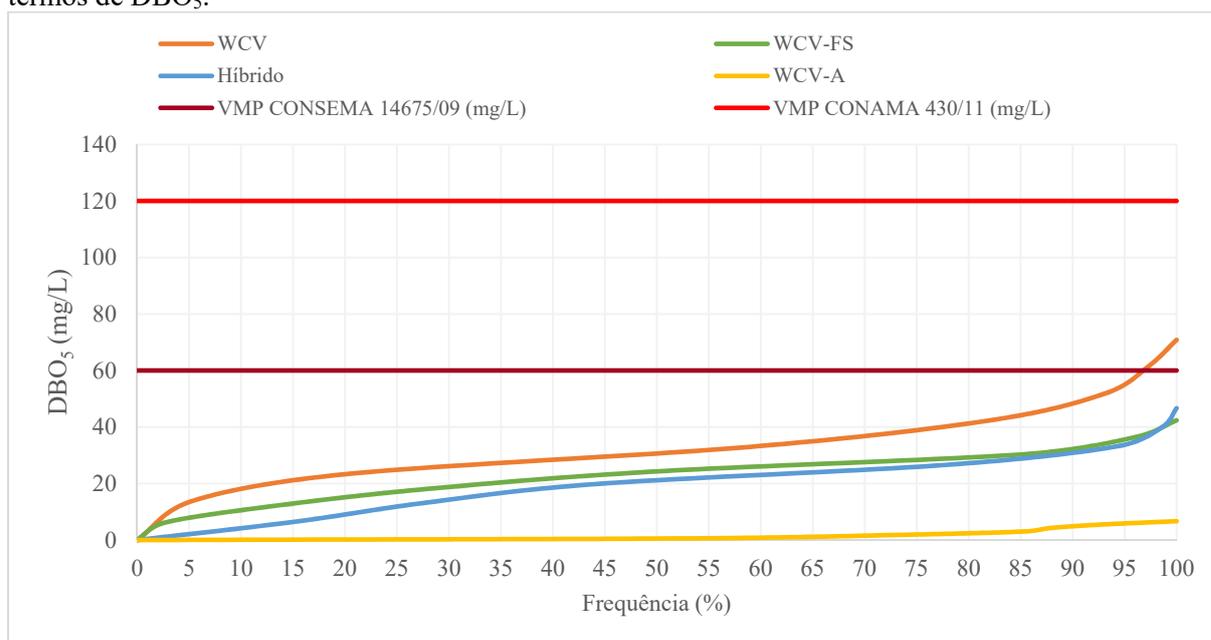
#### 6.4.3 Atendimento à legislação pertinente

O padrão de lançamento de efluentes em corpos hídricos é uma ferramenta que, juntamente com o padrão de qualidade dos corpos receptores, visa a resguardar a qualidade dos

recursos hídricos. Em nível federal, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução 430, de 13 de maio de 2011 (BRASIL, 2011), complementa e altera a Resolução 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005), e dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, fixando valores de concentração de parâmetros orgânicos e inorgânicos a serem obedecidos por qualquer fonte poluidora que lance seus efluentes em corpos receptores. Além disso, alguns órgãos ambientais estaduais e municipais possuem legislações próprias, tendo como base os padrões estabelecidos pela legislação federal e, eventualmente, firmando padrões mais restritivos (MORAIS e SANTOS, 2019). Utilizando o estado de Santa Catarina como referência, o mesmo estabelece padrão mais restritivo em relação à legislação federal para os parâmetros  $\text{DBO}_5$  e fósforo total, através da Lei Estadual 14675, de 13 de abril de 2009 (SANTA CATARINA, 2009).

Em relação à matéria orgânica, na legislação federal o valor máximo permitido (VMP) é de 120 mg/L ou eficiência de remoção mínima de 60% de DBO. Já na legislação catarinense o VMP é de 60 mg/L ou eficiência de remoção mínima de 80% em termos de carga de DBO. Considerando a frequência acumulada de  $\text{DBO}_5$  das quatro modalidades de WC analisadas neste trabalho, apenas o WCV não teve seu efluente final com concentração 100% dentro da legislação, tendo 3% dos seus dados acima do VMP para a legislação mais restritiva, como pode ser visto na Figura 78.

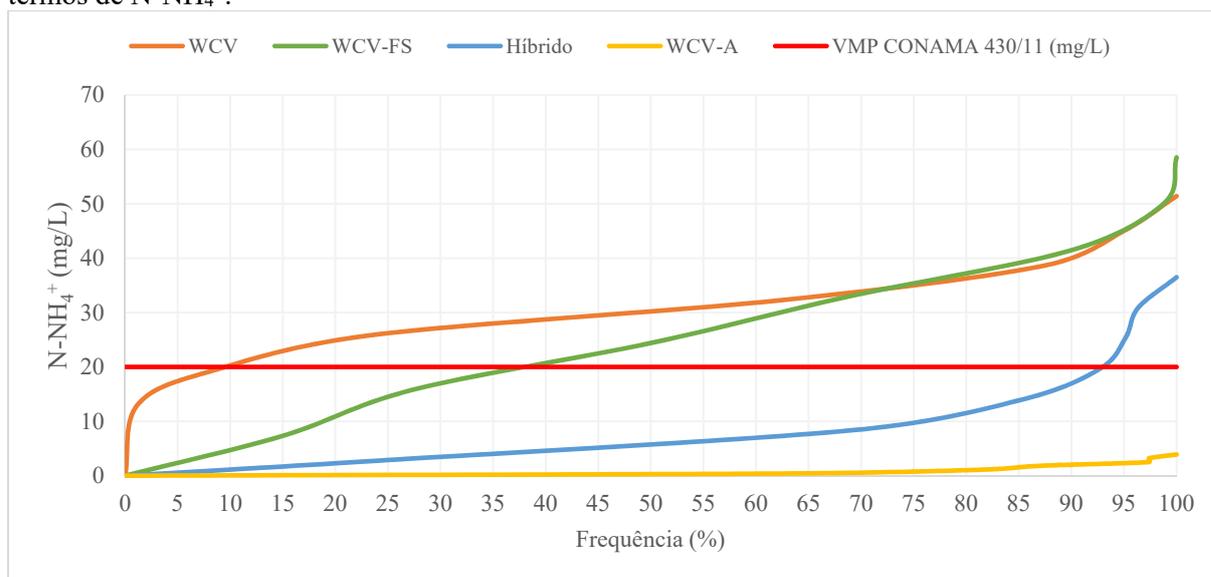
Figura 78 - Frequência acumulada relativa as concentrações de efluente tratado nos módulos WC em termos de  $\text{DBO}_5$ .



Mesmo o WCV apresentando valores acima do máximo permitido para a legislação catarinense, o mesmo sempre apresentou eficiência de remoção em termos de carga acima de 75%, ou seja, todas as quatro modalidades estudadas apresentaram elevada remoção de matéria orgânica, todas de acordo com a legislação federal.

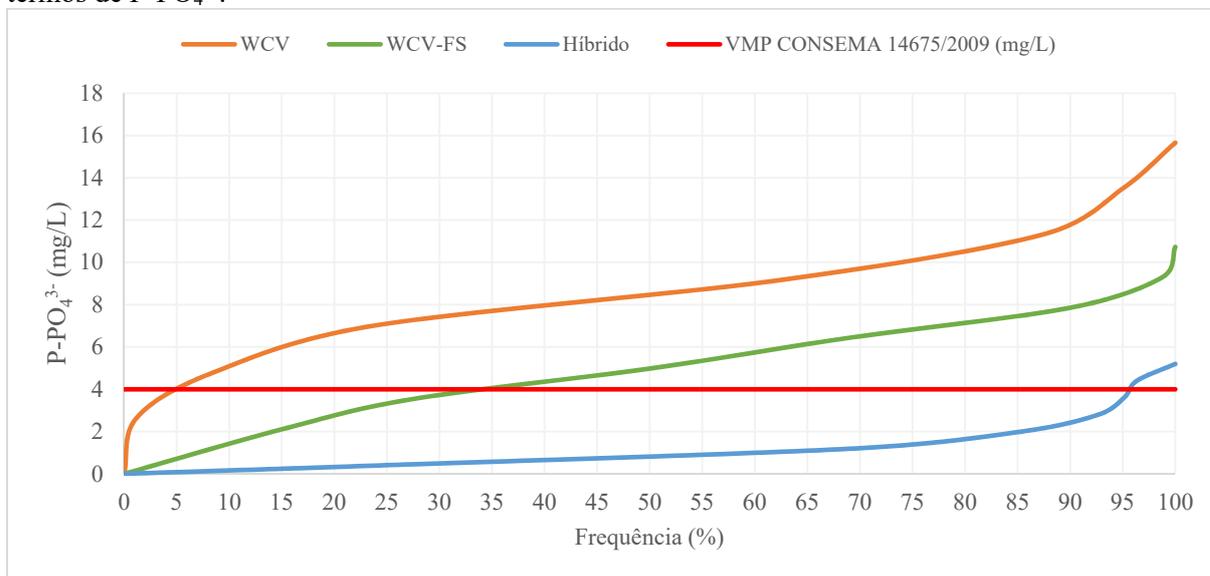
Em relação aos compostos nitrogenados, a legislação catarinense não faz referência a esses compostos, sendo que a legislação brasileira cita o parâmetro nitrogênio amoniacal total na Resolução 430/2011 do CONAMA, com VMP de 20 mg/L de  $\text{N-NH}_4^+$ . Nesse sentido, fazendo a comparação da frequência acumulada de  $\text{N-NH}_4^+$  com a legislação federal (Figura 79), observa-se que o WCV obteve 91% dos dados do efluente acima do VMP, o WCV-FS obteve 62% dos dados do efluente acima do VMP, o WC híbrido obteve 7% dos dados acima do VMP e o WCV-A obteve 100% dos dados abaixo do VMP. Porém, ressalta-se que, atualmente o VMP não é exigível para sistemas de tratamento de esgotos sanitários.

Figura 79 - Frequência acumulada relativa as concentrações de efluente tratado nos módulos WC em termos de  $\text{N-NH}_4^+$ .



Já para o parâmetro fósforo total, na legislação federal não há indicação de VMP e na legislação catarinense é de 4 mg/L ou 75% de remoção, desde que não altere as características dos corpos hídricos. Neste trabalho não foi realizada análise do parâmetro fósforo total, mas foi analisado o parâmetro fósforo ortofosfato, que é a fração predominante de fósforo nos esgotos, encontrando-se na forma solúvel. Nesse sentido, fazendo a comparação da frequência acumulada de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  com a legislação catarinense (Figura 80), observa-se que o WCV obteve 95% dos dados do efluente acima do VMP, o WCV-FS obteve 66% dos dados do efluente acima do VMP e o WC híbrido obteve 4% dos dados acima do VMP.

Figura 80 - Frequência acumulada relativa as concentrações de efluente tratado nos módulos WC em termos de  $P-PO_4^{3-}$ .



Nota: o VMP CONSEMA refere-se ao valor de Fósforo total.

Dessa forma, nenhuma das modalidades avaliadas esteve 100% em conformidade ao VMP da legislação catarinense, sendo o WC híbrido a única modalidade que obteve eficiência de remoção mínima de 75% (valor mínimo igual a 85%). Portanto, faz-se necessário estudos para melhorar a eficiência de remoção de fósforo do WCV e WCV-FS, ou adicionar pós-tratamento aos efluentes para adequação às legislações pertinentes na condição de lançamento do efluente tratado em corpos hídricos.

#### 6.4.4 Adaptação e desenvolvimento das macrófitas na EETE

Desde o transplântio das macrófitas para os WCV-FS e WC híbrido (WCV + WCH) em junho de 2015, identificou-se uma variação na adaptação, desenvolvimento e cobertura da área superficial de cada módulo avaliado. Logo após os dois primeiros meses do transplântio, foi realizada substituição de plantas que não se desenvolveram nesse período, em todas as unidades avaliadas. Em dezembro de 2016 foi realizado o primeiro corte de macrófitas, como pode ser observado na Figura 81, Figura 82 e Figura 83.

Figura 81 - WCV após primeiro corte da parte aérea das macrófitas, em dezembro de 2015.



Figura 82 - WCV-FS após primeiro corte da parte aérea das macrófitas, em dezembro de 2015.



Figura 83 - WCH após primeiro corte da parte aérea das macrófitas, em dezembro de 2015.



Posteriormente a essa etapa, foi identificado que as macrófitas do WCV-FS e do WCH se desenvolveram mais que as macrófitas do WCV, tanto em crescimento quanto em número de indivíduos na seção superficial. Após corte realizado em julho de 2016 (um ano após transplante inicial) foi feita a contagem de macrófitas nos WC verticais, resultando em 265 indivíduos no WCV-FS (35 plantas/m<sup>2</sup>) e 149 indivíduos no WCV (20 plantas/m<sup>2</sup>). Ressalta-se que todos os módulos WC foram transplantados com uma razão de 4 plantas/m<sup>2</sup>.

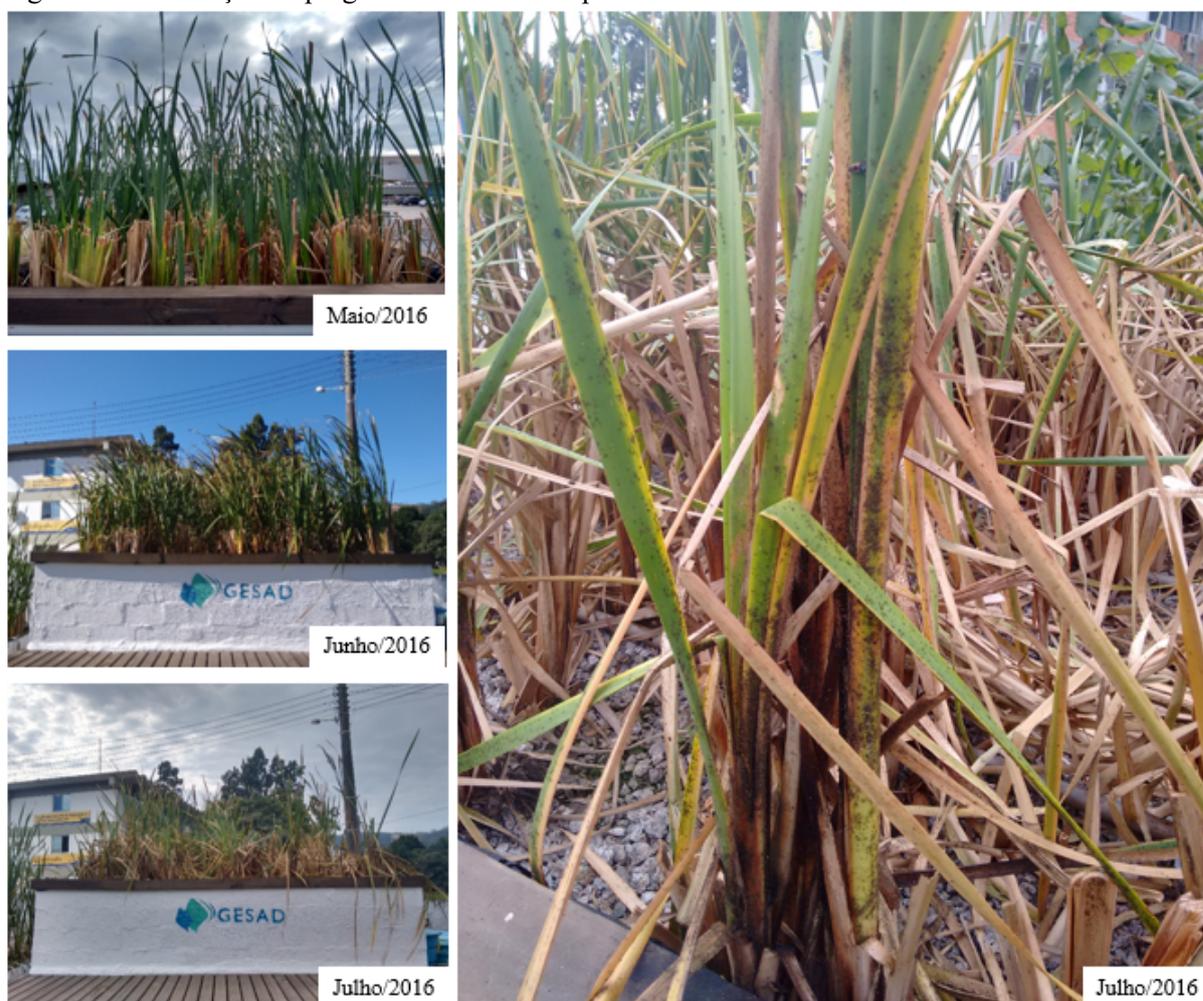
Após os cortes realizados e com o início de novos ciclos de crescimento das macrófitas nas unidades, o mesmo comportamento foi identificado, ou seja, o WCV apresentou dificuldades de promover adaptação das macrófitas tanto no crescimento foliar quanto na abundância de plantas na unidade de tratamento, enquanto que nas demais unidades, esse problema não foi identificado. Esse comportamento foi verificado em todo o período estudado.

Além disso, ressalta-se a presença de plantas invasoras em todas as unidades, o que gerou uma competição entre as diferentes plantas presentes nas unidades (Figura 84), e também a infestação de afídeos, popularmente conhecidos como “pulgões”, o que diminuiu a biomassa vegetal das plantas, principalmente no WCV (Figura 85).

Figura 84 - Plantas invasoras identificadas no WCV-FS e no WC híbrido.



Figura 85 - Infestação de pulgões nas macrófitas presentes no WCV.



O crescimento dos pulgões se deu de forma rápida e descontrolada, ocasionando o enfraquecimento e morte de muitas macrófitas. Duas ações foram tomadas para resolver o problema, quais foram: a borrifação de solução de fumo (fumo em corda, álcool e água) nas macrófitas e o corte emergencial no WCV e WCV-FS. Optou-se por fazer o corte a 20 cm do maciço filtrante para retirar a maior quantidade possível de pulgões dos WC. Mesmo após o corte, a solução de fumo foi passada semanalmente nas unidades até verificar a ausência de

pulgões. Percebeu-se que as plantas ficaram frágeis após este acontecimento, principalmente as macrófitas do WCV.

Com base no acompanhamento visual avaliado desde o transplântio, as macrófitas do WCV-FS e do WCH se desenvolveram mais que as macrófitas do WCV, apresentando sempre maior comprimento foliar e vitalidade. Estes resultados podem estar relacionados com a saturação do maciço filtrante, o qual disponibilizou maior umidade no meio, enquanto que o WCV permaneceu com o maciço filtrante com menos umidade, apenas saturado com esgoto após os pulsos de alimentação, prejudicando o desenvolvimento das macrófitas.

Considerando o monitoramento do crescimento foliar realizado durante os meses de abril de 2016 a fevereiro de 2017, no WCH foi avaliado um ciclo de 50 dias de crescimento das macrófitas e nos WCV e WCV-FS foram avaliados 3 ciclos de crescimentos de aproximadamente 80 dias cada, correspondente aos períodos de diferentes estações do ano. A altura média identificada após 50 dias de crescimento para o WCV-FS, WCV e WCH foi de 127 cm, 89 cm e 140 cm, respectivamente. As macrófitas apresentaram maior crescimento no WCH, enquanto que no WCV as mesmas atingiram as menores alturas do estudo. O mesmo comportamento já foi reportado por Pelissari (2013). Provavelmente, a umidade presente no maciço filtrante foi um fator determinante para o crescimento das macrófitas, uma vez que ocorreu maior crescimento no WCV-FS do que no WCV, sendo que ambos os WC receberam a mesma carga orgânica e taxa hidráulica aplicada. Esses resultados mostram que o WCV-FS apresentou benefícios para o desenvolvimento das macrófitas, quando comparado ao WCV (Figura 86).

Figura 86 - Aspectos visuais das macrófitas presentes nos WCV estudados. a) WCV-FS. b) WCV.



Observou-se, também, crescimento diferenciado nas macrófitas do WCH (Figura 87), onde as plantas próximas a zona de entrada do afluente (esquerda da foto presente na Figura

87) eram maiores, provavelmente devido à maior disponibilidade de nutrientes, enquanto que as macrófitas próximas a zona de saída do efluente (direita da foto presente na Figura 87) eram menores. Esse mesmo comportamento foi verificado após todas os cortes realizados no WCH, indicando assim, que a disponibilidade de nutrientes pode influenciar no desenvolvimento foliar das plantas.

Figura 87 - Crescimento diferenciado de *Typha domingensis* identificado nas zonas de entrada e saída do WCH. (Esquerda na foto relaciona-se com a entrada do afluente; Direita na foto relaciona-se ao efluente tratado).



Em relação a produção de biomassa de *Typha domingensis* no WCV, WCV-FS e WCH, ao longo do primeiro ano foram realizados quatro cortes de macrófitas, onde foi possível pesar todo o material vegetal retirado de cada WC e determinar os pesos de biomassa seca através do teor de umidade das plantas.

O WCV-FS apresentou produção de biomassa maior que o WCV (aproximadamente o triplo de produtividade). Observou-se também que os dados de pesos obtidos no corte de julho de 2016 são inferiores aos dados de outros cortes. Esse fato pode estar relacionado com o aparecimento dos pulgões, que influenciaram no desenvolvimento das macrófitas dos WC, interferindo no crescimento e produtividade de biomassa da *Typha domingensis*.

O WCV-FS teve maior produtividade média de biomassa seca por área superficial do módulo ( $1,4 \text{ kg/m}^2$ ), seguido pelo WCH ( $1,2 \text{ kg/m}^2$ ) e WCV ( $0,4 \text{ kg/m}^2$ ). Esses resultados mostraram que o WCV-FS proporcionou condições favoráveis para o desenvolvimento e a climatização das macrófitas. Além disso, destaca-se que essa biomassa pode ser um subproduto da estação de tratamento de esgoto, mostrando assim que os WC são uma ecotecnologia que se insere no contexto da economia circular.

A Figura 88 apresenta em fotos a EETE ao longo dos anos de operação, de junho de 2015 a dezembro de 2018.

Figura 88 - Fotos ilustrativas da EETE ao longo dos 3,5 anos de operação (junho/2015 a dezembro/2018).



Junho/2015



Dezembro/2015



Junho/2016



Junho/2017



Fevereiro/2018



Dezembro/2018

#### 6.4.5 Estimativa de custos entre as modalidades de wetlands construídos estudadas

Para a determinação da área requerida, do custo de implantação e o custo de energia para operação das modalidades de WC, algumas considerações foram realizadas, sendo que a mais importante é relativa ao equivalente populacional para cada unidade.

O WCV, o WCV-FS e o WC híbrido foram projetados para atender a contribuição representativa de uma residência unifamiliar de até cinco pessoas. Como as modalidades da EETE foram dimensionadas para operarem em regimes de alimentação e repouso de 3,5 dias/semana, eram necessárias duas unidades de cada modalidade para ter uma operação completa de 7 dias/semana. Além disso, considerando os volumes reais de aplicação de esgoto, obteve-se um equivalente populacional diferente do projetado, como pode ser observado na Tabela 9. Ressalta-se que para a contribuição de esgoto diária por pessoa, considerou-se uma residência de alto padrão, utilizando o volume de 160 L/dia, de acordo com a NBR 13969 (ABNT, 1997). Dessa forma, as quatro modalidades resultaram em um equivalente populacional de quatro pessoas.

Tabela 9 - Equivalente populacional para cada unidade WC estudada.

Modalidade	Volume de esgoto	Equivalente Populacional	Equivalente Populacional
	aplicado (L/dia)	calculado	considerado
	L/dia	Pessoas	Pessoas
WCV	637	3,98	4,0
WCV-FS	648	4,05	4,0
WC híbrido	637	3,98	4,0
WCV-A	578	3,61	4,0

- Área requerida

A Tabela 10 apresenta as áreas superficiais totais e a relativização da área por habitante para cada uma das quatro modalidades de WC. Ressalta-se que, como discutido anteriormente, as áreas do WCV, WCV-FS e WC híbrido tiveram seus valores duplicados para corresponder a uma operação completa de 7 dias/semana. Além disso, considerou-se um equivalente populacional de 4 pessoas para cada modalidade.

Tabela 10 - Equivalente populacional para cada modalidade de WC estudada.

Modalidade	Área superficial	Relação área/habitante
	m <sup>2</sup>	m <sup>2</sup> /pessoa
WCV	15	3,75
WCV-FS	15	3,75
WC híbrido	47	11,75
WCV-A	6,2	1,55

A maior exigência por área foi para o WC híbrido, que é composto por um WCV seguido de um WCH, correspondendo a uma área requerida de 11,75 m<sup>2</sup>/pessoa, já considerando dois módulos para a intermitência de alimentação e repouso. Na sequência, os WCV e WCV-FS apresentaram uma área requerida de 3,75 m<sup>2</sup>/pessoa, e por último, a menor área requerida foi a do WCV-A, com 1,55 m<sup>2</sup>/pessoa. No entanto, se for analisada apenas a área do módulo em operação, a relação área/pessoa cai para 1,9 m<sup>2</sup>/pessoa no WCV, 1,9 m<sup>2</sup>/pessoa no WCV-FS, 5,9 m<sup>2</sup>/pessoa no WC híbrido e o WCV-A permanece com a mesma relação, de 1,55 m<sup>2</sup>/pessoa.

Destaca-se que, em termos de projeto, o WC híbrido necessita de dois módulos de WCV e dois módulos de WCH, aumentando consideravelmente o requerimento de área para essa modalidade. Porém, analisando as eficiências de remoção obtidas pelos WCV e WCH, infere-se que alternativamente poderia ser utilizado duas unidades de WCV trabalhando em paralelo, com apenas uma unidade de WCH com operação contínua. Dessa forma, a área requerida por pessoa do WC híbrido passaria de 11,75 m<sup>2</sup>/pessoa para 7,75 m<sup>2</sup>/pessoa, ainda apresentando o maior requerimento de área entre as modalidades, sendo o dobro de requerimento do WCV ou WCV-FS e cinco vezes maior que o WCV-A.

- Custos para implantação

Para a estimativa de custos da implantação de cada modalidade, foram utilizadas as áreas superficiais e volumes de materiais filtrantes considerando as características de dimensionamento dos WC estudados, de acordo com o regime de alimentação de 7 dias/semana.

Todos os custos de implantação elencados tiveram seus valores estimados com base no levantamento de custos do mês de julho para o estado de Santa Catarina, realizado pelo SINAPI, com exceção dos custos com bomba elétrica, plantas, aerador e mangueiras e conexões necessárias para aeração do WCV-A, que foram estimados através de buscas de preços na internet. O custo total de implantação para cada modalidade é apresentado na Tabela 11, sendo

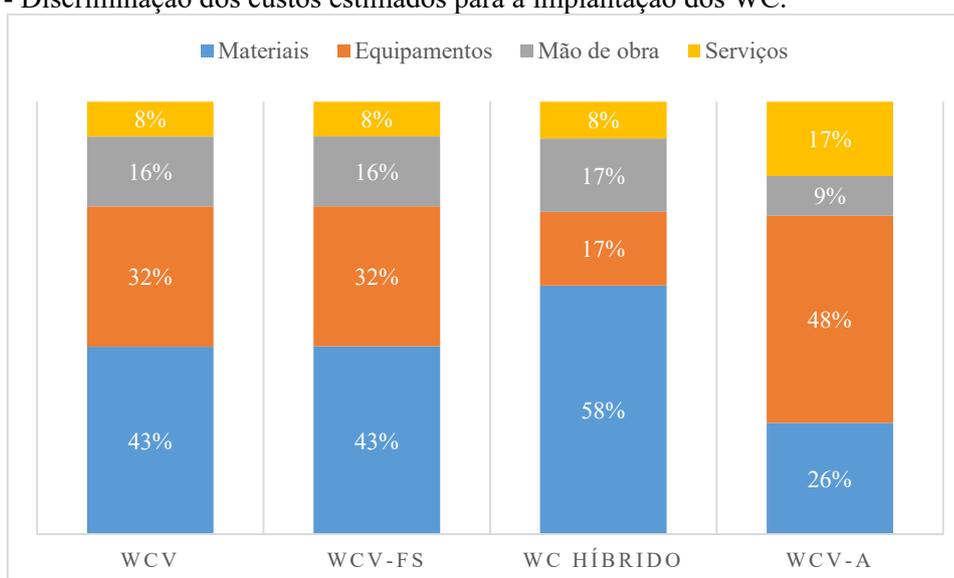
que na Figura 89 apresenta-se a discriminação de custos entre materiais, equipamentos, mão de obra e serviços (instalação de equipamentos e retroescavadeira para escavação do terreno).

Tabela 11 - Estimativa de custo de implantação de cada modalidade de WC estudada.

Modalidade	Custo de implantação (R\$)	
	Custo total	Custo/pessoa
WCV	5.653,49	1.413,37
WCV-FS	5.661,74	1.415,44
WC híbrido	10.119,02	2.529,76
WCV-A	5.099,28	1.274,82

Para os custos de mão de obra, considerou-se a necessidade da contratação de apenas dois funcionários, sendo um pedreiro e outro servente, uma vez que os WC estudados atendem o equivalente populacional de quatro pessoas, resultando em unidades de tratamento relativamente pequenas. Para quantificar as horas trabalhadas, considerou-se que cada módulo operante seria construído em 1,5 dias. Dessa forma, o WCV seria construído em 3 dias, o WCV-FS em 3 dias, o WC híbrido em 6 dias e o WCV-A em 1,5 dias. As horas trabalhadas também foram estimadas com base no levantamento de custos do SINAPI.

Figura 89 - Discriminação dos custos estimados para a implantação dos WC.



Conforme esperado, tanto o WCV quanto o WCV-FS possuem os mesmos custos de construção, diferenciando apenas na adição irrisória de tubulação e conexões do controlador de nível do WCV-FS. Dessa maneira conclui-se que numa mesma área, com o mesmo regime de

operação e o mesmo custo associado, o WCV-FS apresentou maior eficiência de remoção de poluentes quando comparado com o WCV, sem necessitar de aumento de custo expressivo para promover o nível de tratamento superior.

Classificando as modalidades de WC de acordo com o custo por habitante, o WC híbrido apresentou o maior custo, sendo de R\$ 2.351,30/pessoa, seguido dos WC verticais com média de R\$ 1.235,95/pessoa e por último o WCV-A com custo de R\$ 1.096,36/pessoa.

Observa-se que os custos com equipamentos e materiais correspondem em média 75% dos custos totais de cada modalidade, sendo que o WC híbrido tem a maior parcela de custo relacionada com a aquisição de materiais, uma vez que a área requerida para esta modalidade é maior, aumentando os gastos com material filtrante. Já o WCV-A tem a maior parcela de custo relacionada com os equipamentos, pois além de necessitar da bomba para alimentação, requer também um equipamento aerador para manter a aeração contínua dentro do WC.

Ressalta-se, também, que a utilização de equipamentos demanda de manutenções periódicas, geralmente anuais, que devem ser previstas em orçamento de projeto.

- Custos com energia elétrica

Para fins de comparação entre os custos de energia elétrica, desconsiderou-se os custos relativos ao bombeamento de esgoto para o interior dos WC, uma vez que as quatro modalidades operam tratando o equivalente populacional de quatro pessoas. Dessa forma, o gasto é o mesmo para cada modalidade, pois os volumes de alimentação e, conseqüentemente os tempos totais de alimentação são iguais, mesmo que as durações dos pulsos sejam diferentes.

Para o cálculo do custo de energia requerido para a aeração do WCV-A, considerou-se a utilização de uma bomba submersa com potência de 80 W e funcionamento contínuo ao longo do dia. Dessa maneira, obteve-se um custo total de energia de R\$ 29,98/mês ou R\$ 359,76/ano. Esses custos correspondem a R\$ 7,49/pessoa.mês ou R\$ 89,94/pessoa.ano. Ressalta-se que o aerador utilizado possui baixa potência, uma vez que o mesmo é utilizado para aquários, lagos, sistemas de filtragem, fontes e demais usos aquáticos.

## 7 CONCLUSÕES

Durante o período de envolvimento com este estudo por meio da aplicação em escala de campo de estratégias de otimização de WCV, bem como da relativização do desempenho de tratamento de esgoto promovido por diferentes modalidades de WC, buscou-se identificar as potencialidades destes, a fim de aplicá-los como alternativa tecnológica para o tratamento descentralizado de esgotos sanitários.

Ao longo de três anos e meio de operação da estação experimental de tratamento de esgoto sanitário do GESAD/UFSC, composta por uma unidade de tratamento primário tipo tanque séptico seguido de dois arranjos tecnológicos de wetlands construídos implantados em paralelo (arranjo 1: wetland construído vertical com fundo saturado – WCV-FS; arranjo 2: wetland construído vertical – WCV, seguido de wetland construído horizontal – WCH), além do monitoramento junto da estação de tratamento de esgotos da UFZ/Leipzig, também composta por unidade de tratamento primário seguido de wetland construído vertical saturado e aerado (WCV-A), pôde-se validar as hipóteses assumidas e concluir sobre aspectos de projeto, operação e desempenho destas diferentes modalidades de WC, corroborando com os objetivos desta pesquisa.

As condições operacionais junto a estação experimental do GESAD/UFSC foram conduzidas de forma a aproximar-se daquelas definidas como critérios de projeto e operação, destacando-se a carga afluente de 41 g DQO/m<sup>2</sup>.dia aos módulos em operação de WCV-FS (com 40 cm de profundidade de maciço filtrante saturado com o esgoto submetido ao tratamento e 35 cm de profundidade insaturada) e WCV (com 75 cm de profundidade de maciço filtrante insaturado), regime de alimentação alternados em 3,5 dias em operação e 3,5 dias em repouso, com aplicação intermitente de afluente em 3 a 4 pulsos por dia de operação.

Quanto a primeira hipótese “*wetlands construídos verticais modificados com saturação de fundo (WCV-FS) quando comparados aos wetlands construídos verticais descendentes (WCV), podem apresentar desempenho de tratamento equivalente em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e desempenho de até duas vezes superior em termos de remoção de nitrogênio*”, conclui-se:

- i. O WCV-FS apresentou-se como uma alternativa tecnológica com grande potencial na promoção do tratamento de esgoto sanitário sob o contexto da descentralização, principalmente devido seu alto potencial de remoção de matéria orgânica (em média de 94% para DQO e 90% para DBO<sub>5</sub>), além da satisfatória remoção de nitrogênio total, uma vez que a porção insaturada foi capaz de propiciar um ambiente de oxidação de

nitrogênio amoniacal a nitrogênio nitrato por meio da nitrificação (com média de concentração no efluente tratado de  $23,3 \pm 11,9$  mgN-NOx/L), concomitantemente com uma parcial desnitrificação simultânea no mesmo reator promovida na zona de saturação de fundo de 40 cm, aumentando assim a eficiência de remoção de poluentes em relação ao modelo clássico de fluxo vertical (na proporção de 43% para NT no WCV-FS contra 21% para NT no WCV), sem necessidade de indução de energia;

- ii. O WCV-FS apresentou remoções médias em termos de concentração de 100% para SST, 71% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 82% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, apresentando eficiências de remoção de poluentes sempre superiores ao WCV, o qual apresentou remoções médias de 93% para SST, 61% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 70% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Quanto a segunda hipótese “*wetlands construídos verticais modificados com saturação de fundo (WCV-FS) quando comparados aos sistemas híbridos (WCV seguido de wetland construído horizontal – WCH), apresentam desempenho de tratamento equivalente em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio, gerando ainda uma redução de até 30% de área superficial*”, conclui-se:

- i. A área superficial do WCV-FS, considerando um regime de alimentação de 7 dias contínuos por semana (módulos com 3,5 dias em alimentação e 3,5 dias em repouso), correspondeu ao valor de 32% da área superficial requerida por um WC híbrido (WCV+WCH), operado sob o mesmo regime de alimentação, resultando em uma relação de área requerida por equivalente populacional de 3,75 m<sup>2</sup>/pessoa para o WCV-FS e de 11,75 m<sup>2</sup>/pessoa para o WC híbrido, considerando em ambos os arranjos tecnológicos desempenho equivalente na remoção de matéria orgânica (em média de 94% para DQO e 90% para DBO<sub>5</sub> no WCV-FS, e em média de 96% para DQO, 91% para DBO<sub>5</sub> no WC Híbrido). Porém, em relação à remoção de nitrogênio total, o WCV-FS apresentou um desempenho inferior ao WC Híbrido (em média de 43% de remoção de NT no WCV-FS, e média de 74% de remoção de NT no WC Híbrido);
- ii. O WC híbrido apresentou remoção de 100% para SST, 95% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 96% para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>.

Quanto a terceira e última hipótese “*wetlands construídos verticais intensificados com aeração forçada (WCV-A) quando comparados aos wetlands construídos verticais com fundo saturado (WCV-FS) ou aos sistemas híbridos (WCV + WCH), possibilitam um desempenho de*

*tratamento superior em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio, sem a necessidade de incremento de área superficial”, conclui-se:*

- i. A área superficial do WCV-A, considerando um regime de alimentação de 7 dias contínuos por semana, correspondeu ao valor de 13% da área superficial requerida por um WC híbrido (WCV+WCH) e de 41% da área superficial requerida por um WCV-FS, todos operados sob regime de alimentação e carregamentos orgânicos similares, resultando em uma relação de área requerida por equivalente populacional de 1,55 m<sup>2</sup>/pessoa para o WCV-A, o qual apresentou uma remoção média de matéria orgânica de 99,6% em termos de DBO<sub>5</sub>. Em relação à remoção de nitrogênio, o WCV-A apresentou um desempenho médio de 58% para NT e 99% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>;
- ii. Considerando a remoção de nitrogênio total das modalidades de wetlands estudadas, infere-se que: WCV (sem ambiente saturado e sem aeração forçada), apresenta a menor remoção de NT; WCV-FS (com ambiente saturado que aumenta o tempo de contato do efluente e sem aeração forçada) apresenta um incremento de remoção de NT; WCV-A (com ambiente saturado que aumenta o tempo de contato do efluente e com aeração forçada) apresenta a maior remoção de NT dentre todas as modalidades estudadas.

Conclusões acerca da combinação de tecnologias de tratamento que compunham os arranjos tecnológicos estudados, dos elementos atuantes, notadamente as macrófitas, bem como do atendimento aos requisitos legais de qualidade de efluente tratado, pode-se concluir:

- i. O tanque séptico projetado para a estação experimental do GESAD/UFSC apresentou remoções médias de 65% para SST, 35% para DQO, 15% para DBO<sub>5</sub>, 31% para NT, 23% para nitrogênio amoniacal e 4% para fósforo ortofosfato. O desempenho de remoção de SST para o período avaliado favoreceu a utilização de WC para tratamento secundário do esgoto, de tal forma que o esgoto afluente ao WCV, WCV-FS e WC híbrido não provocasse precocemente a colmatação do material filtrante de cada modalidade;
- ii. Mesmo ocorrendo oscilações ao longo do tempo estudado, não houve queda significativa de desempenho na remoção de poluentes nas modalidades de wetlands estudadas;
- iii. A presença de plantas invasoras e pulgões (afídeos) nos WC interferiram negativamente no desenvolvimento das macrófitas, causando o enfraquecimento e

- morte de macrófitas, ocasionando a diminuição da produtividade de biomassa havendo necessidade de constante manejo;
- iv. As macrófitas do WCH apresentaram crescimento diferenciado, com altura média de acordo com a porção do maciço filtrante a qual se encontravam: quanto mais próximas da entrada de efluente, maiores eram as alturas (atingindo valores de 2,70 metros);
  - v. O regime de alimentação do WCV-FS promoveu plenas condições para adaptação das macrófitas, enquanto o mesmo regime de alimentação no WCV foi prejudicial, pois as plantas ficavam submetidas a longos períodos em ambiente com reduzida umidade, sem disponibilidade hídrica e nutricional. O WCV-FS apresentou plantas maiores, mais viçosas e maior cobertura vegetal;
  - vi. Como os efluentes tratados pelas modalidades estudadas não possuem cor, turbidez e odor, alternativamente ao lançamento dos efluentes em corpos hídricos, o reuso do efluente torna-se viável para a economia circular.

A partir das conclusões geradas neste estudo, e considerando que para instalar e operar um WCV-FS a única diferença em relação a um WCV é a saturação de fundo, que é facilmente realizada com a utilização de um controlador de nível, recomenda-se a utilização do WCV-FS em detrimento ao WCV, pois pode-se obter maiores remoções de poluentes no tratamento de esgotos sanitários nesta modalidade, bem como quando não se dispõe de extensas áreas para a implantação de um WC híbrido, ou ainda, quando o custo de energia elétrica for um fator limitante para a implantação e operação de um WCV-A. Dessa forma, as potencialidades observadas no WCV-FS de acordo com as questões de dimensionamento e operação obtidas, conduzem a utilização deste arranjo tecnológico para a ampliação do acesso ao saneamento descentralizado.

Por fim, este trabalho contribui de forma significativa para a tomada de decisão quanto as alternativas de tratamento descentralizado de esgotos empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos, pois apresenta um amplo conjunto de dados temporais, comparando-se eficiências de remoção de poluentes, áreas requeridas e custos associados. Estas informações, resultados e conclusões poderão subsidiar o poder público municipal, as operadoras de saneamento, os órgãos de fomento e os profissionais habilitados na busca da universalização do saneamento no Brasil.

## 8 RECOMENDAÇÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Com relação às questões levantadas a partir do que foi estudado nesta tese, recomenda-se para estudos futuros:

- i. Buscar formas alternativas para bombeamento de esgoto em wetlands construídos verticais aplicados em pequena escala, sendo que a utilização de bombas de água nessas condições requer manutenções recorrentes;
- ii. Operar continuamente um wetland construído vertical com fundo saturado, sem períodos de repouso, a fim de verificar se há perda de eficiência do tratamento de esgoto sanitário em comparação ao wetland construído vertical com fundo saturado operado com alimentação de 3,5 dias por semana;
- iii. Estudar a disponibilidade de oxigênio na camada saturada de um wetland construído vertical com fundo saturado a fim de verificar a interferência na remoção de poluentes;
- iv. Avaliar a remoção de poluentes sob diferentes quantidades de pulsos ao longo do dia e sob diferentes fluxos hidráulicos em um wetland construído vertical com fundo saturado;
- v. Verificar se o aporte de carbono ou recirculação do efluente aumenta a remoção de nitrogênio em um wetland construído vertical com fundo saturado;
- vi. Realizar ensaios microbiológicos para identificar os principais organismos atuantes na remoção de poluentes em wetlands construídos verticais com fundo saturado.
- vii. Realizar estudos objetivando o reuso do efluente do wetland construído vertical com fundo saturado, a fim de aproveitar os nutrientes ainda presentes após o tratamento.

## 9 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro. 1993, 15p.

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1997, 60p.

ADRADOS, B.; SANCHÉZ, O.; ARIAS, C. A.; BECARES, E.; GARRIDO, L.; MAS, J.; BRIX, H.; MORATÓ, J. Microbial communities from different types of natural wastewater treatment systems: Vertical and horizontal flow constructed wetlands and biofilters. **Water Research**, v.55, p.304-312, 2014.

AL-SAEDI, R.; SMETTEM, K.; SIDDIQUE, K. H. M. Nitrogen removal efficiencies and pathways from unsaturated and saturated zones in a laboratory-scale vertical flow constructed wetland. **Journal of Environmental Management**, v.228, p. 466-474, 2018.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, Washington: APHA. D. C. 1325p., 1998.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; GREENBERG, A. E. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21 ed. American Water Works Association; Water Pollution Control Federation, Washington: APHA. D. C. 1368p., 2005.

ANDRADE, H. H. B. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (*wetlands* construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2012.

ANDRADE NETO, C. O.; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N.; AISSE, M. M. **Decanto-Digestores**. In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, Programa PROSAB, capítulo 5, Rio de Janeiro, ABES-RJ, 1999.

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.

ARIAS, C.A.; BRIX, H.; MARTI, E. Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, v.40, n.6-7, p. 1431 – 1443, 2005.

AUVINEN, H.; HAVRAN, I.; HUBAU, L.; VANSEVEREN, L.; GEBHARDT, W.; LINNEMANN, V.; OIRSCHOT, D. V.; LAING, G. D.; ROUSSEAU, D. Removal of pharmaceuticals by a pilot aerated sub-surface flow constructed wetland treating municipal and hospital wastewater. *Ecological Engineering*, v. 100, p. 157-164, 2017.

BAPTISTA, J.C., DAVENPORT, R.J., DONNELLY, T., CURTIS, T. P. The microbial diversity of laboratory-scale wetlands appears to be randomly assembled. **Water Research**, v. 42, p.3182-3190, 2008.

BOOG, J.; NIVALA, J.; AUBRON, T.; WALLACE, S.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. A. Hydraulic characterization and optimization of total nitrogen removal in an aerated vertical subsurface flow treatment wetland. **Bioresource Technology**, v. 162, p.166-174, 2014.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução nº 357 de 16 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 17 maio 2005.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução nº 430 de 13 de maio de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; The use of vertical flow constructed wetlands for onsite treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, p. 491-500, 2005.

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

CALHEIROS, C.S.C., DUQUE, A.F., MOURA, A., HENRIQUES, I.S., CORREIA, A., RANGEL, A.O., CASTRO, P.M. Substrate effect on bacterial communities from constructed wetlands planted with *Typha latifolia* treating industrial wastewater. **Ecological Engineering**, v.35, p.744-753, 2009.

CAPUTO, H. P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos**. 6 ed. Rio de Janeiro: LTC, 1996.

CATALDO, D. A.; MAROON, M.; SCHRADER, L. E.; YOUNGS, V. L. **Rapid colorimetric determination of nitrate in plant tissue by nitration of salicylic acid**. *Comum Soil Sci. Plant Anal.* v. 6, p. 71-80, 1975.

CELIS, G. S. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em *wetlands* construídos**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2016.

COOPER, P.F. 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.F.; JOB, G. D.; GREEN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham: WRc Publications, 1996.

DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; PELISSARI, C.; RAMÍREZ, R. J. M. G.; FORMENTINI, T. A.; GOERCK, J.; RODRIGUES, L. F.; SEZERINO, P. H. Influence of hydraulic loading rate and recirculation on oxygen transfer in a vertical flow constructed wetland. **Science of The Total Environment**, v. 668, p. 988-995, 2019.

DONG, H.; QIANG, Z.; LI, T.; JIN, H. CHEN, W. Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. **Environmental Science**, v. 24, n.4, p.596-601, 2012.

DONG, X., REDDY, G.B. Soil bacterial communities in constructed wetlands treated with swine wastewater using PCR-DGGE technique. **Bioresource Technology**, v. 101, p.1175-1182, 2010.

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, p.69-78, 2007.

DOTRO, G.; LANGERGRABER, G.; MOLLE, P.; NIVALA, J.; PUIGAGUT, J.; STEIN, O.; VON SPERLING, M. **Treatment Wetlands**. IWA Publishing, 154 p. 2017.

DWA. **Grundsätze für Bemessung, Bau und Betrieb von Kläranlagen mit bepflanzten und unbepflanzten Filtern zur Reinigung häuslichen und kommunalen Abwassers**, in German. (*Principles of design, construction and operation of planted and unplanted filters for treatment of domestic wastewater*). Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (DWA): Hennef, Germany, 2017.

FECHINE, V. Y. **Avaliação do desempenho e da rotina operacional em wetlands construídos verticais empregados no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

FONDER, N., HEADLEY, T. **Systematic classification, nomenclature and reporting for constructed treatment wetlands**. In: Vymazal, J. (Ed.), *Water and Nutrient Management in Natural and Constructed Wetlands*. Springer Science + Business Media B.V, Dordrecht, p. 191–219, 2010.

FREITAS, M. N. **Avaliação da hidrodinâmica e o desempenho de um wetland construído horizontal componente de um sistema híbrido empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

FURTADO, D. F. C. **Caracterização de lodo de tanque séptico e tratamento em filtros plantados com macrófitas**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

HAMMER, D. A. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial and Agricultural**. [s. l.]: Lewis Publishers, 1989.

HEADLEY, T.; NIVALA, J.; KASSA, K.; OLSSON, L.; WALLACE, S.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MULLER, R. Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. **Ecological Engineering**, v. 61, p.565-574, 2013.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment.** Eschborn: Giz, 36 p. 2011.

HUANG, M.; WANG Z.; QI, R. Enhancement of the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage subsurface vertical flow constructed wetland: effect of saturated zone depth. **Bioresource Technology**, v. 233, p. 191-199, 2017.

IBEKWE, M. A.; GRIEVE, C. M.; LYON, S. R. Characterization of microbial communities and composition in constructed dairy wetland wastewater effluent. **Applied and Environmental Microbiology**, v.69, n.9, p.5060-5069, 2003.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo demográfico.** 2010.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION – IWA. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical. Report N°. 8. London, England: IWA Publishing, 156 p. 2000.

JIZHENG, P.; HOUHU, Z.; XUEJUN, L.; YONG, L.; MIN, Z.; HONGLING, H. Enhanced nitrogen removal by the integrated constructed wetlands with artificial aeration. **Environmental Technology and Innovation**, v.14, 2019.

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

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands.** 2 ed., [s. 1.]: Taylor & Francis, 2009.

KÄFER, S. C. **Tratamento de lodo anaeróbio em wetlands construídos operados em alta taxa e com a recirculação de líquido percolado.** Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

KIM, B.; GAUTIER, M.; PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P.; MICHEL, P.; GOURDON, R. 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.

KRAIEM, K.; KALLALI, H.; WAHAB, M. A.; FRA-VAZQUEZ, A.; MOSQUERA-CORRAL, A.; JEDIDI, N. Comparative study on pilots between ANAMMOX favored conditions in a partially saturated vertical flow constructed wetland and a hybrid system for rural wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 670, p. 644-653, 2019.

KRASNITS, E.; FRIEDLER, E.; SABBAH, I.; BELIAVSKI, M.; TARRE, S.; GREEN, M. Spatial distribution of major microbial groups in a well established constructed wetland treating municipal wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1085-1089, 2009.

LANA, L. C. O. **Remoção de poluentes em um sistema alagado construído de escoamento vertical com alimentação em pulso.** Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em

Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

LI, J.; HU, Z.; LI, F.; FAN, J.; ZHANG, J.; LI, F.; HU, H. Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed wetland: Intermittent aeration and tidal flow. **Chemosphere**, v. 223, p. 366-374, 2019.

LIU, L.; ZHAO, X.; ZHAO, N.; SHEN, Z.; WANG, M.; GUO, Y.; XU, Y. Effect of aeration modes and influent COD/N ratios on the nitrogen removal performance of vertical flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 57, p.10-16, 2013.

MALTAIS-LANDRY, G.; MARANGER, R.; BRISSON, J.; CHAZARENC, F. Nitrogen transformations and retention in planted and artificially aerated constructed wetlands. **Water Research**, v.43, n.2, p.535-545, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*cynodon spp.*) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Ambi-Água**, v. 3, n. 1, p.43-53, 2008.

MAYO, A.W., BIGAMBO, T. Nitrogen transformation in horizontal subsurface flow constructed wetlands I: model development. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 30, p.658-667, 2005.

MEDEIROS, D. M. **Estudo sobre a aplicação de wetlands construídos para o tratamento de esgoto em loteamentos, condomínios e comunidades isoladas**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

METCALF e EDDY. Wastewater Engineering: Treatment, Disposal and Reuse. 3 ed. New York, USA: Metcalf & Eddy, Inc. 1334 p, 1991.

MONTEIRO, V. R. C. **Wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

MORAIS, N. W. S.; SANTOS, A. B. Análise dos padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de reuso de águas residuárias de diversos estados do Brasil. **Revista DAE**, v. 67, n. 215, p. 40 – 55, 2019.

NIVALA, J.; HEADLEY, T.; WALLACE, S.; BERNHARD, K., BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. A. Comparative analyses of constructed wetlands: The design and construction of the ecotechnology research facility in Langenreichtbach, Germany. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 527-543, 2013.

NIVALA J., HOOS M., CROSS C., WALLACE S., PARKIN G. Treatment of landfill leachate using an aerated, horizontal subsurface-flow constructed wetland. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 19-27, 2007.

NIVALA, J.; WALLACE, S.; HEADLEY, T.; KASSA, K.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 544 – 554, 2013.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

OUELLET-PLAMONDON C., CHAZARENC F., COMEAU Y., BRISSON J. Artificial aeration to increase pollutant removal efficiency of constructed wetlands in cold climate. **Ecological Engineering**, v. 27, p. 258-264, 2006.

PAYNE, E. G.; PHAM, T.; COOK, P. L.; FLETCHER, T. D.; HATT, B. E.; DELETIC, A. Biofilter design for effective nitrogen removal from stormwater – influence of plant species, inflow hydrology and use of a saturated zone. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 6, p. 1312-1319, 2014.

PELISSARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria. 2013.

PELISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**. Tese de Doutorado - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2017.

PELISSARI, C.; AVILA, C.; TREIN, C. M.; GARCIA, J.; ARMAS, R. D. SEZERINO, P. H. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390-399, 2017.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; SOUZA, S. S.; GARCIA, J.; SEZERINO, P. H. AVILA, C. Untraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetlands treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 584, p. 642-650, 2017.

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; GARCIA, J.; VELASCO-GALILEA, M.; SOUZA, S. S.; SEZERINO, P. H.; AVILA, C. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Water research**, v. 141, p. 185-195, 2018.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Florianópolis: [s. n.], 144 p, 2004.

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.

PLATZER, C., MAUCH, K. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and... solutions? **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

PRIGENT, S.; PAING, J.; ANDRES, Y.; CHAZARENC, F. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p.1461-1467, 2013.

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

RAGUSA, S. R.; MCEVIN, D.; QASEM, S; MITCHELL, C. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, v. 38, p.2865-2873, 2004.

ROUSSO, B. Z. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

SAEED, T.; MIAH, M. J.; KHAN, T.; OVE, A. Pollutant removal employing tidal flow constructed wetlands: media and feeding strategies. **Chemical Engineering Journal**, 2019.

SAEED, T.; SUN, T. Pollutant removals employing unsaturated and partially saturated vertical flow wetlands: A comparative study. **Chemical Engineering Journal**, v. 325, p. 332 – 341, 2017.

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.

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. **Science of the total environmental**, v. 461-462, p. 430 - 40, 2013.

SANTA CATARINA. **Lei n. 14.675 de 13 de abril de 2009**. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências. 2009. 92 p.

SANTOS, M. O. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; SEZERINO, P. H. Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. *Revista AIDIS*, v. 9, n. 3, p. 303 – 316, 2016.

SCHROEDER, A. K.; PEREIRA, L. D.; CRUZ, A.; SEZERINO, P. H. Avaliação comparativa entre wetlands construídos, filtros de areia e anaeróbio como alternativas ao tratamento descentralizado de esgoto sanitário. **In: 4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Belo Horizonte, Brasil, 2019.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais**. Engenharia Sanitária e Ambiental (Online), v. 20, p. 151-158, 2015.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; PELISSARI, C.; SUNTTI, C.; TREIN, C. M.; SCARATTI, D.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Two different layouts of constructed wetlands applied as decentralized wastewater treatment in southern Brazil. **In: Proceedings of the 13th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. Perth, Australia, 2012.

SHARMA, P. K.; MINAKSHI, D.; RANI, A.; MALAVIYA, P. Treatment efficiency of vertical flow constructed wetland systems operated under different recirculation rates. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 474-480, 2018.

SILVEIRA, D. D., BELLI FILHO, P., PHILIPPI, L. S., KIM, B., MOLLE, P. 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.

SLEYTR, K., TIETZ, A., LANGERGRABER, G., HABERL, R., SESSITSCH, A. Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1021-1025, 2009.

SLEYTR, K., TIETZ, A., LANGERGRABER, G., HABERL, R., SESSITSCH, A. Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1021-1025, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. 23º Diagnóstico dos serviços de água e esgoto. 226 p., 2017.

STEFANAKIS, A. I.; BARDIAU, M.; TRAJANO, D.; COUCEIRO, F.; WILLIAMS, J. B.; TAYLOR, H. Presence of bactéria and bacteriophages in full-scale tricking filters and na aerated constructed wetland. **Science of The Total Environment**, v. 659, p. 1135-1145, 2019.

SUN, G., GRAY, K., BIDDLESTONE, A., ALLEN, S., COOPER, D. Effect of effluente recirculation on the performance of a reed bed system treating agricultural wastewater. **Process Biochem**, v, 39, p. 351 – 357, 2003.

SUN, G.; ZHAO, Y. Q.; ALLEN, S. J. An alternative arrangement of gravel media in tidal flow reed beds treating pig farm wastewater. **Water Air and Soil Pollution**, v. 182, p 13-19, 2007.

SUNTTI, C. **Desaguamento de lodo de tanque séptico em filtros plantados com macrófitas**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010.

SUNTTI, C.; TREIN, C. M.; RIBEIRO, E. F.; SCARATTI, D.; SEZERINO, P. H. **Sistemas híbridos de filtros plantados – fluxo vertical seguido de fluxo horizontal para pós-tratamento de esgoto doméstico de um centro de treinamento**. In: 1º Simpósio brasileiro sobre aplicação de wetlands construídos no tratamento de águas residuárias Florianópolis: p. 234-245, 2013.

TEDESCO, M. J.; VOLKWEISS, S. J.; BOHNEN, H. **Análise de solo, plantas e outros materiais**. Porto Alegre, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 1995.

TREIN, C. M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

TREIN, C. M., PELISSARI, C., HOFFMANN, H., PLATZER, C. J., SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n. 4, p. 351 – 367, 2015.

TRUU, M., NURK, K., JUHANSON, J., MANDER, U. Variation of microbiological parameters within planted soil filter for domestic wastewater treatment. **J. Environ. Sci. Health**. Part Toxic/Hazard. Subst. Environ. Eng., v. 40, p. 1191-1200, 2005.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 13, p. 3958-3971, 2009.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311 p., 1993.

VACCA, G., WAND, H., NIKOLAUSZ, M., KUSCHK, P., KÄSTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. **Water Research**, v. 39, p. 1361-1373, 2005.

VOGEL, A. L. **Análise inorgânica qualitativa**. 4 ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara, 1981.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. 4 ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014.

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

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal sub-surface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1-17, 2009.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recente development. **Water Research**, v.47, p. 4795-811, 2013.

WALLACE, S.D., KNIGHT, R.L. **Small-scale Constructed Wetland Treatment Systems: Feasibility, Design Criteria, and O&M Requirements**. Alexandria, Virginia. 2006

WANG, Z.; HUANG, M.; QI, R.; ZHANG, Y. Enhancing nitrogen removal via the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage tidal flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v.103, p. 170-179, 2017.

WU, H., FAN, J., ZHANG, J., NGO, H. H., GUO, W., HU, Z., LV, J. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: Effects of aeration time and aeration rate. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 113, p. 139 – 145, 2016.

WU, S.; KUSCHK, P.; BRIX, H.; VYMAZAL, J.; DONG, R. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p.40-55, 2014.

WU, S.; ZHANG, D.; AUSTIN, D.; DONG, R.; PANG, C. Evaluation of a lab-scale tidal flow constructed wetland performance: oxygen transfer capacity, organic matter and ammonium removal. **Ecological Engineering**, v. 37, p.1789-1795, 2011.

ZHANG, L.; ZHANG, L.; LIU, Y.; SHEN, Y.; LIU, H. XIONG, Y. Effect of limited artificial aeration on constructed wetland treatment of domestic wastewater. **Desalination**, v. 250, n. 3, p.915-920, 2010.

**APÊNDICE A**

Tabela 12 - Estatística descritiva do esgoto sanitário bruto.

<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>
pH	41	7,0	7,9	7,9	8,5	0,4	0,005
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	41	145,0	314,8	320,0	455,0	84,4	0,27
SST (mg/L)	40	58,0	147,9	142,3	263,0	51,3	0,34
DQO (mg/L)	40	299,6	727,9	703,5	1134,0	231,6	0,32
DBO <sub>5</sub> (mg/L)	37	203,0	331,8	338,0	438,0	59,2	0,18
NT (mg/L)	24	61,0	116,3	118,0	155,0	28,9	0,25
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	43	55,0	96,8	99,2	152,7	27,0	0,28
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	41	0,09	0,17	0,16	0,3	0,05	0,32
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	39	0,0	0,28	0,0	1,1	0,4	1,37
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	42	21,1	34,4	34,1	49,0	6,6	0,19

Tabela 13 - Estatística descritiva do efluente do tanque séptico/afluente aos wetlands construídos.

<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>
pH	64	6,7	7,3	7,2	7,8	0,2	0,03
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	62	205,0	277,1	275,0	340,0	32,0	0,11
SST (mg/L)	72	15,0	52,3	52,8	94,3	18,4	0,35
DQO (mg/L)	72	245,9	471,5	441,0	782,0	140,8	0,30
DBO (mg/L)	65	177,0	280,3	275,0	409,0	50,6	0,18
NT (mg/L)	45	35,0	80,6	78,0	127,5	20,1	0,25
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	76	49,0	74,2	73,8	98,9	12,2	0,16
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	79	0,0	0,14	0,15	0,26	0,05	0,35
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	72	0,0	0,5	0,2	2,4	0,6	1,30
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	79	19,6	33,1	32,3	50,6	7,1	0,21

Tabela 14 - Estatística descritiva do efluente do WCV.

<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>
pH	67	3,9	6,2	6,5	7,6	0,9	0,14
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	67	0,0	54,4	45,0	250,0	48,3	0,89
SST (mg/L)	76	0,0	5,1	3,6	17,9	4,9	0,96
DQO (mg/L)	75	5,0	68,5	61,0	213,0	37,7	0,55
DBO (mg/L)	73	9,3	36,5	35,6	75,6	12,3	0,34
NT (mg/L)	44	34,0	64,6	61,8	118,0	20,4	0,32
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	80	10,0	29,8	29,1	54,6	9,8	0,33
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	79	0,0	1,1	0,7	4,3	1,1	1,0
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	79	2,8	30,3	26,3	93,1	17,2	0,57
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	79	1,6	9,7	9,8	16,7	2,7	0,28

Tabela 15 - Estatística descritiva do efluente do WCV-FS.

<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>
pH	65	5,7	6,6	6,5	7,6	0,5	0,07
Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	65	15,0	78,9	55,0	315,0	63,9	0,81
SST (mg/L)	77	0,0	1,5	0,0	22,0	4,0	2,64
DQO (mg/L)	75	11,7	39,8	27,9	207,0	37,3	93,9
DBO (mg/L)	74	3,2	25,3	26,9	45,4	8,9	0,35
NT (mg/L)	44	8,0	46,4	44,5	112,0	16,2	0,35
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	78	3,1	22,4	21,0	62,8	10,8	0,48
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	76	0,0	0,0	0,0	0,3	0,1	1,52
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	75	0,0	23,3	19,8	51,5	11,9	51,1
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	80	1,4	5,6	5,8	11,5	2,2	0,40

Tabela 16 - Perfil vertical do WCV em termos de concentração, utilizando valores de mediana.

Parâmetro	Entrada	Superior	Inferior	Saída	Remoção		
					Parcial	Parcial	Total
					1	2	
pH	7,2	6,9 (32)	6,1 (35)	6,5	-	-	-
Alcalinidade (mg/L)	275,0	177,5 (32)	45,0 (29)	45,0	-	-	-
SST (mg/L)	52,8	42,8 (28)	41,3 (42)	3,6	18,9	21,8	93,2
DQO (mg/L)	441,0	271,8 (39)	189,0 (42)	61,0	38,4	57,1	86,2
DBO (mg/L)	275,0	-	-	35,6	-	-	87,1
NT (mg/L)	78,0	69,0 (22)	-	61,8	11,5	-	20,8
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	73,8	56,0 (40)	29,6 (46)	29,1	24,1	59,9	60,6
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,15	0,1 (44)	0,4 (46)	0,7	-	-	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,2	6,2 (40)	21,9 (45)	26,3	-	-	-
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	32,3	25,9 (43)	15,7 (47)	9,8	19,8	51,39	69,7

Nota: Entre parênteses o número de amostragens.

Tabela 17 - Perfil vertical do WCV-FS em termos de concentração, utilizando valores de mediana.

Parâmetro	Entrada	Parcial	Saída	Remoção	
				Parcial	Total
pH	7,2	6,4 (33)	6,5	-	-
Alcalinidade (mg/L)	275,0	82,5 (32)	55,0	-	-
SST (mg/L)	52,8	28,2 (38)	0,0	46,6	100,0
DQO (mg/L)	441,0	172,0 (36)	27,9	60,1	93,7
DBO (mg/L)	275,0	-	26,9	-	90,2
NT (mg/L)	78,0	79,3 (22)	44,5	*	42,9
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	73,8	40,1 (45)	21,0	45,7	71,5
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,15	0,3 (45)	0,0	-	-
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	0,2	22,1 (45)	19,8	-	-
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	32,3	19,5 (43)	5,8	39,6	82,0

Nota: Entre parênteses o número de amostragens.

Tabela 18 - Estatística descritiva do afluente e efluente do sistema híbrido.

	<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>
<b>AFLUENTE</b>	pH	64	6,7	7,3	7,2	7,8	0,2	0,03
	Alcalinidade (mg/L)	62	205,0	277,1	275,0	340,0	32,0	0,11
	SST (mg/L)	72	15,0	52,3	52,8	94,3	18,4	0,35
	DQO (mg/L)	72	245,9	471,5	441,0	782,0	140,8	0,30
	DBO (mg/L)	65	177,0	280,3	275,0	409,0	50,6	0,18
	NT (mg/L)	45	35,0	80,6	78,0	127,5	20,1	0,25
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	76	49,0	74,2	73,8	98,9	12,2	0,16
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	79	0,0	0,14	0,15	0,26	0,05	0,35
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	72	0,0	0,5	0,2	2,4	0,6	1,30
	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	79	19,6	33,1	32,3	50,6	7,1	0,21
<b>EFLUENTE</b>	pH	67	5,6	6,5	6,5	7,5	0,5	0,07
	Alcalinidade (mg/L)	66	30,0	68,1	65,0	130,0	25,9	0,38
	SST (mg/L)	80	0,0	1,3	0,0	21,2	3,4	2,66
	DQO (mg/L)	77	0,0	20,0	17,2	76,0	14,1	0,70
	DBO (mg/L)	72	3,2	22,7	23,8	50,0	9,8	0,43
	NT (mg/L)	44	0,0	20,5	20,5	63,0	13,2	0,65
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	82	0,0	6,0	3,9	39,3	6,6	1,1
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	81	0,0	0,13	0,02	5,0	0,6	4,68
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	76	0,0	14,4	12,8	34,5	8,9	0,62
	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)	82	0,0	1,5	1,1	5,6	1,1	0,76

Tabela 19 - Estatística descritiva do afluente e efluente do WCV-A.

	<b>Parâmetro</b>	<b>N</b>	<b>Mínimo</b>	<b>Média</b>	<b>Mediana</b>	<b>Máximo</b>	<b>DP</b>	<b>CV</b>
<b>AFLUENTE</b>	pH	47	6,4	7,2	7,2	7,8	0,3	0,04
	SST (mg/L)	47	18,0	94,6	69,0	266,0	66,1	0,70
	DBO (mg/L)	47	78,8	294,9	295,0	484,0	82,4	0,28
	NT (mg/L)	45	55,7	85,1	87,1	112,9	10,2	0,12
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	44	40,1	66,1	66,1	83,7	11,4	0,17
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	45	0,006	0,006	0,0	0,015	0,001	0,22
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	44	0,07	0,1	0,1	1,4	0,2	1,89
<b>EFLUENTE</b>	pH	41	6,5	7,1	7,1	7,5	0,3	0,04
	SST (mg/L)	39	1,5	10	8,8	37	7,8	0,78
	DBO (mg/L)	41	0	1,9	1,1	7,3	2,0	1,04
	NT (mg/L)	39	16,6	35,5	36,2	53,6	8,1	0,23
	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	38	0,06	0,92	0,6	4,26	0,9	0,97
	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	38	0,012	0,038	0,0	0,076	0,02	0,42
	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	39	15	34,9	35,7	50,3	7,6	0,22

**APÊNDICE B**

## Publicações realizadas durante o período de doutoramento

Em colaboração com os colegas do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), durante os quatro anos de doutorado foram desenvolvidos 1 livro, 6 artigos em periódicos, 12 artigos em eventos científicos e o recebimento de uma premiação em evento científico internacional, conforme segue:

### - Livro:

SEZERINO, P. H.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; LOPES, A. M. B. **Wetlands construídos aplicados no tratamento de esgoto sanitário**. 1. ed. COPIART: Tubarão-SC, 2018. 56p.

### - Periódicos:

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; SEZERINO, P. H. Influência da saturação de fundo de maciços filtrantes componentes de wetlands construídos verticais aplicados no tratamento de esgoto sanitário. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 9, p. 303-316, 2016.

PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; ROUSSO, B. Z.; BENTO, A. P.; DE ARMAS, R. D.; SEZERINO, P. H. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 180-188, 2016.

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **Tecno-lógica (Santa Cruz do Sul. Online)**, v. 22, p. 25-29, 2018.

ROUSSO, B. Z.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; PELISSARI, C.; FECHINE, V. Y.; SEZERINO, P. H. Avaliação de aptidão de lançamento do efluente tratado em sistema híbrido de wetlands construídos. **Tecno-lógica (Santa Cruz do Sul. Online)**, v. 22, p. 30-34, 2018.

FREITAS, M. N.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FECHINE, V. Y.; SANTOS, M. O.; SEZERINO, P. H. Avaliação hidrodinâmica de um wetland construído de fluxo horizontal. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales**, v. 12, p. 353, 2019.

ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; SANTOS, M. O.; SEZERINO, P. H. Hybrid constructed wetlands system with intermittent feeding applied for urban wastewater treatment in South Brazil. **Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development**, v.9, n. 2; p. 559-570, 2019.

**- Artigos em eventos científicos:**

SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; PELISSARI, C.; CELIS, G. S.; ROUSSO, B. Z.; SEZERINO, P. H. Remoción de carbono y nitrógeno en un humedal construido de flujo vertical con fondo saturado aplicado en el tratamiento de aguas residuales de alcantarillado. **In: III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua**, Santa Fé, Argentina, 2016.

CELIS, G. S.; SANTOS, M. O.; ROUSSO, B. Z.; PELISSARI, C.; FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Participación de typha domingensis en la remoción de nutrientes mediante humedales construidos verticales en condiciones de clima subtropical. **In: III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua**, Santa Fé, Argentina, 2016.

ROUSSO, B. Z.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; PELISSARI, C.; CELIS, G. S.; SEZERINO, P. H. Performance of a hybrid constructed wetland employed as sanitary wastewater treatment solution during its operational starting period. **In: III Conferencia Panamericana de Sistemas de Humedales para el Tratamiento y Mejoramiento de la Calidad del Agua**, Santa Fé, Argentina, 2016.

SANTOS, M. O.; OLIVEIRA, T. V.; SEZERINO, P. H. Avaliação da remoção de carbono e nitrogênio ao longo do perfil vertical em um wetland construído empregado no tratamento de esgoto sanitário. **In: 2º Congresso de Engenharia Ambiental do Sul do Brasil**, Lages, Brasil, 2017.

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Avaliação dos dois primeiros anos de operação de um wetland construído vertical de fundo saturado aplicado no tratamento de esgoto sanitário. **In: 3º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Campo Grande, Brasil, 2017.

SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; ROUSSO, B. Z.; FREITAS, M. N.; FECHINE, V. Y.; SEZERINO, P. H. Desenvolvimento e adaptação da macrófita Typha domingensis em diferentes modalidades de wetlands construídos. **In: 3º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Campo Grande, Brasil, 2017.

ROUSSO, B. Z.; SANTOS, M. O.; FREITAS, M. N.; PELISSARI, C.; FECHINE, V. Y.; SEZERINO, P. H. Avaliação de aptidão de lançamento do efluente tratado em sistema híbrido de wetlands construídos. **In: 3º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Campo Grande, Brasil, 2017.

FREITAS, M. N.; ROUSSO, B. Z.; SANTOS, M. O.; PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H. Aplicação de slug test e bail test para monitoramento da condutividade hidráulica em um wetland construído horizontal. **In: 3º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Campo Grande, Brasil, 2017.

PELLISSARI, C.; SANTOS, M. O.; ROUSSO, B. Z.; SEZERINO, P. H. Nitrogen bacterial transformations dynamics in unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. **In: IV Conferencia Panamericana de Sistemas Humidales para el tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua**, Lima, Peru, 2018.

SEZERINO, P. H.; FECHINE, V. Y.; SANTOS, M. O.; ROUSSO, B. Z.; CORREA, D. D.; PELLISSARI, C. Two configurations of constructed wetlands applied for urban wastewater treatment in south of Brazil. **In: IV Conferencia Panamericana de Sistemas Humidales para el tratamiento y mejoramiento de la calidad del agua**, Lima, Peru, 2018.

SANTOS, M. O.; PELLISSARI, C.; FECHINE, V. Y.; SEZERINO, P. H. Partially saturated vertical flow constructed wetland for urban wastewater treatment in Southern Brazil. **In: 16th IWA International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control**, Valencia, Espanha, 2018.

FECHINE, V. Y.; SANTOS, M. O.; SEZERINO, P. H. Uso de equipamentos basculantes para medição de vazão em wetlands construídos: experiência obtida ao longo de três anos de operação em uma estação experimental. **In: 4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos**, Belo Horizonte, Brasil, 2019.

**- Prêmio:**

3rd Prize poster presentation for Partially saturated vertical flow constructed wetland applied for urban wastewater in southern Brazil, **16th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Valencia, Espanha, 2018.