

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE TECNOLOGIA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA CIVIL

Samara Terezinha Decezaro

**NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA  
CARBONÁCEA E SÓLIDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM  
*WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL**

Santa Maria, RS  
2016



**Samara Terezinha Decezaro**

**NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E  
SÓLIDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO  
VERTICAL**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

Orientadora: Prof<sup>a</sup> Dr<sup>a</sup>. Delmira Beatriz Wolff

Santa Maria, RS, Brasil  
2016

Ficha catalográfica elaborada através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Central da UFSM, com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Decezaro, Samara Terezinha

Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em Wetland construído de fluxo vertical / Samara Terezinha Decezaro.-2016.

141 p.; 30cm

Orientadora: Delmira Beatriz Wolff

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2016

1. Filtro plantado com macrófitas 2. Comportamento hidrodinâmico 3. Heliconia psittacorum 4. Tratamento de esgoto I. Wolff, Delmira Beatriz II. Título.

---

© 2016

Todos os direitos autorais reservados a Samara Terezinha Decezaro. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho só poderá ser feita mediante a citação da fonte.  
E-mail: samaradecezaro@hotmail.com

**Samara Terezinha Decezaro**

**NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E  
SÓLIDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO  
VERTICAL**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Área de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito para obtenção do título de **Mestre em Engenharia Civil**.

**Aprovado em 07 de março de 2016:**

---

**Delmira Beatriz Wolff, Dr.<sup>a</sup> (UFSM)**  
(Presidente/Orientadora)

---

**Andressa de Oliveira Silveira, Dr.<sup>a</sup> (UFSM)**

---

**Pablo Heleno Sezerino, Dr. (UFSC)**

Santa Maria, RS  
2016



## **AGRADECIMENTOS**

Agradeço primeiramente a Deus, por sempre iluminar meus passos;

À minha mãe, meu pai e toda minha família, pelo incentivo e pelos conselhos;

Ao meu noivo Giliarde, meu companheiro para todas as horas, por compreender minha ausência, pelo incentivo, carinho, atenção e amor;

À minha orientadora, professora Delmira Beatriz Wolff, pela oportunidade de realizar este trabalho sob sua orientação, pelos ensinamentos valiosos, pela atenção e amizade;

Ao professor Pablo Heleno Sezerino pelos ensinamentos durante toda minha caminhada acadêmica;

Aos professores do DESA pelos conhecimentos repassados e, em especial às professoras Andressa de Oliveira Silveira e Débora Missio Bayer pela contribuição no trabalho e pelo empenho em fornecer as condições para a realização das análises laboratoriais;

Ao grupo GERHI, em nome da professora Jussara Cabral Cruz, pela estrutura disponibilizada para execução deste trabalho;

Ao colega Ronaldo Kanopf de Araújo pelo empenho na construção, operação e monitoramento do sistema experimental e pela colaboração nas discussões deste trabalho;

Às companheiras Cristiane Graepin e Keila Fernanda Hedlund, pela amizade e pela ajuda na pesquisa;

À todos os colegas que auxiliaram no desenvolvimento da pesquisa, em especial Desirê Armborst Alves, Júlia Caetano Manfio, Mariele Fioreze e Gabriel de Menezes Trevisan;

Aos bolsistas de iniciação científica Taíse Perondi e Henrique Baldi Faccenda, pela ajuda nos trabalhos de campo e laboratório;

À Daniele Damasceno Silveira, pela contribuição na estrutura deste trabalho;

À PROINFRA, setores de elétrica, hidráulica, paisagismo e construção civil, pelo apoio na construção e manutenção do sistema experimental;

À FINEP pelo financiamento da pesquisa;

À CAPES pela bolsa de mestrado concedida;

À todos que de uma ou outra forma contribuíram com este trabalho.





*Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.*

*(Chico Xavier)*



## RESUMO

### NITRIFICAÇÃO E REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E SÓLIDOS DE EFLUENTE DOMÉSTICO EM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL

AUTORA: Samara Terezinha Decezaro

ORIENTADORA: Delmira Beatriz Wolff

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) são atrativos no âmbito do tratamento descentralizado de esgotos, possibilitando remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos e a nitrificação. Contudo, o desempenho satisfatório desses reatores depende, além de fatores como cargas orgânicas e taxas hidráulicas aplicadas, das características hidrodinâmicas. Por essa razão, estudos de desempenho e da influência das características hidrodinâmicas de WCFV no tratamento de efluentes são importantes. O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto doméstico em escala real composto por tanque séptico seguido de WCFV, plantado com a macrófita *Heliconia psittacorum*, na nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos. O tanque séptico ( $V = 3,39 \text{ m}^3$ ) foi empregado no tratamento primário, e o WCFV ( $24,5 \text{ m}^2$  de área superficial) foi utilizado no tratamento secundário dos esgotos. Foram avaliadas duas fases operacionais: Fase I – com taxa de aplicação hidráulica (TAH) no WCFV de  $52,38 \text{ mm/d}$ , distribuída em 4 pulsos por dia (média de  $375 \text{ L}$  cada pulso); Fase II – com TAH de  $54,54 \text{ mm/d}$ , sendo 8 pulsos por dia (média de  $187,5 \text{ L}$  cada pulso). Além da variação da vazão afluyente, ocorreu também variação das concentrações afluentes, as quais foram mais elevadas na fase I. Foram realizados testes hidrodinâmicos no decorrer do desenvolvimento das macrófitas e em diferentes condições operacionais, utilizando como traçador a rodamina WT. Além disso, foram realizadas análises físico-químicas e bacteriológicas do efluente, por meio de amostragens pontuais. Com base nos resultados dos 5 primeiros meses de operação, conclui-se que: (i) As condições operacionais possibilitaram a adaptação dos micro-organismos do sistema (tanque séptico + WCFV) ao tratamento de esgoto doméstico; (ii) Quanto às características hidrodinâmicas do WCFV, foi identificado tendência do escoamento ao regime de mistura completa. O tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ ) foi de 20 min antes do transplântio das macrófitas (no início de operação), de 17 min decorridos 93 dias do transplântio e, de 22 min, decorridos 121 dias do transplântio. Ao comparar volumes de pulsos diferentes, foi constatado que a aplicação de pulsos de menor volume (fracionamento da TAH diária em 8 pulsos) proporcionam maior  $\bar{t}$  (26 min); (iii) Quanto ao desempenho do sistema, o tanque séptico apresentou eficiências de remoção médias de 29%, 46% e 31% para DQO, DBO e SS, respectivamente na fase I e de 44%, 45% e 65% para DQO, DBO e SS, respectivamente, durante a fase II. O WCFV, durante a fase I, submetido a carregamentos de  $30,58 \text{ g DQO/m}^2.\text{d}$ ,  $14,54 \text{ g DBO/m}^2.\text{d}$ ,  $13,11 \text{ g SS/m}^2.\text{d}$  e  $3,93 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$ , apresentou eficiências de remoção médias de 40%, 40%, 32% e 44%, para DQO, DBO, SS e  $\text{N-NH}_4^+$ , respectivamente. Já na fase II, o fracionamento da TAH diária de projeto em 8 pulsos possibilitou melhoria no desempenho do WCFV, sendo que, submetido a cargas de  $16,87 \text{ g DQO/m}^2.\text{d}$ ,  $8,18 \text{ g DBO/m}^2.\text{d}$ ,  $4,21 \text{ g SS/m}^2.\text{d}$  e  $2,75 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$ , o WCFV apresentou eficiências médias de remoção de 55%, 61%, 38% e 51% para DQO, DBO, SS e  $\text{N-NH}_4^+$ , respectivamente, sendo que, no final da fase II em média 58% do  $\text{N-NH}_4^+$  afluyente foi convertido em  $\text{N-NO}_3^-$  no WCFV.

**Palavras-chave:** Filtro plantado com macrófitas. Comportamento hidrodinâmico. *Heliconia psittacorum*. Tratamento de esgoto.



## ABSTRACT

### NITRIFICATION AND REMOVAL OF ORGANICS AND SOLIDS IN VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND TREATING DOMESTIC WASTEWATER

AUTHOR: Samara Terezinha Decezaro  
ADVISOR: Delmira Beatriz Wolff

The vertical flow constructed wetlands (VFCW) are attractive systems in the context of on site wastewater treatment, enabling removal of organics and solids and nitrification. However, the satisfactory performance of these reactors depends, in addition to factors such as organic rates and applied hydraulic rates, of hydrodynamic characteristics. Therefore, performance studies and influence hydrodynamic characteristics of VFCW in wastewater treatment are important. The aim of this study was to evaluate the performance of a domestic wastewater treatment system in full scale with a septic tank followed by a VFCW planted with *Heliconia psittacorum* in nitrification and removal of organics and solids. The septic tank ( $V = 3.39 \text{ m}^3$ ) was used in primary treatment, and the VFCW ( $24.5 \text{ m}^2$  of surface area) was used in secondary treatment of domestic wastewater. Two operational phases had been evaluated: Phase I – Hydraulic load (HL) applied in VFCW was  $52.38 \text{ mm/d}$ , fragmenting in 4 pulses per day (375 L each pulse); Phase II – HL was  $54.54 \text{ mm/d}$ , with 8 pulses per day (187.5 L each pulse). Besides the variation of influent flow also occurred variation in inflow concentrations, which was higher in phase I. Hydrodynamic tests were performed during the plant development and in different operating conditions using as tracer rhodamine WT. In addition, physical-chemical and biological analyses of wastewater treatment were carried out by means of grab samples. The result of 5 months of operation showed: (i) The operating conditions made possible the micro-organisms adaptation of system (septic tank + VFCW) in domestic wastewater treatment; (ii) With respect to hydrodynamic characteristics of VFCW, it was identified trend of the flow to complete mixing. The average hydraulic retention time ( $\bar{t}$ ) was 20 min before planting macrophytes (at the beginning of operation), 17 min after 93 days of plantation and 22 min after 120 days of plantation. When comparing different volumes of pulses, it was found that the application of lower volume pulses (fragmenting daily HL in 8 pulses) provided greater  $\bar{t}$  (26 min); (iii) With respect to performance of the system, the septic tank showed average removal efficiencies of 29%, 46% and 31% for COD, BOD and SS, respectively in phase I and 44%, 45% and 65% for COD, BOD and SS, respectively, during phase II; The VFCW, during phase I, subject to loading of  $30.58 \text{ g COD/m}^2\cdot\text{d}$ ,  $14.54 \text{ g BOD/m}^2\cdot\text{d}$ ,  $13.11 \text{ g SS/m}^2\cdot\text{d}$  and  $3.93 \text{ g NH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$  showed an average removal efficiency of 40%, 40%, 32% and 44% for COD, BOD, SS and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  respectively. In the phase II, the fragmenting of HL in 8 pulses improved the VFCW performance, subjected to loads of  $16.87 \text{ g COD/m}^2\cdot\text{d}$ ,  $8.18 \text{ g BOD/m}^2\cdot\text{d}$ ,  $4.21 \text{ g SS/m}^2\cdot\text{d}$  and  $2.75 \text{ g NH}_4^+\text{-N/m}^2\cdot\text{d}$ , the VFCW had average removal efficiencies of 55%, 61%, 38% and 51% for COD, BOD, SS and  $\text{NH}_4^+\text{-N}$ , respectively, and, at the end of phase II averaged 58%  $\text{NH}_4^+\text{-N}$  influent was converted to  $\text{NO}_3^-\text{-N}$  in VFCW.

**Keywords:** Constructed wetlands. Hydrodynamic behavior. *Heliconia psittacorum*. wastewater treatment.



## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 -	Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.....	30
Figura 2 -	Esquema representando um WCFH. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) material filtrante; 6) zona de saída 7) sentido do fluxo; 8) controlador de nível; 9) efluente final. ....	32
Figura 3 -	Esquema representando um WCFV. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) camada superficial; 5) material filtrante 6) camada de drenagem; 7) sentido do fluxo; 8) efluente final.....	33
Figura 4 -	Eficiências de remoção de DQO (a), SS (b) e N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (c) em WCFV tratando vários tipos de efluentes. ....	34
Figura 5 -	Representação esquemática do biofilme em <i>wetlands</i> .....	42
Figura 6 -	Principais rotas de remoção de nitrogênio em <i>wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial.....	46
Figura 7 -	Condução do teste da Função Pulso .....	59
Figura 8 -	Transformação de uma curva experimental C <sub>pulso</sub> em uma curva E (t) .....	59
Figura 9 -	Localização da ETE experimental, na UFSM.....	63
Figura 10 -	Estação de tratamento experimental.....	64
Figura 11 -	Etapas da instalação do WCFV. a) e b) fundações; c) alvenaria; d) revestimento.....	65
Figura 12 -	Corte transversal esquemático evidenciando a espessura das camadas de brita no WCFV (em centímetros).....	66
Figura 13 -	Preenchimento do WCFV com brita, início (a) e finalização (b) .....	67
Figura 14 -	Lavagem da brita. A fotografia (a) mostra o trator com carreta Pipa utilizado.....	67
Figura 15 -	Curva granulométrica da brita n <sup>o</sup> 1 .....	68
Figura 16 -	Tubulações de distribuição (a) e de drenagem de efluente (b). .....	69
Figura 17 -	Mudas de <i>Heliconia psittacorum</i> (à esquerda) e transplântio no WCFV (à direita) .....	70
Figura 18 -	Medidores ultrassônicos. a) Medidor da vazão de esgoto bruto; b) Medidor da vazão efluente do WCFV.....	71
Figura 19 -	Medidores eletromagnéticos. À direita, o medidor da vazão afluente ao WCFV. À esquerda, o medidor de vazão na linha de recirculação. ....	71
Figura 20 -	Fluorímetro portátil da marca Turner Designs.....	74
Figura 21 -	Curva de calibração – relação entre concentrações de RWT e fluorescência .....	77
Figura 22 -	Locais de coleta: a) Ponto 1 – esgoto bruto; b) Ponto 2 – tanque séptico; c) Ponto 3 – saída do WCFV .....	78
Figura 23 -	Hidrogramas das vazões efluentes do WCFV referentes a 5 avaliações .....	81
Figura 24 -	Variação das taxas de aplicação hidráulica no WCFV no decorrer do período de monitoramento .....	83
Figura 25 -	Precipitação acumulada mensal no período de monitoramento (10/09/2015 - 31/01/2016).....	84
Figura 26 -	Precipitação acumulada durante 15, 24 e 48 horas antes das amostragens .....	84
Figura 27 -	Desenvolvimento de <i>Heliconia psittacorum</i> no WCFV .....	85
Figura 28 -	Brotações de <i>Heliconia psittacorum</i> no material filtrante do WCFV .....	86

Figura 29 -	Atividades de manutenção no WCFV. Tubulação de alimentação do WCFV (a) e plantas invasoras (b).....	86
Figura 30 -	Curvas E (t) e F (t) referentes a testes realizados em diferentes estágios do desenvolvimento das macrófitas. ....	88
Figura 31 -	Curvas E (t) e F (t) referentes aos testes hidrodinâmicos realizados: Comparação da aplicação de diferentes volumes .....	89
Figura 32 -	Variação temporal do pH no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	95
Figura 33 -	Comportamento temporal da alcalinidade total no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV.....	96
Figura 34 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição dos valores de pH em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil.....	96
Figura 35 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição dos valores de alcalinidade total em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil.....	97
Figura 36 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição dos valores de DQO <sub>t</sub> em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil.....	98
Figura 37 -	Comportamento temporal de DQO <sub>t</sub> no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	99
Figura 38 -	Eficiências de remoção de DQO <sub>t</sub> obtidas no WCFV .....	100
Figura 39 -	Comportamento temporal de DQO <sub>s</sub> no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	102
Figura 40 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição dos valores de DBO <sub>t</sub> em cada fase, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil.....	102
Figura 41 -	Comportamento temporal de DBO <sub>t</sub> no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	103
Figura 42 -	Comportamento temporal de ST no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	105
Figura 43 -	Comportamento temporal de SS no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	105
Figura 44 -	Comportamento temporal de SS <sub>d</sub> no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	106
Figura 45 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição das concentrações de sólidos totais e nas frações fixa e volátil no esgoto bruto e no efluente do TS e do WCFV.....	107
Figura 46 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição das concentrações de sólidos em suspensão totais e nas frações fixa e volátil no esgoto bruto e no efluente do TS e do WCFV .....	108
Figura 47 -	Comportamento temporal de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	109
Figura 48 -	Diagrama de caixas ( <i>box plot</i> ) mostrando a distribuição dos valores de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil.....	110
Figura 49 -	Eficiências de conversão de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> obtidas no WCFV .....	110
Figura 50 -	Concentrações de N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> e de N-NO <sub>x</sub> <sup>-</sup> (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> e N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ) afluentes e efluentes do WCFV ao longo do período de monitoramento' .....	111



Figura 51 - Proporções médias de $\text{N-NH}_4^-$ , $\text{N-NO}_2^-$ e de $\text{N-NO}_3^-$ no afluente (TS) e no efluente do WCFV .....	113
Figura 52 - Comportamento temporal das concentrações de $\text{P-PO}_4^{3-}$ afluentes e efluentes do WCFV .....	114
Figura 53 - Comportamento temporal das concentrações de coliformes totais no afluente (EB) e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) .....	115
Figura 54 - Comportamento temporal das concentrações de <i>Escherichia coli</i> no afluente (EB) e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) .....	115



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 -	Relações área <i>per capita</i> encontradas na literatura para WCFV .....	35
Tabela 2 -	Cargas orgânicas e taxas hidráulicas aplicadas em WCFV .....	36
Tabela 3 -	Plantas aquáticas comumente utilizadas em WC e suas características .....	41
Tabela 4 -	Condições operacionais do WCFV em cada fase .....	72
Tabela 5 -	Estágios de operação e de desenvolvimento das macrófitas em que foram realizados os testes hidrodinâmicos .....	74
Tabela 6 -	Condições em que foram realizados os testes hidrodinâmicos.....	75
Tabela 7 -	Parâmetros utilizados para caracterização hidráulica do WCFV: Influência do tempo de operação, do desenvolvimento das macrófitas e do regime hidráulico aplicado.....	90
Tabela 8 -	Recuperação em termos de volume e massa aplicados em cada teste .....	93
Tabela 9 -	Média e desvio padrão obtidos em cada fase operacional para os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV .....	94
Tabela 10 -	Análise estatística de comparação entre as fases operacionais I e II, em relação às concentrações efluentes das unidades de tratamento (TS e WCFV) e em relação às eficiências do WCFV na remoção de DQO, SS e $N-NH_4^+$ .....	95



## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 -	Mecanismos predominantes no tratamento em WC .....	43
Quadro 2 -	Transformações do nitrogênio em WC.....	45
Quadro 3 -	Relação entre comportamento hidráulico e tratamento biológico.....	55
Quadro 4 -	Parâmetros utilizados para descrever o desempenho hidráulico de reatores.....	60
Quadro 5 -	Equações utilizadas nos cálculos para obtenção da massa total de traçador (M) efluente, do tempo médio de residência ( $\bar{t}$ ) e das curvas E (t) e F (t).....	76
Quadro 6 -	Parâmetros monitorados e os respectivos métodos utilizados nas análises físico-químicas e bacteriológicas .....	79



## LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Alc. total	Alcalinidade Total
CE	Condutividade Elétrica
APHA	American Public Health Association
CC	Coeficiente de Curvatura
CEU	Casa do Estudante Universitário
Coli totais	Coliformes totais
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DTD	Distribuição dos Tempos de Detenção
d <sub>10</sub>	Diâmetro Efetivo
d <sub>30</sub>	Diâmetro a 30 %
d <sub>60</sub>	Diâmetro a 60 %
DBO <sub>t</sub>	Demanda Bioquímica de Oxigênio Total
DQO <sub>t</sub>	Demanda Química de Oxigênio Total
DQO <sub>s</sub>	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
EB	Esgoto Bruto
E (t)	Curva de distribuição dos tempos de detenção normalizada
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
E. coli	<i>Escherichia coli</i>
e <sub>v</sub>	Eficiência volumétrica
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
F (t)	Curva cumulativa de distribuição dos tempos de detenção
ICC	Índice de Curto Circuito
IDM	Índice de Dispersão de Morril
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ITMR	Índice do Tempo Modal de Retenção
ITRM	Índice do Tempo de Retenção Médio
LABEFLO	Laboratório de Ecologia Florestal
LEMA	Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente
LMCC	Laboratório de Materiais da Construção Civil
NBR	Norma Brasileira
Norg.	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	Nitrogênio Amoniacal
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio Nitrito
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Nitrogênio Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	Fósforo Ortofosfato
Q	Vazão
RENTED	Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados
RWT	Rodamina WT
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SS	Sólidos Suspensos
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis

ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos
STV	Sólidos Totais Voláteis
SSd	Sólidos Sedimentáveis
T	Temperatura
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
$t_i$	Tempo no qual o traçador começa a aparecer
$t_p$	Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada
$\bar{t}$	Tempo médio de detenção hidráulica
$t_{10}$ , $t_{50}$ e $t_{90}$	Tempo no qual 10, 50 e 90 % do traçador passou pelo sistema.
TS	Tanque Séptico
U	Coefficiente de Uniformidade
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
WC	Wetlands Construídos
WCFV	Wetland Construído de Fluxo Vertical
WCFH	Wetland Construído de Fluxo Horizontal



## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>25</b>
<b>2</b>	<b>OBJETIVOS</b> .....	<b>27</b>
2.1	OBJETIVO GERAL.....	27
2.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	27
<b>3</b>	<b>REVISÃO BIBLIOGRÁFICA</b> .....	<b>29</b>
3.1	WETLANDS CONSTRUÍDOS .....	29
3.2	WETLANDS TRADICIONAIS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL ...	31
3.3	WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL.....	32
<b>3.3.1</b>	<b>Aspectos gerais</b> .....	<b>32</b>
<b>3.3.2</b>	<b>Dimensionamento</b> .....	<b>35</b>
3.3.2.1	<i>Relação área per capita</i> .....	35
3.3.2.2	<i>Carregamento orgânico e taxa hidráulica</i> .....	36
3.3.2.3	<i>Dimensionamento conforme balanço de oxigênio</i> .....	37
3.4	ELEMENTOS ATUANTES .....	39
<b>3.4.1</b>	<b>Material filtrante</b> .....	<b>39</b>
<b>3.4.2</b>	<b>Plantas</b> .....	<b>40</b>
<b>3.4.3</b>	<b>Micro-organismos</b> .....	<b>41</b>
3.5	MECANISMOS DE TRATAMENTO .....	42
<b>3.5.1</b>	<b>Remoção de matéria orgânica carbonácea</b> .....	<b>43</b>
3.5.1.1	<i>Degradação aeróbia</i> .....	43
3.5.1.2	<i>Degradação anaeróbia</i> .....	44
<b>3.5.2</b>	<b>Transformações da série nitrogenada / remoção de nitrogênio</b> .....	<b>45</b>
3.5.2.1	<i>Amonificação</i> .....	47
3.5.2.2	<i>Nitrificação</i> .....	47
3.5.2.3	<i>Desnitrificação</i> .....	48
3.5.2.4	<i>Absorção pelas plantas - assimilação</i> .....	48
3.5.2.5	<i>Adsorção no material suporte – material filtrante</i> .....	50
3.5.2.6	<i>Volatilização</i> .....	50
<b>3.5.3</b>	<b>Remoção de sólidos</b> .....	<b>50</b>
<b>3.5.4</b>	<b>Remoção de fósforo</b> .....	<b>51</b>
<b>3.5.5</b>	<b>Remoção de organismos patogênicos / coliformes</b> .....	<b>51</b>
3.6	COLMATAÇÃO .....	52
3.7	HIDRODINÂMICA DE WETLANDS.....	53
<b>3.7.1</b>	<b>Curva DTD</b> .....	<b>56</b>
3.7.1.1	<i>Utilização de traçadores para determinação da DTD</i> .....	56
3.7.1.2	<i>Método da Função Pulso</i> .....	57
<b>3.7.2</b>	<b>Parâmetros que descrevem o desempenho hidráulico</b> .....	<b>60</b>
3.8	UTILIZAÇÃO DE WCFV NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS .....	60
<b>4</b>	<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>63</b>
4.1	LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL.....	63
4.2	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL.....	63
4.3	ASPECTOS CONSTRUTIVOS.....	64
<b>4.3.1</b>	<b>Dimensionamento das unidades de tratamento</b> .....	<b>64</b>
<b>4.3.2</b>	<b>Etapas da construção do WCFV</b> .....	<b>65</b>
<b>4.3.3</b>	<b>Preenchimento do WCFV</b> .....	<b>66</b>
4.3.3.1	<i>Ensaio granulométrico</i> .....	67
<b>4.3.4</b>	<b>Montagem das tubulações de distribuição e drenagem do WCFV</b> ....	<b>68</b>

4.3.5	<b>Macrófitas</b> .....	69
4.4	MEDIÇÃO DE VAZÃO .....	70
4.5	OPERAÇÃO DA ETE EXPERIMENTAL .....	71
4.6	PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA .....	72
4.7	TESTES HIDRODINÂMICOS (TESTES COM TRAÇADOR).....	73
4.7.1	<b>Curva de padrões do corante rodamina WT – RWT</b> .....	76
4.8	COLETAS DE AMOSTRAS E ANÁLISES LABORATORIAIS.....	77
4.9	ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS.....	79
5	<b>RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	81
5.1	CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS .....	81
5.1.1	<b>Hidrogramas de vazão</b> .....	81
5.1.2	<b>Vazão e taxa hidráulica</b> .....	82
5.1.3	<b>Precipitação pluviométrica</b> .....	83
5.1.4	<b>Desenvolvimento das plantas</b> .....	84
5.1.5	<b>Manutenção no WCFV</b> .....	86
5.2	AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS DO WCFV	87
5.2.1	<b>Avaliação em diferentes estágios de desenvolvimento das macrófitas</b> .....	90
5.2.2	<b>Avaliação da aplicação de pulsos de diferentes volumes</b> .....	91
5.2.3	<b>Utilização de rodamina WT (RWT) como traçador</b> .....	92
5.3	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BACTERIOLÓGICA .....	93
5.3.1	<b>pH e alcalinidade total</b> .....	95
5.3.2	<b>Remoção de matéria orgânica carbonácea – DQO e DBO</b> .....	98
5.3.3	<b>Remoção de sólidos</b> .....	104
5.3.4	<b>Nitrogênio</b> .....	108
5.3.5	<b>Fósforo</b> .....	113
5.3.6	<b>Coliformes totais e <i>Escherichia coli</i></b> .....	114
6	<b>CONCLUSÕES</b> .....	117
7	<b>RECOMENDAÇÕES</b> .....	121
	<b>REFERÊNCIAS</b> .....	123
	<b>APÊNDICE A – DADOS BRUTOS REFERENTES AOS TESTES HIDRODINÂMICOS</b> .....	133
	<b>APÊNDICE B - RESULTADOS DO MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO E BACTERIOLÓGICO</b> .....	138
	<b>APÊNDICE C - ROTINA DE OPERAÇÃO E MONITORAMENTO DA ETE EXPERIMENTAL</b> .....	141

## 1 INTRODUÇÃO

O índice de atendimento da população com rede de coleta de esgotos no Brasil é de apenas 48,6%, segundo dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2013 (SNIS, 2014). Com relação ao tratamento de esgotos, a situação é ainda pior, sendo que somente 39% dos esgotos gerados no país são tratados (SNIS, 2014). Além disso, o tratamento quando existente, normalmente ocorre de forma centralizada, em grandes estações de tratamento. Porém, uma parcela significativa da população brasileira vive distante dos grandes centros, em pequenas comunidades ou em comunidades rurais, e não tem acesso a estes serviços de saneamento básico. Nesses locais, se faz necessária a adoção de tecnologias de tratamento descentralizado, destacando-se os tanques sépticos e unidades complementares.

A busca por alternativas de tratamento complementar tem sido o foco de diversas pesquisas. Dentre as tecnologias investigadas, destacam-se os *wetlands* construídos (WC). Esses sistemas vêm sendo cada vez mais utilizados em todo o mundo (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2010; GARCIA et al., 2010; NIVALA et al., 2013), por constituírem uma tecnologia natural, de baixo custo de operação e manutenção, atuando principalmente como sistemas descentralizados.

A remoção de poluentes em WC acontece de forma natural, devido à interação entre plantas, material filtrante, micro-organismos e esgoto. Dentre estes elementos se destaca o papel das plantas, as quais têm como atribuições, além de embelezamento paisagístico, a retirada e armazenamento de nutrientes, a promoção de área superficial para aderência de micro-organismos (nas raízes) e a prevenção da colmatação do material filtrante (KADLEC et al., 2000).

Existem várias configurações de WC, dentre elas destacam-se os *wetlands* construídos de fluxo vertical – WCFV. Entre as vantagens dos WCFV, salienta-se a boa nitrificação e a elevada remoção de matéria orgânica carbonácea e de sólidos dos esgotos (SAEED e SUN, 2012).

Os sistemas de tratamento de esgoto descentralizado do tipo tanque séptico seguido de WCFV possuem poucas aplicações em escala real no Brasil. Uma razão para isso é que ainda não existe no país nenhuma normatização para construção de WCFV, tampouco uma padronização no uso.

Para projeto e operação satisfatória de WCFV, as variáveis hidráulicas têm importância fundamental. Giraldi et al. (2009) descrevem que o tempo de detenção hidráulica (TDH) e o grau de mistura, são fatores que podem determinar a eficiência de remoção de poluentes em WC. Destaca-se que as inúmeras reações que ocorrem durante o tratamento nos WC dependem do tempo de contato do esgoto com as plantas, com os micro-organismos e, também, com o material filtrante.

Diante disso, estudos sobre o desempenho de WCFV na nitrificação e na remoção de matéria orgânica e sólidos, bem como sobre a influência das condições hidrodinâmicas no tratamento se fazem importantes. Estudos deste tipo podem contribuir para que se estabeleçam critérios para projeto de sistemas de tanque sépticos seguidos de WCFV em escala real no país.

Neste contexto, a Universidade Federal de Santa Maria – UFSM possui em andamento um projeto de pesquisa que visa a implantação, operação e avaliação do desempenho de uma estação experimental de tratamento de esgotos, composta por tanque séptico seguido de WCFV. Este trabalho é parte integrante desse projeto de pesquisa, financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), denominado RENTED – Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados. A rede foi criada pela Chamada pública MCT/MCIDADES/FINEP/Ação Transversal – Saneamento Ambiental e Habitação – 06/10. O objetivo principal da rede é promover a pesquisa científica e tecnológica e a inovação que contribuam para a melhoria das condições de saneamento e de habitação, em especial a de interesse social.

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto doméstico em escala real composto por tanque séptico seguido de *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV), plantado com a macrófita *Heliconia psittacorum*, na nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o desempenho do sistema experimental na partida operacional;
- Avaliar as características hidrodinâmicas do WCFV no decorrer do desenvolvimento das macrófitas e sob diferentes condições operacionais;
- Avaliar o desempenho do sistema experimental (TS + WCFV) quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos, fósforo e coliformes, e quanto à nitrificação de esgotos domésticos;
- Avaliar a influência das condições hidrodinâmicas do WCFV nas eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos e na nitrificação.



### 3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

#### 3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos (WC) são sistemas projetados, concebidos e construídos para utilizar processos naturais envolvendo plantas, solo e micro-organismos para tratamento de águas residuárias, ou seja, são projetados para tirar proveito de muitos processos que naturalmente ocorrem em *wetlands* naturais, mas de forma que se consiga controlar/acompanhar o tratamento (VYMAZAL, 2005). Os mecanismos envolvidos no tratamento são físicos, químicos e principalmente biológicos, sendo os micro-organismos os grandes responsáveis pelo tratamento. As plantas também têm um papel fundamental. Dentre as principais atribuições estão a promoção de área para aderência de micro-organismos (nas raízes), a prevenção contra a colmatação e a absorção dos nutrientes contidos nas águas residuárias.

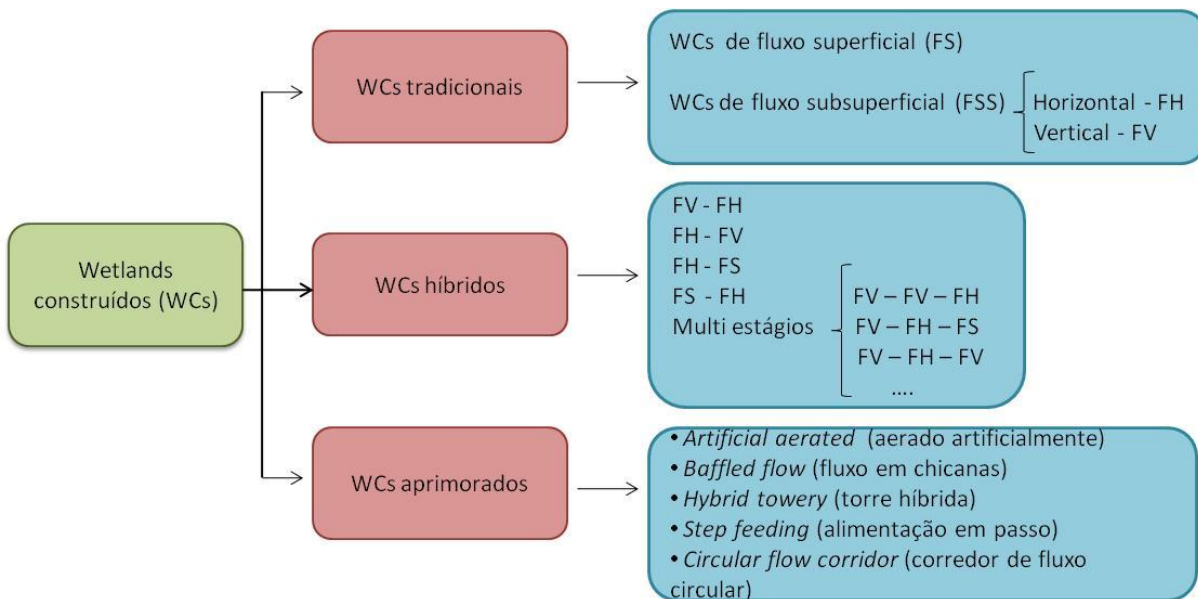
A tecnologia de WC foi inicialmente empregada na Alemanha, na década de 1950 (KADLEC e WALLACE, 2009). Nos anos seguintes, a tecnologia se espalhou pela Europa, com aplicações em diversos países, entre eles, Holanda, Reino Unido, Alemanha e França. No Brasil, as primeiras experiências com a utilização de WC foram conduzidas no início dos anos 1980 pelos pesquisadores Salati e Rodrigues (SALATI JR.; SALATI; SALATI, 1999).

Até a década de 1990 os WC foram aplicados quase que exclusivamente no tratamento de esgoto doméstico ou sanitário (VYMAZAL, 2005). Após 1990, no decorrer dos anos a tecnologia evoluiu, sendo utilizada atualmente para tratamento de vários tipos de águas residuárias, incluindo lixiviados de aterros sanitários (MANNARINO et al., 2006), efluentes industriais (MATOS et al., 2010), águas residuárias da pecuária, tais como bovinocultura (PELLISSARI et al., 2014) e suinocultura (SEZERINO et al., 2003), como também para desaguamento de lodo (MAGRI et al., 2010) e tratamento de águas superficiais poluídas (MEIRA et al., 2005).

Quanto à nomenclatura, é possível encontrar várias denominações para os WC na literatura brasileira, tais como: zonas de raízes, filtros plantados com macrófitas, sistemas alagados construídos, banhados construídos, leitos cultivados, biofiltros com macrófitas, entre outros (SEZERINO et al., 2015).

Além da várias nomenclaturas, também são encontradas no Brasil e na literatura internacional, várias configurações de WC. Na figura 1 apresenta-se uma classificação atual, proposta por Wu et al. (2015), os quais dividem os WC em três grandes grupos, quais sejam: (i) tradicionais; (ii) híbridos; (iii) aprimorados.

Figura 1 - Classificação dos *wetlands* construídos



Fonte: Adaptado de Wu et al. (2015).

Dentro do grupo dos WC tradicionais, os de fluxo subsuperficial são normalmente os preferidos para tratamento de águas residuárias, por evitar a possibilidade de ocorrência de maus odores e o desenvolvimento de mosquitos (KADLEC e WALLACE, 2009). Esses problemas são frequentemente encontrados na operação de *wetlands* de escoamento superficial, nos quais existe uma lâmina superficial de efluente.

Os WC híbridos são utilizados com o objetivo de combinar as vantagens de dois ou mais tipos de sistemas. Pode-se buscar, por exemplo, aumentar a eficiência no que se refere às transformações da série nitrogenada / remoção de nitrogênio, utilizando a associação de um WC bem oxigenado (para nitrificação) seguido de um WC que propicie condições anóxicas (para desnitrificação).

Além desses tipos básicos, recentemente, a fim de intensificar os processos de remoção de poluentes, os chamados WC aprimorados (em inglês: *enhanced CW*)



têm sido propostos para melhorar o desempenho desses sistemas no tratamento de águas residuárias (WU et al., 2014).

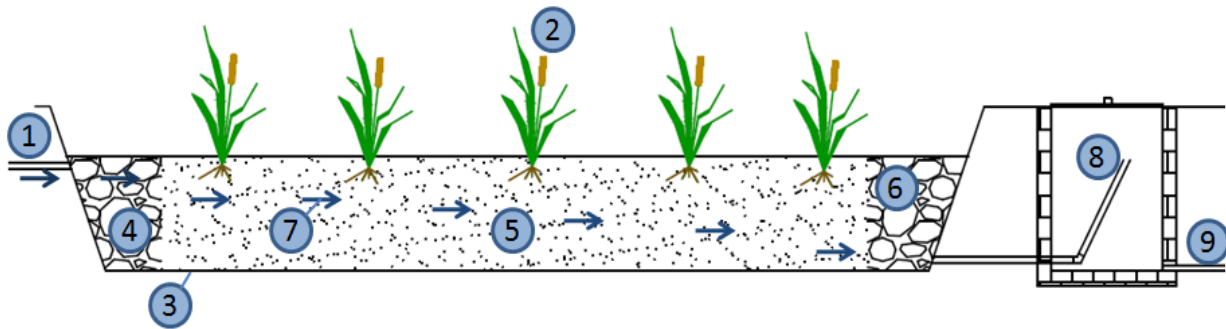
### 3.2 WETLANDS TRADICIONAIS DE ESCOAMENTO SUBSUPERFICIAL

Os WC de escoamento subsuperficial são módulos normalmente escavados no terreno, que contém um material de recheio (PHILIPPI e SEZERINO, 2004), no qual o efluente a ser tratado percola, dependendo do tipo de fluxo empregado, no sentido horizontal (*wetlands* construídos de fluxo horizontal – WCFH) ou vertical (*wetlands* construídos de fluxo vertical – WCFV). Essas duas variantes permitem processos diferenciados de tratamento, principalmente no que se refere à transformação / remoção de nitrogênio. Isso permite que o projetista se utilize das vantagens de cada tipo de sistema, conforme o objetivo de tratamento e a qualidade do efluente requerida, como sistemas individuais ou sob diversas combinações/configurações, constituindo os chamados sistemas híbridos. Geralmente, os *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial são mais eficientes do que os sistemas de fluxo superficial na remoção de poluentes em termos de massa por unidade de área (SAEED e SUN, 2012).

Os WCFH apresentam-se como sistemas eficientes na remoção de nitrogênio, contanto que recebam efluente parcialmente nitrificado, pois oferecem as condições necessárias para a ocorrência do processo de desnitrificação. A condição principal é a presença nesses sistemas de zonas anóxicas/anaeróbias, devido ao fluxo contínuo aliado a manutenção de um nível elevado de efluente dentro do *wetland*. A manutenção de um nível mínimo (variável) de efluente faz com que o material suporte juntamente com a rizosfera permaneça inundado, impedindo a entrada de oxigênio atmosférico, elemento limitante do processo desnitrificação.

De forma geral, nos WCFH (Figura 2) o efluente é disposto na superfície ou a poucos centímetros abaixo da superfície de uma seção de entrada, a partir da qual o efluente percola horizontalmente pelo material filtrante, impulsionado por uma declividade de fundo, até atingir a seção final da unidade de tratamento (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Figura 2 - Esquema representando um WCFH. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) material filtrante; 6) zona de saída 7) sentido do fluxo; 8) controlador de nível; 9) efluente final.



Fonte: A autora.

Quanto ao WCFV, devido a sua importância para o presente trabalho optou-se por apresentar este tipo de sistema em item separado (3.3), com maior detalhamento, incluindo dimensionamento e princípios básicos do tratamento.

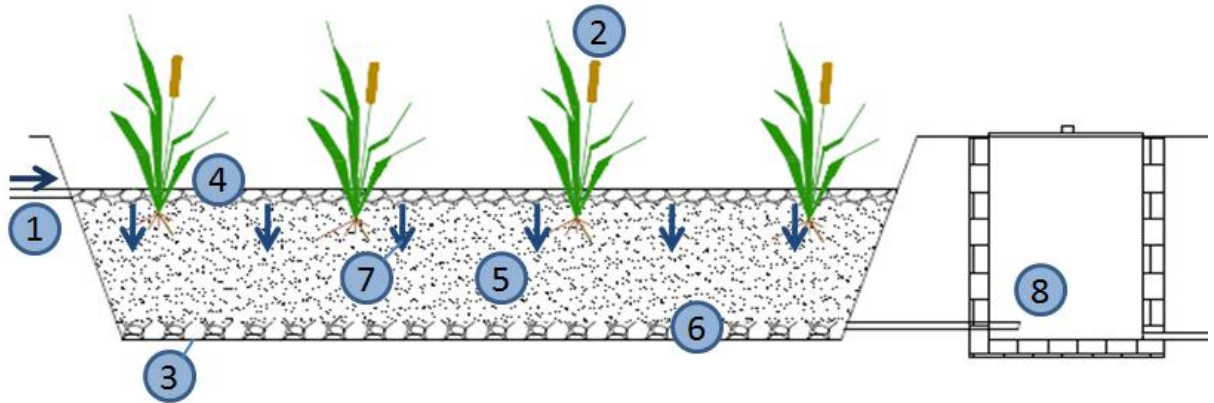
### 3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL

#### 3.3.1 Aspectos gerais

Nos WCFV a água residuária a ser tratada é aplicada na superfície do módulo de tratamento, a qual a partir da superfície percorre uma trajetória vertical até atingir o fundo do módulo, onde a água residuária já tratada é coletada/drenada (figura 3). A cada pulso, cuja duração geralmente é de poucos minutos, um volume de efluente é lançado sobre a superfície do filtro e em seguida é drenado, permitindo que o oxigênio atmosférico penetre no meio filtrante, criando condições aeróbias.

Os WCFV foram inicialmente introduzidos por Seidel (1965) para oxigenação de efluentes anaeróbicos provenientes de tanque séptico. Nesses sistemas é possível obter boas eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos. Além disso, os WCFV apresentam configuração que favorece a nitrificação, pois são projetados para operar com fluxo intermitente, o que intensifica a entrada de oxigênio atmosférico para o material suporte.

Figura 3 - Esquema representando um WCFV. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) camada superficial; 5) material filtrante 6) camada de drenagem; 7) sentido do fluxo; 8) efluente final.

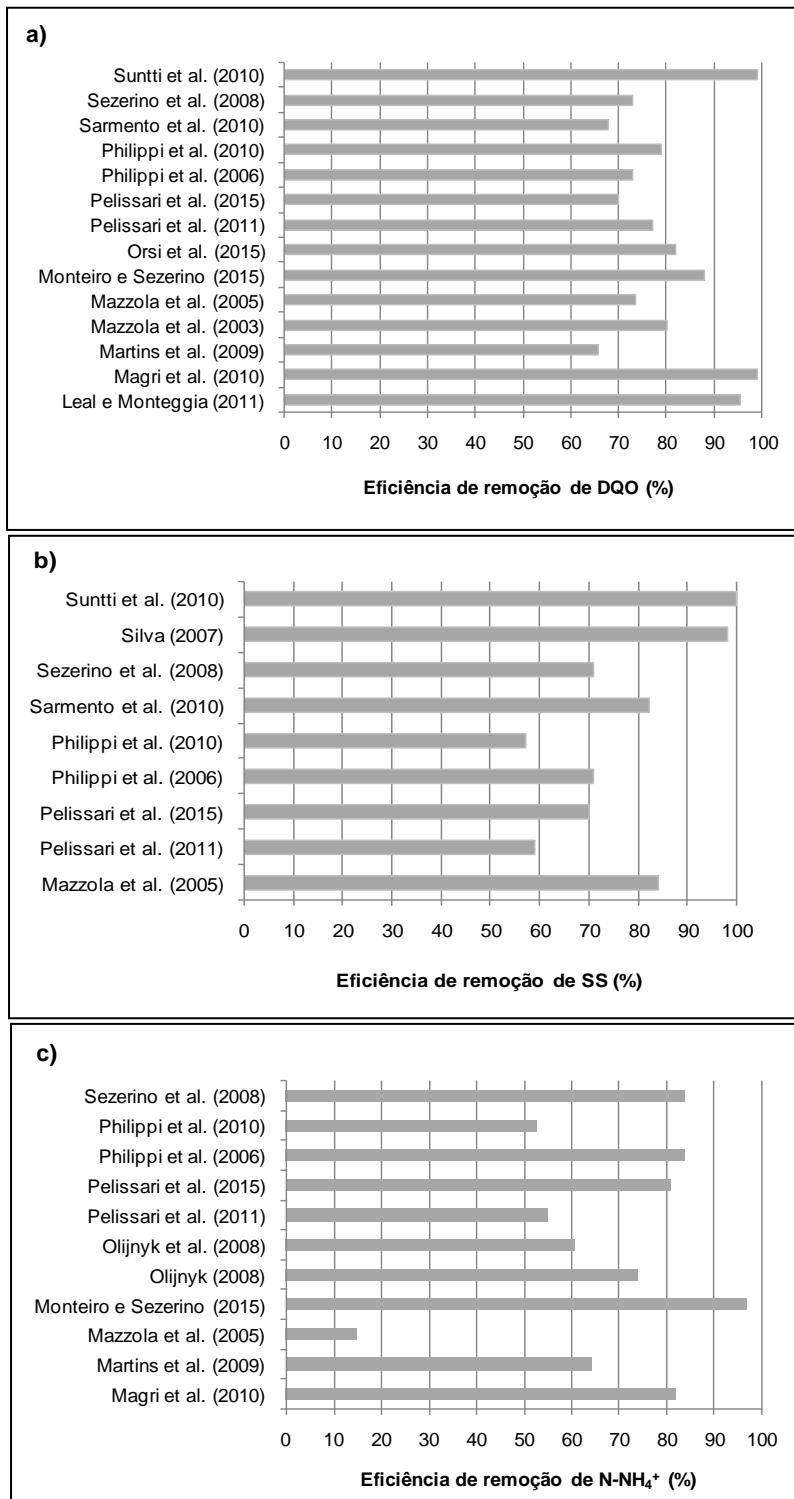


Fonte: A autora.

Na figura 4 constam eficiências de remoção encontradas na literatura, em termos de demanda química de oxigênio (DQO), sólidos em suspensão (SS) e nitrogênio amoniacal ( $N-NH_4^+$ ). Nota-se, que as eficiências de remoção destes parâmetros são bem variáveis. Quanto à DQO, percebe-se que a remoção média é na maioria das vezes superior a 70%, podendo chegar a 99%, como ocorreu nos trabalhos de Sunti et al. (2010) e Magri et al. (2010), que aplicaram WCFV no desaguamento de lodo anaeróbio (tanque séptico).

Quanto à remoção de  $N-NH_4^+$ , eficiências superiores a 80% são relatadas, como nos trabalhos de Magri et al. (2010), Monteiro e Sezerino (2015), Pelissari et al. (2015), Philippi et al. (2006) e Sezerino (2008). Por outro lado, Mazzola et al. (2005) relatam eficiências de remoção de  $N-NH_4^+$  inferiores a 15%. No trabalho de Mazzola et al. (2005), diferentemente dos demais, o WCFV foi operado mantendo elevados tempos de reação (24-96 horas), com fluxo descontínuo, em fases alternadas de enchimento, reação, drenagem e repouso (aeração natural).

Figura 4 - Eficiências de remoção de DQO (a), SS (b) e  $\text{N-NH}_4^+$  (c) em WCFV tratando vários tipos de efluentes.



Fonte: A autora

Diante do exposto, se faz importante destacar que a eficiência de tratamento em WCFV depende de vários fatores, tais como: aspectos construtivos, condições operacionais e carregamentos aplicados.

### 3.3.2 Dimensionamento

As formas mais comumente utilizadas para dimensionamento de WCFV são: (i) Relação área *per capita*; (ii) Carregamento orgânico superficial e taxa hidráulica; (iii) Relações estequiométricas – balanço de oxigênio.

#### 3.3.2.1 Relação área *per capita*

Existe na literatura uma grande variação na relação área *per capita* utilizada para dimensionamento de WCFV. Na tabela 1 apresentam-se alguns valores da relação empregados para tratamento de esgoto doméstico ou sanitário.

Tabela 1 - Relações área *per capita* encontradas na literatura para WCFV

Área (m <sup>2</sup> )	Vazão (L. d <sup>-1</sup> )	m <sup>2</sup> /pessoa	Autor
29	11600	0,37	Cota et al. (2010)
0,053	1,99	4,00	Leal e Monteggia (2011)
	10,60	0,75	
375	15,90	0,50	Nogueira (2003)
	155.512	0,36	
2,57	883,60	0,44	Olijnyk (2008)
	1.241,6	0,31	
65	8.500	1,15	Pelissari et al. (2011)
60	7.200	1,25	Philippi et al. (2010)
2,75	300	1,37	Santos (2009)
	450	0,92	
2,57	395	0,98	Sezerino et al. (2008)
	593	0,65	
	790	0,49	
0,26	10,40	3,75	Silva (2007)
	20,80	1,87	
	39	1,00	

WCFV aplicados ao tratamento de esgoto doméstico ou sanitário; Foi considerada vazão *per capita* de 150 L/d.

Nota-se na tabela 1 valores de relação área *per capita* entre 0,31 m<sup>2</sup>/pessoa (Olijnyk, 2008) e 4 m<sup>2</sup>/pessoa (Leal e Monteggia, 2011). Trabalhando com a relação de 0,31 m<sup>2</sup>/pessoa, Olijnyk (2008) obteve eficiência média de remoção de DQO de aproximadamente 50%. Já Leal e Monteggia (2011), trabalhando com a relação de 4 m<sup>2</sup>/pessoa obtiveram remoção de DQO superior a 90%. Ambos os trabalhos foram realizados em WCFV em escala piloto, contendo areia como material filtrante e empregados no tratamento de esgoto sanitário.

Philippi et al. (2010), trabalhando com uma faixa intermediária (área per capita = 1,25 m<sup>2</sup>/pessoa), obteve eficiências de remoção médias de 79%, 57% e 53% para DQO, SS e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, respectivamente. O trabalho de Philippi et al. (2010) foi realizado em um WCFV em escala real, preenchido com areia e empregado no tratamento de esgoto doméstico.

### 3.3.2.2 Carregamento orgânico e taxa hidráulica

Da mesma forma que acontece para a relação área *per capita*, existe uma grande variação na literatura quanto às cargas e taxas hidráulicas aplicadas em WCFV. Na Tabela 2 são apresentados valores de carregamento de DQO e SS e taxas hidráulicas aplicadas segundo a literatura brasileira.

Tabela 2 - Cargas orgânicas e taxas hidráulicas aplicadas em WCFV

Carga de DQO (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Carga de SS (g.m <sup>-2</sup> .d <sup>-1</sup> )	Taxa hidráulica superficial (mm.d <sup>-1</sup> )	Autores
300	150	400	Cota, et al. (2010)
64,4	27,5	483,1	Olijnyk (2008)
62	9,2	131	Pelissari et al. (2011)
45		120	Philippi et al. (2010)
24 - 48	10-20	153,7 - 307,4	Sezerino et al. (2008)

Sezerino et al. (2008) trabalhando com taxas de aplicação superficial de 153,7 a 307,4 mm.d<sup>-1</sup> e cargas afluentes variando de 24 a 48 g DQO.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> e de 10 a 20 g SS.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> observaram remoções médias de DQO de 66 a 73% e nitrificação efetiva (com cargas de 7 - 14 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>). Além disso, os autores relatam que no período de estudo (13 meses de operação) não houve indícios de colmatação. Já Olijnyk (2008), trabalhando com taxa de aplicação superficial e cargas mais

elevadas ( $483,1 \text{ mm.d}^{-1}$ ;  $64,4 \text{ g DQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ;  $27,5 \text{ g SS.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ;  $14,1 \text{ g N-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ) obteve para o mesmo sistema experimental, eficiências de remoção entre 48 - 50% de matéria orgânica em termos de DQO e conversão entre 56 - 74% para  $\text{N-NH}_4^+$ , contudo, o sistema apresentou baixas produções de  $\text{N-NO}_3^-$ . Dessa forma, observou-se que a aplicação de taxas hidráulicas elevadas limitou a nitrificação. No trabalho realizado por Platzer (1999), na Alemanha, a taxa hidráulica máxima aplicada em WCFV foi de  $250 \text{ mm d}^{-1}$  para que a nitrificação fosse efetiva e um limite de  $6,5 \text{ g NTK m}^{-2}.\text{d}^{-1}$  foi estabelecido.

Os trabalhos de Sezerino et al. (2008) e de Olijnyk (2008) são importantes, pois descrevem o comportamento de WCFV sob aplicação de uma ampla faixa de taxas hidráulicas e cargas. Ambos os estudos foram desenvolvidos em WCFV plantados com *Typha domingensis*, contendo areia como material filtrante e aplicados ao tratamento de esgoto sanitário, em clima subtropical.

### 3.3.2.3 Dimensionamento conforme balanço de oxigênio

Conforme citado anteriormente, os WCFV são projetados para permitir uma boa aeração, ou seja, uma grande transferência de oxigênio atmosférico para o meio filtrante. Essa transferência é obtida devido à alimentação intermitente, em pulsos.

A fim de alcançar uma completa nitrificação, Platzer (1999) apresenta os passos para calcular a demanda de oxigênio e as entradas de oxigênio. Quanto às formas de entrada de oxigênio, são três as principais: (i) convecção; (ii) difusão e (iii) por meio dos rizomas das plantas. A entrada de oxigênio no meio filtrante por meio dos rizomas das plantas foi incluída no modelo proposto por Platzer (1999) juntamente com a entrada por difusão.

Nas equações 1, 2, 3 e 4 são apresentados os cálculos necessários para dimensionamento de WCFV. Essas equações estão fundamentadas no princípio de que a área superficial requerida é a que permite um balanço de oxigênio positivo, ou seja, soma das entradas de oxigênio superior à demanda.

#### 3.3.2.3.1 Cálculo da demanda de oxigênio

O balanço de oxigênio proposto por Platzer (1999) considera a demanda de oxigênio como a soma das demandas para que ocorra a decomposição da matéria

orgânica carbonácea mais a demanda de nitrificação. O autor utilizou dados previamente estabelecidos, como: (i) para degradação de 1 g de DQO é necessário 0,7 g de O<sub>2</sub> (SENGEWEIN, 1989); (ii) para nitrificação de 1 g de NTK são necessários 4,3 g de O<sub>2</sub> (WIESMANN, 1994).

Além disso, Platzer (1999) utilizou dados obtidos experimentalmente, trabalhando com um WCFV. Como resultado, o autor considerou nos cálculos uma remoção de 85% de DQO e capacidade de desnitrificação de 10%. O autor também calculou a recuperação de oxigênio dissolvido (OD) devido ao processo de desnitrificação, obtendo 2,9 g O<sub>2</sub> / g N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup><sub>desnitrificado</sub>. A partir destes dados, Platzer (1999) apresenta a equação para a demanda de oxigênio (equação 1).

$$O_{2 \text{ demanda}} (\text{g. d}^{-1}) = [0,85 * 0,7 * DQO_{\text{afluente}} (\text{g. d}^{-1}) + 4,3 * NTK_{\text{afluente}} (\text{g. d}^{-1}) - 0,1 * 2,9 * NTK_{\text{afluente}} (\text{g. d}^{-1})] \quad (1)$$

### 3.3.2.3.2 Cálculo das entradas de oxigênio

Ainda para o mesmo autor, a entrada de oxigênio no meio filtrante de um WCFV é basicamente a soma das entradas por difusão e convecção.

Quanto à difusão, Platzer (1999) desenvolveu a primeira equação aplicável ao tratamento de águas residuárias. Segundo o autor, a taxa de difusão depende muito do tipo de solo/material filtrante utilizado, ou seja, está relacionada com parâmetros físicos, tais como o diâmetro efetivo (d<sub>10</sub>) e a porosidade. Experimentalmente, ele obteve para uma areia relativamente fina (d<sub>10</sub>=0,11 mm) um coeficiente de difusão de 3,5 x 10<sup>-3</sup> cm<sup>2</sup>.s<sup>-1</sup> o que resultou numa taxa de difusão de 1 g O<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.h<sup>-1</sup>. A partir desta taxa e sabendo que não ocorre difusão por um período aproximado de 1,5 h após cada aplicação de esgoto (pulso), a entrada de oxigênio por difusão é dada pela equação 2.

$$O_{2 \text{ entrada por difusão}} (\text{g. d}^{-1}) = 1 (\text{gO}_2. \text{m}^{-2}. \text{h}^{-1}) * \text{área superficial do WCFV} (\text{m}^2) * [24(\text{h}) - 1,5(\text{h}) * N_{\text{aplicações}}] \quad (2)$$

Já a entrada de oxigênio por convecção é função da carga hidráulica de efluente aplicada. Se a aplicação de efluente na superfície do WCFV bem como a infiltração ocorrerem rapidamente (<10 min), pode-se assumir que para cada litro de efluente aplicado ocorre a entrada de 1 litro de ar no material filtrante. Além disso, se



assume que o ar contém cerca de 0,3 g O<sub>2</sub>/L, conforme equação 3 (PLATZER, 1999).

$$O_2 \text{ entrada por convecção (g. d}^{-1}) = 0,3 \text{ (gO}_2\text{. L}^{-1}) * \text{volume de esgoto aplicado (m}^3\text{. d}^{-1}) * 1000 \text{ (L. m}^{-3}) \quad (3)$$

O critério geral de dimensionamento de um WCFV fundamenta-se na equação 4, que considera que a soma das entradas de oxigênio deve ser superior à demanda.

$$O_2 \text{ entrada por difusão} + O_2 \text{ entrada por convecção} - O_2 \text{ demanda} > 0 \text{ (g. d}^{-1}) \quad (4)$$

Nos seus experimentos, Platzer (1999) trabalhou com taxas hidráulicas inferiores a 250 mm.d<sup>-1</sup>. O autor recomenda que a carga de nitrogênio aplicada não deve exceder 6,5 g NTK.m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>.

É importante salientar que as recomendações do trabalho de Platzer (1999) são referentes a resultados obtidos em WCFV contendo areia média-grossa como material filtrante (d<sub>10</sub> = 0,1 - 0,2 mm, coeficiente de uniformidade (U) = 4 e condutividade hidráulica = 1 - 4 x 10<sup>-4</sup> m/s).

### 3.4 ELEMENTOS ATUANTES

A zona de reação ativa em WC é a zona de raízes (ou rizosfera), onde ocorrem os processos físico-químicos e biológicos de tratamento, induzidos pela interação dos elementos solo, plantas e micro-organismos com os poluentes (STOTTMEISTER et al., 2003). Na sequência, é detalhado o papel de cada elemento atuante no tratamento de águas residuárias em WC: solo (material filtrante), plantas e micro-organismos.

#### 3.4.1 Material filtrante

O material filtrante serve de suporte para o crescimento das plantas e dos micro-organismos (formação do biofilme) (STOTTMEISTER et al., 2003). Diversos tipos de materiais filtrantes já foram empregados em WC, tais como: brita (CALIJURI

et al., 2009; BRASIL e MATOS, 2008), areia (SEZERINO, 2006; PELISSARI, 2013), argila (MANNARINO, 2006), escória de aciaria (CASSINI et al., 2010), cascas de arroz (PHILIPPI et al., 2010), pneu picado (COLLAÇO, 2001) e anéis de bambu (ZANELLA, 2008).

A escolha do tipo de material filtrante a ser utilizado num WC está condicionada às finalidades do tratamento (SEZERINO, 2006). A composição química do solo e também os parâmetros físicos, tais como distribuições granulométricas são fatores importantes a serem considerados (STOTTMEISTER et al., 2003).

Segundo Sezerino (2006), o material filtrante ideal é aquele que apresenta condutividade hidráulica adequada e também boa capacidade de adsorção de poluentes (como amônio -  $\text{NH}_4^+$  e ortofosfato -  $\text{PO}_4^{3-}$ ). Contudo, atualmente, a brita e a areia são os materiais filtrantes preferidos, sendo os mais utilizados em WC, devido ao fato de oferecerem boas condições de fluxo, apesar da baixa capacidade de adsorção.

### **3.4.2 Plantas**

As plantas desempenham um importante papel no tratamento em WC. Dentre as principais atribuições destaca-se: promoção de área superficial para aderência de micro-organismos (nas raízes), liberação de oxigênio para o material filtrante, prevenção da colmatação do material filtrante (em WCFV), embelezamento paisagístico e a retirada e armazenamento de nutrientes (KADLEC et al., 2000). Durante seu desenvolvimento, as plantas absorvem nutrientes tais como o nitrogênio e o fósforo contidos nas águas residuárias. Contudo, para que ocorra remoção efetiva de nutrientes é necessário realizar podas regulares, caso contrário, os nutrientes acabam retornando ao sistema após a morte das plantas.

As plantas tipicamente empregadas em WC são as macrófitas aquáticas, plantas que se desenvolvem em água ou solos sujeitos à deficiência de oxigênio (SAEED e SUN, 2012). A escolha da macrófita a ser utilizada está relacionada à tolerância da planta quanto a ambientes saturados de água e/ou esgoto, sua velocidade de crescimento e a presença das mesmas nas proximidades onde o sistema de tratamento será implantado, pois de preferência, as macrófitas deverão estar adaptadas às condições climáticas locais (SEZERINO et al., 2015).

Além disso, características das macrófitas como a temperatura desejável para seu desenvolvimento, o pH ótimo e a profundidade de penetração das raízes, são parâmetros importantes na escolha de qual planta utilizar em um WC. Na tabela 3 são apresentadas as características de algumas plantas aquáticas normalmente empregadas em WC.

Em uma pesquisa bibliográfica sobre 643 WC de fluxo superficial implantados em 43 países, foi registrada a aplicação de 150 gêneros de plantas, sendo que as mais comumente utilizadas foram *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*, *Juncus* e *Eleocharis* (VYMAZAL, 2013). No Brasil, dentre 42 trabalhos publicados entre os anos de 1998 e 2011, em termos de WCFH, a *Typha* se destacou como sendo a macrófita mais empregada, seguida de *Eleocharis* e *Zizaniopsis* (SEZERINO et al., 2015). Ressalta-se que têm sido utilizados os mais variados tipos de plantas, incluindo espécies da família das gramíneas, tais como *Cynodon* sp. (capim tifton 85) (MATOS et al, 2008; COTA, 2011) e *Brachiaria arrecta* (CALIJURI et al., 2009), e também espécies ornamentais, como *Heliconia psittacorum* (KONNERUP, KOOTTATEP e BRIX, 2009), *Cyperus papyrus* e *Canna x generalis* (ZANELLA, 2008). As plantas ornamentais possibilitam um efeito estético nos WC e com isso, contribuem para a conscientização das pessoas quanto ao tratamento (BRIX et al., 2007), trazendo benefícios a longo prazo para a operação e manutenção desses sistemas (KONNERUP, KOOTTATEP e BRIX, 2009).

Tabela 3 – Plantas aquáticas comumente utilizadas em WC e suas características

Planta	Temperatura desejável (°C)	pH ótimo	Penetração das raízes (cm)
<i>Typha</i> spp. (taboa)	10-30	4-10	30
<i>Phragmites</i> spp. (junco)	12-33	2-8	60
<i>Juncus</i> spp.	16-26	5-7,5	-
<i>Scirpus</i> spp.	16-27	4-9	76
<i>Carex</i> spp.	14-32	5-7,5	-

Fonte: Adaptado de Saeed e Sun (2012).

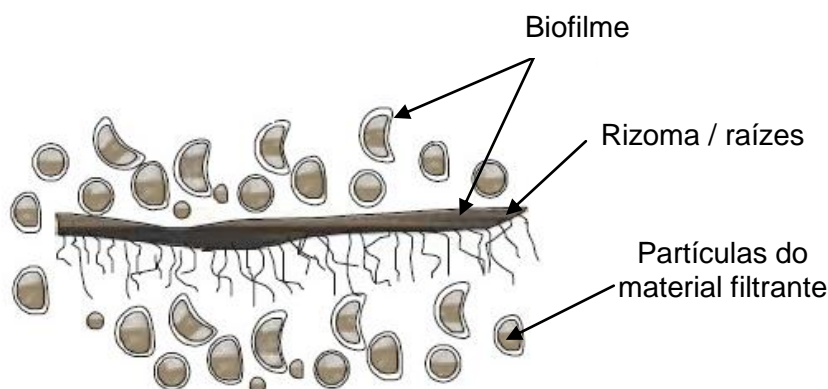
### 3.4.3 Micro-organismos

Em WC, o principal papel na transformação e na mineralização de nutrientes e poluentes orgânicos não é desempenhado por plantas, mas sim por micro-

organismos (STOTTMEISTER et al., 2003). Os WC proporcionam um ambiente ideal ao crescimento de micro-organismos, sendo as bactérias, os fungos e as algas os organismos mais comuns nesses sistemas (SAEED e SUN, 2012). Segundo os autores, entre os micro-organismos, a presença de bactérias é extremamente importante, pois são as grandes responsáveis pela remoção de poluentes das águas residuárias.

Segundo Adrados et al. (2014), a microbiota mais estável nos WC é encontrada no biofilme, associada às raízes das plantas e/ou na superfície do material filtrante (Figura 5). No biofilme, comunidades de micro-organismos aeróbios e anaeróbios se desenvolvem consumindo a matéria orgânica contida nas águas residuárias e atuando também nos processos de transformação/remoção do nitrogênio, dentre outros.

Figura 5 - Representação esquemática do biofilme em *wetlands*



Fonte: Adaptado de Sezerino (2006)

### 3.5 MECANISMOS DE TRATAMENTO

No decorrer do tratamento em WC, as águas residuárias são submetidas a vários mecanismos, físicos, químicos e biológicos. Como já supracitado, os micro-organismos, as plantas e o material filtrante são os elementos responsáveis pelo tratamento. No quadro 1 são demonstrados os mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos WC. Nos itens 3.5.1, 3.5.2 e 3.5.3 serão abordados os mecanismos julgados mais relevantes para o presente trabalho.

Quadro 1 - Mecanismos predominantes no tratamento em WC

Constituintes dos efluentes	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação Filtração
Matéria orgânica	Decomposição microbiana – aeróbia e/ou anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação Adsorção Volatilização da amônia Retirada pela planta
Fósforo	Adsorção Retirada pela planta
Metais	Complexação Precipitação Retirada pela planta Oxidação/ Redução microbiana
Patógenos	Sedimentação Filtração Predação

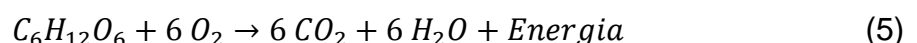
Fonte: Adaptado de Cooper et al.(1996) apud Philippi e Sezerino (2004).

### 3.5.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea

Em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial a degradação/conversão da matéria orgânica carbonácea pode acontecer aerobicamente e/ou anaerobicamente (SAEED e SUN, 2012).

#### 3.5.1.1 Degradação aeróbia

A equação geral e simplificada da respiração aeróbia pode ser expressa pela equação 5 (VON SPERLING, 2007). Analisando esta reação, percebe-se os seguintes aspectos: (i) estabilização da matéria orgânica; (ii) utilização de oxigênio; (iii) produção de dióxido de carbono e ; (iv) liberação de energia.



A degradação aeróbia acontece via bactérias quimioheterotróficas, as quais têm taxas metabólicas relativamente mais elevadas que as quimioautotróficas. As bactérias quimioheterotróficas utilizam oxigênio como receptor final de elétrons

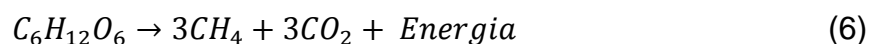
(GARCIA et al., 2010) e liberam dióxido de carbono, além de outros compostos químicos estáveis.

Em WC, o oxigênio necessário para a degradação aeróbia pode ser fornecido por difusão atmosférica, convecção e por transferência via macrófitas (KADLEC et al., 2000; COOPER, 2005).

A degradação aeróbia da matéria orgânica acontece com mais intensidade em WCFV, devido à alimentação intermitente que permite grande aporte de oxigênio atmosférico para o material filtrante. Em WCFH a conversão aeróbia da matéria orgânica também acontece, embora menos representativa, ocorrendo principalmente nas regiões em torno das raízes das macrófitas.

### 3.5.1.2 Degradação anaeróbia

Segundo Von Sperling (2007), a degradação anaeróbia da matéria orgânica, de forma geral e simplificada, pode ser expressa pela equação 6. Analisando a reação, destacam-se os seguintes aspectos: (i) a não utilização de oxigênio; (ii) a produção de metano e gás carbônico; (iii) liberação de energia.



A conversão anaeróbica da matéria orgânica é composta por duas fases (VON SPERLING, 2007):

- Fase acidogênica: Conversão da matéria orgânica em ácidos orgânicos por organismos acidogênicos. Nessa etapa ocorre somente conversão da matéria orgânica, e não remoção.
- Fase metanogênica: Conversão dos ácidos orgânicos (formados na fase anterior) em metano, dióxido de carbono e água por organismos metanogênicos. Nessa fase ocorre, além de conversão, a remoção da matéria orgânica, pois o metano produzido é transferido para a atmosfera.

É importante salientar que os compostos orgânicos complexos, tais como carboidratos, lipídios e proteínas, antes da fase acidogênica necessitam ser convertidos a compostos mais simples, isso acontece pelo processo de hidrólise (VON SPERLING, 2007).

Devido ao fato de os WCFH estarem sujeitos a deficiência de oxigênio, as vias de remoção anaeróbica têm sido identificadas nesses sistemas. Estudos demonstram abundância de ácidos graxos voláteis (produtos intermediários do processo) nos efluentes de WCFH (GARCIA et al., 2005).

### 3.5.2 Transformações da série nitrogenada / remoção de nitrogênio

Em WC, são vários os processos que influenciam na remoção e retenção do nitrogênio durante o tratamento de águas residuárias, incluindo volatilização da amônia, nitrificação, desnitrificação, fixação do nitrogênio, absorção por plantas e micro-organismos, mineralização (amonificação), redução do nitrato para amônia (amonificação do nitrato), oxidação anaeróbica da amônia (ANAMMOX), fragmentação, sorção, dessorção, imobilização e lixiviação (VYMAZAL, 2007). No quadro 2 estão apresentados os principais processos e as respectivas transformações da série nitrogenada que ocorrem em WC.

Quadro 2 - Transformações do nitrogênio em WC

Processo	Transformação
Volatilização	N-amoniacal (fase aquosa) → N-amoniacal (fase gasosa)
Amonificação	N-orgânico → N-amoniacal
Nitrificação	N-amoniacal → N-nitrito → N-nitrato
Redução no nitrato para amônia (amonificação do nitrato)	N-nitrato → N-amoniacal
Desnitrificação	N-nitrato → N-nitrito → gases N <sub>2</sub> e N <sub>2</sub> O
Fixação de N <sub>2</sub>	N <sub>2</sub> atmosférico → N-amoniacal (N-orgânico)
Absorção por plantas e micro-organismos (assimilação)	N-amoniacal, N-nitrito, N-nitrato → N-orgânico
Adsorção de amônia	
Imobilização do nitrogênio orgânico	
ANAMMOX (oxidação anaeróbica da amônia)	N-amoniacal → gás N <sub>2</sub>

Fonte: Adaptado de Vymazal (2007)

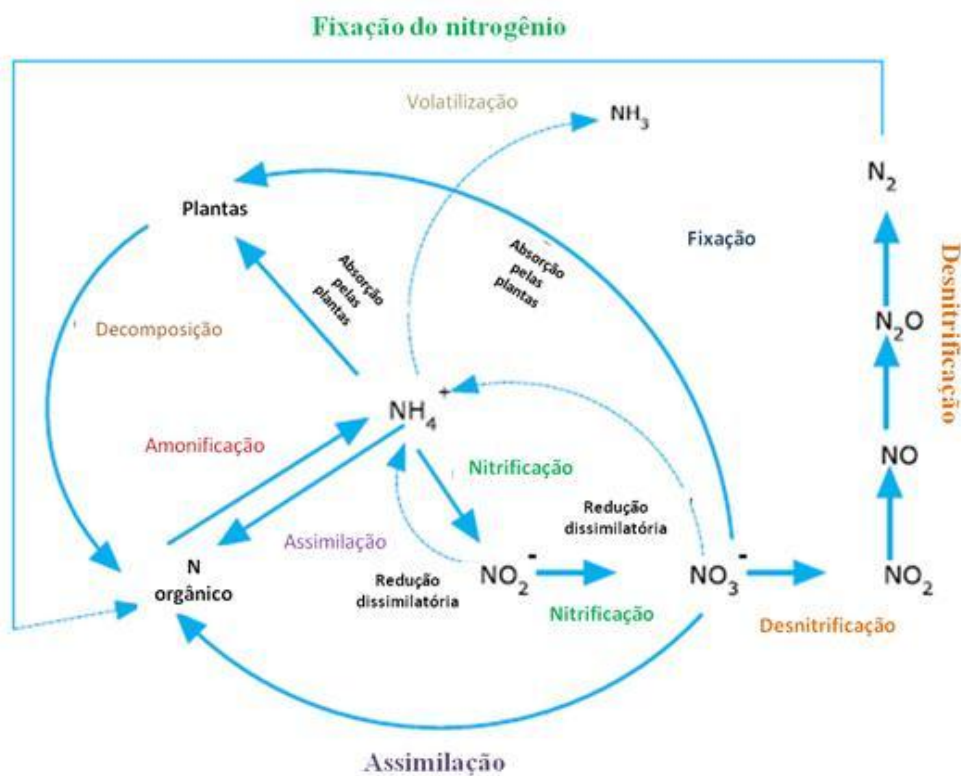
No entanto, somente alguns destes processos removem nitrogênio total das águas residuárias, pois a maioria dos processos somente convertem o nitrogênio a outras formas (VYMAZAL, 2007). Segundo Saeed e Sun (2012), na maioria dos

casos, os mecanismos capazes de efetivamente remover o nitrogênio do meio líquido são os processos de desnitrificação, volatilização da amônia e a assimilação pela biomassa vegetal, desde que a mesma receba poda periódica. Caso contrário, o nitrogênio pode retornar ao sistema após a decomposição das plantas, na forma de nitrogênio orgânico (Figura 6).

Quando se trata de remoção do nitrogênio orgânico em *wetlands*, o principal mecanismo é a sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação (KADLEC et al., 2000). De forma resumida, o nitrogênio orgânico é mineralizado a nitrogênio amoniacal por hidrólise, em seguida é oxidado a nitrito e a nitrato nas zonas aeróbias pela ação de bactérias nitrificantes e por fim, o nitrato em regiões anóxicas é convertido a nitrogênio gasoso.

Segundo Philippi e Sezerino (2004), em *wetlands* construídos, fenômenos como a volatilização e a adsorção são processos verificados, mas de menor importância quando comparados com a nitrificação / desnitrificação.

Figura 6 - Principais rotas de remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial





### 3.5.2.1 Amonificação

A amonificação é o processo pelo qual o nitrogênio orgânico é convertido à nitrogênio inorgânico, na forma de N-amoniacal. As taxas de conversão do N-orgânico à N-amoniacal são mais elevadas em zonas aeróbias, e diminuem em zonas facultativas e anaeróbias (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Nos *wetlands* construídos a taxa de amonificação depende de vários fatores, como temperatura, pH, relação carbono / nitrogênio, nutrientes disponíveis e condições do solo, como textura e estrutura (KADLEC et al., 2000). Tanner et al. (2002) relata a ocorrência de taxas de amonificação em *wetlands* de escoamento subsuperficial variando de 0,22 a 0,53 g de N m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. A temperatura ótima relatada para amonificação é de 40 a 60 °C, enquanto que o pH ótimo se situa na faixa entre 6,5 e 8,5 (VYMAZAL, 1995).

### 3.5.2.2 Nitrificação

A nitrificação é mais evidente nos WCFV em comparação com os WCFH, pois sua configuração permite grande aporte de oxigênio atmosférico para o meio filtrante. Conforme supracitado, o dimensionamento dos WCFV fundamenta-se na obtenção da área superficial mínima necessária para que o balanço de oxigênio no *wetland* seja positivo ao longo do tempo, ou seja, para que a soma das entradas de oxigênio seja superior à demanda, incluindo a demanda para a degradação da matéria orgânica carbonácea e a demanda de nitrificação (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Brix e Arias (2005) operando um WCFV de 15 m<sup>2</sup>, recebendo esgoto doméstico de uma residência unifamiliar de 5 pessoas, obtiveram remoção de 78% de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente, sendo a nitrificação responsável por cerca de 49% do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> removido. Pelissari (2013), utilizando um WCFV para tratamento de efluentes de bovinocultura leiteira, com cargas médias de 21,68 g NTK m<sup>-2</sup> semana<sup>-1</sup> e 17,33 g N-NH<sub>4</sub> m<sup>-2</sup>. semana<sup>-1</sup>, obteve nitrificação completa de 73% do nitrogênio amoniacal afluente, verificando-se elevadas concentrações de nitrato no efluente.

A nitrificação também ocorre nos WCFH, mas é menos representativa, se comparada com a nitrificação que acontece nos WCFV. Nos WCFH a nitrificação geralmente ocorre em regiões próximas à superfície do *wetland* ou ao redor das

raízes das macrófitas que tendem a levar oxigênio da atmosfera até as raízes, criando uma camada aeróbia junto à rizosfera.

Segundo Kadlec e Wallace (2009), o oxigênio liberado pelas plantas equivale a 0,02 g de O<sub>2</sub> por m<sup>2</sup> de raiz. Portanto, apesar das macrófitas não atuarem diretamente nos mecanismos da nitrificação, a rizosfera fornece boas condições para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes (MAZZOLA et al., 2005).

As taxas de nitrificação relatadas na literatura para WC variam de 0,01 a 2,15 g N m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup>, com um valor médio de 0,048 g N m<sup>-2</sup>.d<sup>-1</sup> (REDDY e D'ANGELO, 1997; TANNER et al., 2002 apud VYMAZAL, 2007).

### 3.5.2.3 *Desnitrificação*

O processo de desnitrificação é mais atuante nos WCFH, nos quais o material suporte juntamente com a rizosfera permanecem inundados com efluente na maior parte do tempo, oferecendo as condições necessárias para a ocorrência da desnitrificação (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Maltais-Landry et al. (2009), relatam que a remoção de N por desnitrificação em um WCFH correspondeu a 47 - 62%, sendo que em vários tratamentos estudados a desnitrificação foi a principal forma de remoção de N.

Já Tanner et al. (2002), a partir de estudo em WC de escoamento subsuperficial, relata que a desnitrificação foi responsável por 60–84% da remoção de N, com taxas de desnitrificação variando de 0,47 a 1,99 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>.

### 3.5.2.4 *Absorção pelas plantas - assimilação*

A assimilação de nitrogênio ocorre por uma variedade de processos biológicos que convertem nitrogênio inorgânico em compostos orgânicos, que servem de estrutura para as células e tecidos dos vegetais. As plantas podem assimilar nitrogênio oriundo de duas formas, amônia e nitrato (VYMAZAL, 2007).

Diversas pesquisas já foram realizadas para avaliar o desempenho comparativo entre unidades *wetlands* vegetadas e não vegetadas, como os trabalhos de Souza, Haandel e Guimarães (2001), Kaseva (2004) e de El Hafiane e El Hamouri (2004). Souza, Haandel e Guimarães (2001), no Brasil, estudaram o desempenho de dois WCFH operados em paralelo, um plantado com junco e outro

não vegetado (controle). Os autores relatam que o *wetland* vegetado apresentou 35% de remoção de amônia, enquanto que o não vegetado apresentou uma remoção média de apenas 17%. Kaseva (2004), na Tanzânia, relata remoção de 11,2% de amônia em *wetlands* não plantados, e 23% de remoção em um *wetland* plantado com *Typha sp.* El Hafiane e El Hamouri (2004), no Marrocos, reportaram uma remoção de 50% da amônia afluente a *wetlands* plantados com junco, contra apenas 15% de remoção para um *wetland* não plantado operando em paralelo.

Já Maltais-Landry et al. (2009) estudaram os efeitos de três diferentes espécies de macrófitas (*Phragmites australis*, *Typha angustifolia* e *Phalaris arundinacea*) nos processos de remoção de N em WCFH. Os autores observaram que a absorção pelas plantas foi responsável por menos de 20% da remoção de NT. No trabalho de Maltais-Landry et al. (2009), as unidades plantadas com *T. angustifolia* removeram mais N do que as unidades plantadas com *P. australis* ou *P. arundinacea*, em razão da maior produção de biomassa, visto que os teores de N na biomassa foram similares entre as três espécies.

Pelissari (2013), a partir da avaliação de dois *wetlands* em paralelo, um WCFH e um WCFV, relata que o tecido foliar da taboa (*Typha sp.*) foi responsável por remover 5,12% da carga total de N aplicada ao WCFH e apenas 0,88% da carga de N aplicada ao WCFV, sendo que o WCFH foi o que teve a maior densidade de plantas e a maior produção de biomassa foliar.

Percebe-se que quando as cargas de N afluentes aos *wetlands* são baixas, o papel das plantas na remoção (assimilação) deste nutriente é mais significativo, pois a taxa de assimilação do N contido na água residuária depende muito das necessidades nutricionais da cultura utilizada.

Outro aspecto importante a salientar é que nos WC é fundamental que se realize a poda regular das macrófitas para a manutenção da eficiência de remoção de N ao longo do tempo, pois a senescência das plantas e posterior decomposição, pode fazer com que o nitrogênio absorvido pelas plantas (incorporado no tecido foliar) retorne ao sistema (fase líquida). Além disso, Liu et al. (2011) destacam que é no início do desenvolvimento que as plantas necessitam de nutrientes em maior quantidade, assimilando mais.

### 3.5.2.5 Adsorção no material suporte – material filtrante

A adsorção de  $\text{N-NH}_4^+$  das águas residuárias no material suporte dos WC é um processo físico-químico que pode remover parcela do nitrogênio total afluyente (SAEED e SUN, 2012), cuja magnitude depende do tipo de material empregado. No entanto, segundo Saeed e Sun (2012), as condições aeróbias podem nitrificar a amônia adsorvida ( $\text{N-NH}_4^+ \rightarrow \text{N-NO}_2^- \rightarrow \text{N-NO}_3^-$ ). Na forma de nitrato, acontece a dessorção do nitrogênio e por essa razão, não ocorre mudança no conteúdo de nitrogênio total das águas residuárias (apenas adsorção temporária de  $\text{N-NH}_4^+$ , seguida de nitrificação).

### 3.5.2.6 Volatilização

A volatilização da amônia é um processo de remoção físico, no qual a amônia é removida da fase líquida por transferência de massa, passando da superfície da água para a atmosfera (SAEED e SUN, 2012). O processo ocorre predominantemente em *wetlands* de escoamento superficial, devido ao fato de nesses sistemas ocorrer o contato direto da água residuária (lâmina livre) com a atmosfera. A amônia da fase líquida passa para a fase gasosa sob elevados valores de pH (>9,3) (SAEED e SUN, 2012).

### 3.5.3 Remoção de sólidos

No âmbito do tratamento de águas residuárias, os sólidos representam um parâmetro de grande importância. Os sólidos podem ser classificados em termos de: tamanho e estado (em suspensão ou dissolvidos); características químicas (voláteis ou fixos) e; decantabilidade (sedimentáveis ou não sedimentáveis) (VON SPERLING, 2007).

Em WC de fluxo subsuperficial, os sólidos em suspensão contidos nas águas residuárias são retidos por filtração e sedimentação (COOPER et al., 1996 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Esses mecanismos estão relacionados às baixas velocidades de percolação do efluente, em contato com as macrófitas e com o material filtrante (YAO et al., 1971). Os sólidos em suspensão ficam retidos no material filtrante, principalmente na zona de entrada de WCFH e na camada superior

dos WCFV (VARGA et al., 2013). Nesses locais, pode ocorrer o fenômeno de colmatação (item 3.6), que segundo Varga et al. (2013), é um processo inerente e progressivo.

#### **3.5.4 Remoção de fósforo**

Em WC os mecanismos de retenção do fósforo contido nas águas residuárias envolvem processos físicos, químicos e biológicos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Nos WC de fluxo subsuperficial, a remoção desse elemento ocorre principalmente devido aos mecanismos de precipitação, adsorção ao material filtrante e assimilação pelas plantas (VYMAZAL, 2007). Contudo, os dois primeiros mecanismos citados são saturáveis, ou seja, tem capacidade finita, não contribuindo em longo prazo com a remoção de fósforo (ARIAS et al, 2001). Já a remoção por assimilação das plantas, dependendo das cargas de fósforo aplicadas, pode ser bastante significativa, desde que sejam realizadas podas regulares (VYMAZAL, 2007).

#### **3.5.5 Remoção de organismos patogênicos / coliformes**

Os fatores/mecanismos determinantes na remoção de organismos patogênicos em WC incluem: temperatura, retenção nas raízes das plantas e no biofilme, adsorção à matéria orgânica, predação, competição e morte natural, efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e radiação solar (CALIJURI et al., 2009).

Os mecanismos de remoção predominantes podem variar, dependendo da configuração do WC, do regime hidráulico aplicado, das características da água residuária, e também do clima local (WU et al., 2016). Para Hoffman et al. (2011) a remoção de organismos patogênicos em WC depende do tempo de detenção hidráulica e do tipo de material filtrante empregado, sendo que os WCFH (devido ao maior TDH) geralmente são mais eficientes do que os WCFV e a areia é sempre mais eficiente que a brita.

Em se tratando de WCFV, maiores eficiências de remoção de patógenos foram encontradas em WCFV operados com maiores tempos de detenção hidráulica (TORRENS et al., 2009b). Além disso, pesquisas têm demonstrado que os WCFV apresentam como vantagem a presença de oxigênio no meio filtrante, o que

contribui de forma positiva na remoção de bactérias do grupo coliformes (HEADLEY et al., 2013; WINWARD et al., 2008).

Destaca-se que no monitoramento de estações de tratamento de efluentes, a utilização de organismos indicadores de contaminação fecal, tais como coliformes totais e *Escherichia coli*, é bastante útil, devido à dificuldade de detecção de organismos patogênicos (entre eles alguns tipos de bactérias, vírus, protozoários, helmintos, etc.), os quais normalmente estão presentes em baixas concentrações na água/esgoto (VON SPERLING, 2005).

### 3.6 COLMATAÇÃO

A colmatação é o maior problema operacional que ocorre no tratamento de esgotos utilizando *wetlands* construídos (MOLLE et al., 2006). A obstrução do material filtrante inclui vários processos relacionados à acumulação de diferentes tipos de sólidos, levando à redução da capacidade de infiltração (PEDESCOLL et al., 2011).

Segundo Knowles et al. (2011), a colmatação resulta da formação do biofilme, do crescimento da biomassa, do desenvolvimento das raízes das macrófitas, e principalmente da carga de sólidos aplicada. Quanto maior a carga de sólidos aplicada, maior é a possibilidade de colmatação.

Um certo grau de colmatação é inevitável. No entanto, o problema surge quando o processo de colmatação altera a eficiência do tratamento e diminui a longevidade do sistema (VARGA et al., 2013).

Alguns métodos utilizados para evitar a colmatação e assim, prolongar a vida útil dos WC são (ZHAO, ZHU e TONG, 2009): (i) aplicação de carregamento orgânico e principalmente de SS apropriados, a fim de evitar o crescimento excessivo do biofilme e o acúmulo de partículas; (ii) adoção de tratamento físico-químico primário para remoção efetiva dos sólidos contidos nas águas residuárias; (iii) adoção de um modo de operação alimentação-reposo apropriado. A duração do período de repouso necessário, entre uma batelada e outra, deve ser suficientemente longo para fornecer quantidade de oxigênio necessária para oxidação das partículas orgânicas acumuladas e também para permitir que o biofilme espesso perca água, aumentando a porosidade efetiva (ZHAO, ZHU e TONG, 2009).

Além disso, a fim de evitar o problema da colmatção, a seleção do material filtrante deve ser determinada em termos da condutividade hidráulica. Materiais filtrantes que apresentam baixa condutividade hidráulica colmatam com maior facilidade, reduzindo a eficiência do sistema (WANG et al., 2010).

### 3.7 HIDRODINÂMICA DE *WETLANDS*

Durante o tratamento biológico de esgotos, as mudanças na composição e concentração dos poluentes são causadas por: (i) transporte hidráulico dos materiais no reator (entrada e saída) e; (ii) reações que ocorrem no reator (produção e consumo) (VON SPERLING, 2007).

O modelo hidráulico de um reator é função do tipo de fluxo e do padrão de mistura. Em termos do fluxo no reator, têm-se as duas seguintes condições (VON SPERLING, 2007):

- Fluxo intermitente (em batelada): entrada e/ou saída descontínua;
- Fluxo contínuo: entrada e saída contínuas.

Já o padrão de mistura, depende da forma geométrica do reator, da quantidade de energia introduzida por unidade de volume, do tamanho da unidade, dentre outros fatores (VON SPERLING, 2007). Em termos do padrão da mistura, há dois modelos hidráulicos básicos idealizados: fluxo em pistão e mistura completa. Esses dois modelos definem um conjunto dentro do qual se enquadram as demais alternativas, conduzindo às seguintes principais alternativas de representação hidráulica (VON SPERLING, 2007):

- Fluxo em pistão;
- Mistura completa;
- Fluxo disperso;
- Arranjos de células em série e/ou em paralelo.

O conhecimento das características hidráulicas é fundamental para projeto e para operação satisfatória de WC. De acordo com Giraldi et al. (2009), variáveis como tempo de detenção hidráulica (TDH) e o grau de mistura podem determinar a eficiência de remoção de poluentes em WC. Qualquer curto circuito ou zonas mortas em um *wetland* trazem como consequência um efeito no tempo de contato e nas

velocidades de fluxo, e assim afetam a eficiência do tratamento (HEADLEY e KADLEC, 2007).

O TDH é o tempo em que a água ou esgoto permanece dentro de um WC. O TDH teórico (ou nominal), segundo Headley e Kadlec (2007), é definido como:

$$\text{TDH}_{\text{teórico}} = \frac{V}{Q} \quad (7)$$

Em que:

V = Volume de água no *wetland* (m<sup>3</sup>);

Q = Taxa de aplicação hidráulica (m<sup>3</sup>/d).

Como nos WC é utilizado um material de preenchimento (material filtrante), deve ser levada em consideração a porosidade desse material, sendo V = Volume total x porosidade.

Todavia, o tempo de detenção real da água/esgoto dentro de um WC pode ser menor que o TDH<sub>teórico</sub> (devido a existência de zonas mortas), ou em alguns casos maior (devido a imprecisões na taxa de fluxo e/ou medições de volume do WC) (HEADLEY e KADLEC, 2007). Além disso, ao longo do tempo de operação de WC de escoamento subsuperficial podem ocorrer variações no tempo de detenção real devido a mudanças na permeabilidade do material filtrante, as quais podem ser causadas por: crescimento do biofilme; desenvolvimento das raízes das macrófitas e; acúmulo de sólidos no material filtrante. Efeitos climáticos como precipitação e evapotranspiração também podem fazer com que o TDH real varie dinamicamente ao longo do tempo (HEADLEY e KADLEC, 2007).

Além dos fatores mencionados acima, em WCFV o tempo de detenção hidráulica é significativamente afetado pelo número de bateladas (pulsos). Molle et al. (2006) observaram em um WCFV do tipo sistema francês, que com longos intervalos de tempo entre bateladas, a taxa de infiltração foi maior e o volume efetivo do reator foi menor, levando a um menor tempo de detenção hidráulica. Os autores afirmam que nessa situação, a remoção de DQO é negativamente afetada, apesar da maior difusão de oxigênio no reator.

Diante do exposto e considerando que o uso ineficiente do volume de um reator (devido a ocorrência de curtos circuitos, a presença de zonas mortas, mistura inadequada e dispersão) pode prejudicar o desempenho do tratamento (METCALF e



EDDY, 2003), conhecer o comportamento hidráulico do reator que se está estudando é fundamental.

No quadro 3 resume-se o comportamento hidráulico de WCFV e a eficiência do tratamento de acordo com a frequência de bateladas.

Quadro 3 - Relação entre comportamento hidráulico e tratamento biológico

Frequência de bateladas	TDH	Comportamento hidráulico	Eficiência do tratamento
Alta (mais doses de menor volume)	Maior	Menor drenagem; menor velocidade de infiltração; maior tempo de contato entre poluentes e micro-organismos.	Menor oxigenação; prejudicando a nitrificação; boa remoção de DQO.
Baixa (menos doses de maior volume)	Menor	Boa drenagem; maior velocidade de infiltração; menor tempo de contato entre poluentes e micro-organismos.	Melhor oxigenação; menor remoção de DQO; maior nitrificação devido a adsorção de $\text{NH}_4^+$ , nitrificação ocorre durante o período de repouso, entre bateladas.

Fonte: Adaptado de Molle et al., 2006.

Devido aos vários graus de mistura, dispersão e ineficiência hidráulica, os WC tendem a ser caracterizados por terem uma faixa, ou distribuição, de tempos de detenção hidráulica (WERNER e KADLEC, 2000). Segundo Levenspiel (1999), isso ocorre porque elementos de fluido seguem diferentes caminhos dentro do reator e por isso, podem levar tempos diferentes para passar através do mesmo. Em outras palavras, nem todas as partículas de água que entram no *wetland* no tempo zero, saem do sistema após um  $\text{TDH}_{\text{teórico}}$ , mas saem após diferentes períodos de tempo, podendo esse tempo ser inferior ou superior ao  $\text{TDH}_{\text{teórico}}$  (HEADLEY e KADLEC, 2007). A distribuição de tempos em que a corrente de fluido sai do reator é denominada Distribuição dos Tempos de Detenção (DTD) ou E (LEVENSPIEL, 1999).

### 3.7.1 Curva DTD

Para Borges et al. (2009), a DTD de um fluido é uma função estatística que descreve a probabilidade de uma fração de partículas do fluido permanecer no volume de controle por um determinado tempo. Segundo os autores, a utilização de curvas de DTD na forma normalizada permite a comparação entre sistemas operando sob diferentes condições.

Segundo Levenspiel (1999), a curva DTD na forma normalizada é feita de modo que a área sob a mesma seja sempre igual a 1, conforme equação 8:

$$\int_0^{\infty} E dt = 1 \quad (8)$$

A fração de fluido que sai do reator na idade entre “t” e “t + dt” é dada pela equação 9. O termo “idade” para um elemento na corrente de saída refere-se ao tempo gasto por este elemento no reator.

$$E dt \quad (9)$$

A fração de fluido mais nova que a idade  $t_1$  é dada pela equação 10. Já a fração mais velha que  $t_1$  é dada pela equação 11.

$$\int_0^{t_1} E dt \quad (10)$$

$$\int_{t_1}^{\infty} E dt = 1 - \int_0^{t_1} E dt \quad (11)$$

#### 3.7.1.1 Utilização de traçadores para determinação da DTD

A utilização de traçadores para medir a DTD é um dos métodos mais simples e bem sucedidos para avaliar o desempenho hidráulico de reatores em escala real (METCALF e EDDY, 2003).

Para se realizar esse estudo é utilizado, como ferramenta, um traçador que tem como função alterar alguma característica do fluxo, como por exemplo, a cor, fluorescência ou a condutividade do meio durante a sua passagem pelo reator.

Metcalf e Eddy (2003) citam alguns corantes e compostos químicos que têm sido utilizados com sucesso em estudos com traçador. São eles: vermelho congo, fluoresceína, ácido hexafluorossilícico ( $H_2SiF_6$ ), hexafluoreto de enxofre ( $SF_6$ ), cloreto de lítio (LiCl), rodamina B, potássio, permanganato de potássio, rodamina WT e cloreto de sódio (NaCl).

As características mais importantes de um traçador incluem (METCALF e EDDY, 2003):

- O traçador não deve afetar o escoamento (quando diluído deve ter essencialmente a mesma densidade da água);
- O traçador deve ser conservativo para permitir uma análise do balanço de massa;
- A injeção do traçador deve ser possível de ser realizada em um curto espaço de tempo;
- A quantificação do traçador deve ser possível;
- A difusão molecular do traçador deve ser baixa;
- O traçador não pode ser absorvido ou reagir com as superfícies expostas do reator ou com as partículas presentes no esgoto.

O grau de confiabilidade de um marcador é avaliado pelo percentual de recuperação. Geralmente, resultados de testes com traçadores são considerados aceitáveis se pelo menos 80% da massa do traçador adicionado na entrada é recuperado na saída do reator (HEADLEY e KADLEC, 2007).

### 3.7.1.2 Método da Função Pulso

Dentre os métodos existentes para determinar a DTD, o método da função pulso é bastante simples e de fácil interpretação (LEVENSPIEL, 1999).

A curva E para um reator de volume  $V$  ( $m^3$ ) através do qual passa  $Q$  ( $m^3/s$ ) de fluido pode ser obtida da seguinte maneira (LEVENSPIEL, 1999): Introduz-se instantaneamente  $M$  unidades de traçador (Kg ou mols) no fluido que entra no reator

e registra-se na saída do mesmo a concentração e o tempo. Assim, obtém-se a curva  $C_{\text{pulso}}$  (Figura 7).

A área sob a curva  $C_{\text{pulso}}$  é dada pela equação 12, onde  $t_i$  representa o intervalo de tempo de amostragem e  $C_i$  representa a concentração de determinada fração. O tempo médio de detenção hidráulica pode ser calculado pela equação 13 (LEVENSPIEL, 1999).

$$A = \int_0^{\infty} C dt \cong \sum C_i \Delta t_i = \frac{M}{Q} \quad \left[ \frac{\text{Kg.s}}{\text{m}^3} \right] \quad (12)$$

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \cong \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} \quad [\text{s}] \quad (13)$$

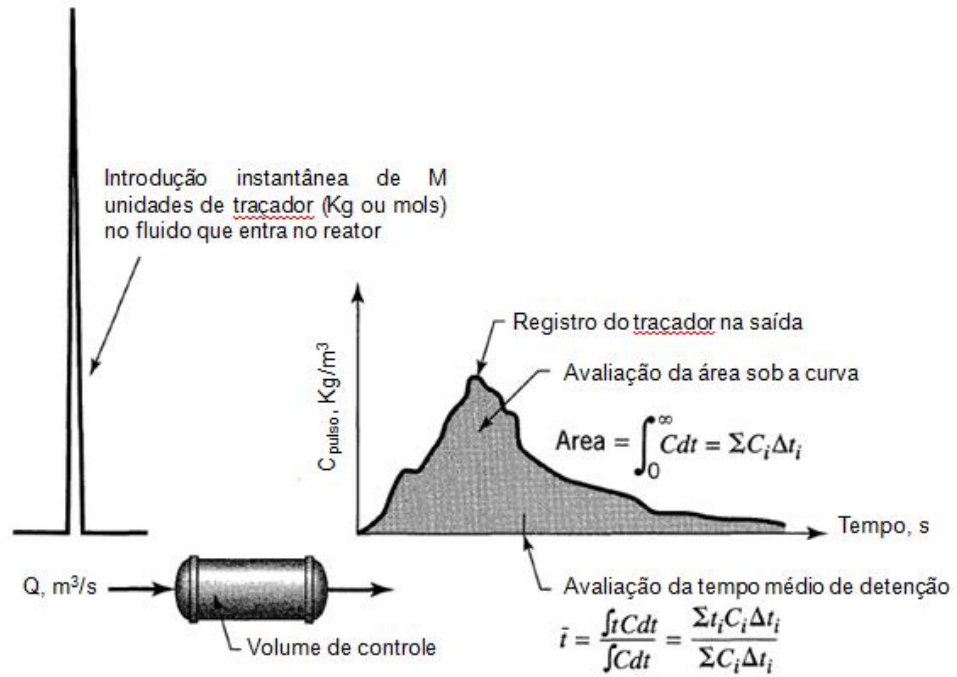
Para encontrar a curva E a partir da curva  $C_{\text{pulso}}$ , basta alterar a escala de concentração para que a área abaixo da curva seja unitária, tal como mostra a figura 8 (LEVENSPIEL, 1999). Para isso se utiliza a equação 14, ou seja, cada leitura de concentração deve ser dividida pela área previamente determinada por meio da equação 12.

$$E = \frac{C_{\text{pulso}}}{M/Q} \quad (14)$$

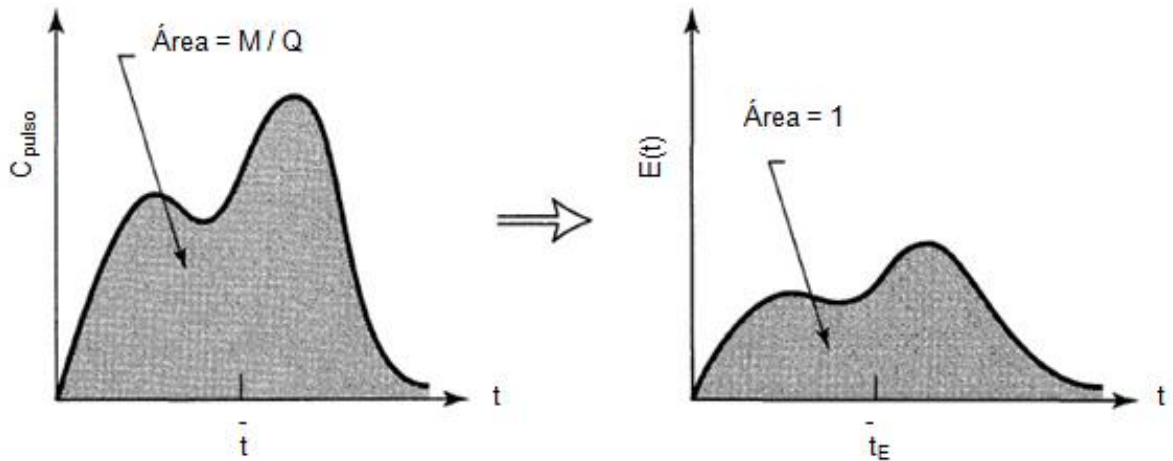
Para se identificar o percentual de traçador aplicado que deixou o reator até um tempo qualquer  $t$  deve-se aplicar a equação 15 e compor a Curva Cumulativa de Distribuição dos Tempos de Residência,  $F(t)$  (LEVENSPIEL, 1999).

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

Figura 7 – Condução do teste da Função Pulso



Fonte: Adaptado de Levenspiel (1999).

Figura 8 - Transformação de uma curva experimental  $C_{pulso}$  em uma curva  $E(t)$ 

Fonte: Adaptado de Levenspiel (1999).

### 3.7.2 Parâmetros que descrevem o desempenho hidráulico

São vários os parâmetros que podem ser utilizados para caracterizar curvas de resposta de traçadores. Por meio deles, é possível descrever o desempenho hidráulico de reatores utilizados para tratamento de águas residuárias. Alguns parâmetros importantes citados por Metcalf e Eddy (2003) são apresentados no quadro 4.

Quadro 4 - Parâmetros utilizados para descrever o desempenho hidráulico de reatores

Termo	Definição
TDH	Tempo de detenção hidráulica teórico (volume total x porosidade/vazão).
$t_i$	Tempo no qual o traçador começa a aparecer.
$t_p$	Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada.
$\bar{t}$	Tempo médio de detenção hidráulica.
$t_{10}, t_{50}, t_{90}$	Tempo no qual 10, 50 e 90 % do traçador passou pelo sistema.
$t_{90}/t_{10}$	Índice de dispersão de Morrill (IDM).
$1 / \text{IDM}$	Eficiência volumétrica conforme Morrill (1932).
$t_i/\text{TDH}$	Índice de curto circuito, ICC. Em um reator de fluxo pistão ideal a razão é 1 e se aproxima de zero para reatores de mistura completa.
$T_p/\text{TDH}$	Índice de tempo modal de retenção (ITMR). A razão se aproxima de 1 em reatores com comportamento de fluxo pistão e de 0 em reatores com comportamento de mistura completa. Sendo a razão maior ou menor que 1, indica que a distribuição não é uniforme.
$\bar{t}/\text{TDH}$	Índice do tempo de retenção médio (ITRM). O valor de 1 indica uso integral do volume do reator. O valor da razão maior ou menor que 1 indica que a distribuição de fluxo não é uniforme (existência de zonas mortas e curtos circuitos).

## 3.8 UTILIZAÇÃO DE WCFV NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS

São vários os exemplos de WCFV implantados mundo afora objetivando a nitrificação juntamente com a remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluentes domésticos (BRIX e ARIAS, 2005; PLATZER, 1999; PHILIPPI e SEZERINO, 2004; SCHOLZ, 2016). Para isso, existem diversas variantes de WCFV, submetidas a diferentes condições hidráulicas e operacionais, sobre as quais atuam mecanismos diferenciados de remoção dos poluentes.

Como já mencionado, o tratamento em WCFV depende da interação entre diferentes elementos com a água residuária a ser tratada, sendo eles: o material filtrante, as plantas e os micro-organismos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Além

destes, as características hidráulicas têm importância fundamental. A taxa de aplicação hidráulica (TAH) e o tempo de detenção hidráulica, por exemplo, são fatores determinantes da eficiência de WC. Maiores TAH promovem passagem mais rápida da água residuária através do material filtrante, reduzindo o tempo de contato com os micro-organismos. Por outro lado, tempos de detenção mais longos, possibilitam que os micro-organismos tenham tempo suficiente para transformar/remover os poluentes contidos nas águas residuárias (YAN e Xu, 2014).

Ao longo do tempo de operação, a eficiência de WCFV geralmente aumenta, devido ao desenvolvimento do biofilme e das plantas. Contudo, esses fatores, aliados ao acúmulo de sólidos, também são responsáveis pela redução da permeabilidade do material filtrante. Por isso, se faz importante monitorar o desempenho de WCFV, conhecer as características hidráulicas do reator, estabelecer taxas de aplicação hidráulica adequadas, bem como cargas orgânicas e de sólidos apropriadas. Tudo isso, a fim de prolongar a vida útil do sistema, sendo que atenção especial deve ser dada ao problema da colmatação.

No Brasil existem várias pesquisas sobre WCFV aplicados no pós-tratamento de esgotos sanitários, destacando-se as realizadas por Sezerino et al. (2008), Platzer *et al.* (2007) e Olijnyk (2008). Esses trabalhos apresentam os parâmetros físicos, os critérios de projeto e operacionais adotados em WCFV, utilizando areia como material filtrante.

Contudo, ainda não há no país o estabelecimento desses parâmetros e critérios para WCFV preenchidos com brita, plantados com *Heliconia* sp. e aplicados no tratamento secundário de esgoto doméstico. Assim, diante do exposto no decorrer desta revisão bibliográfica, se justifica o estudo hidrodinâmico e do desempenho de um WCFV preenchido com brita, plantado com *Heliconia psittacorum* e aplicado ao tratamento secundário de efluente doméstico (pós tanque séptico), sob clima subtropical úmido. Com os resultados deste estudo, espera-se contribuir para a obtenção de critérios de projeto e operacionais para aplicação desse tipo de sistema em escala real.



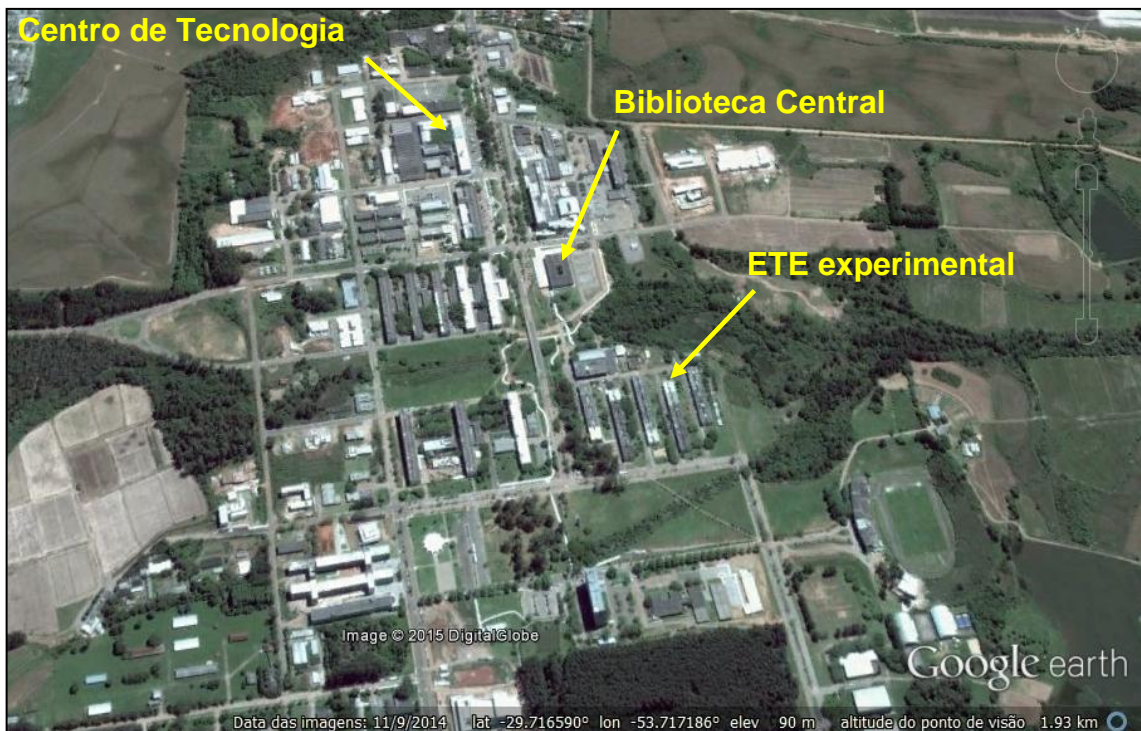


## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1 LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL

O estudo foi desenvolvido na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) experimental implantada na UFSM, destinada ao tratamento de esgotos domésticos do prédio 35 da Casa do Estudante Universitário II – CEU II, município de Santa Maria, Rio Grande do Sul (Figura 9).

Figura 9 - Localização da ETE experimental, na UFSM



Fonte: Adaptado de Google earth (2014)

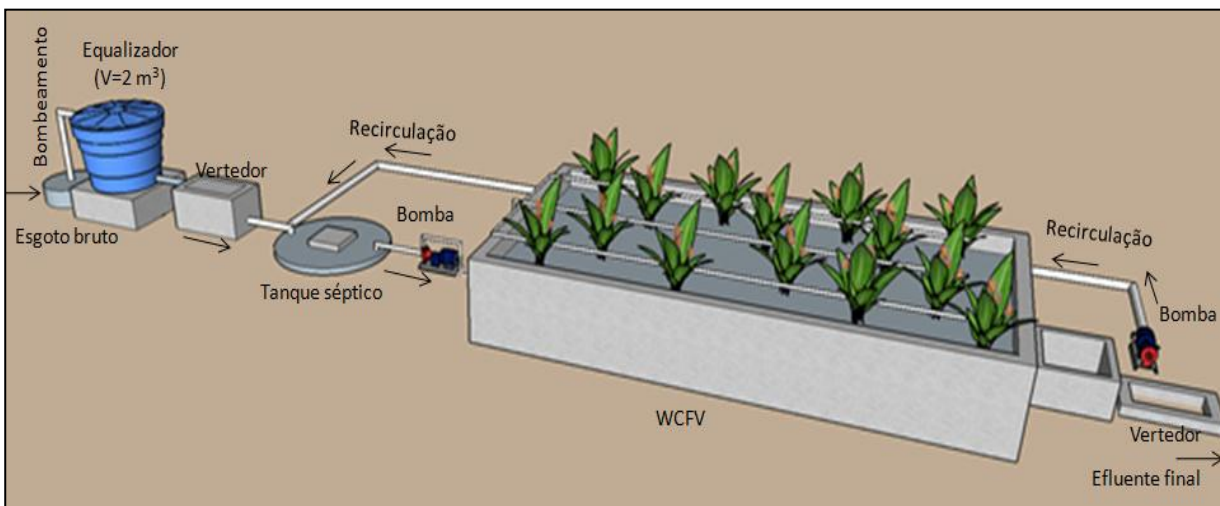
### 4.2 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL

O sistema experimental foi implantado para tratamento de uma parcela dos efluentes domésticos gerados na CEU II da UFSM (vazão = 1.500 L/d). O sistema é composto por: tratamento primário por tanque séptico - TS; tratamento secundário por *wetland* construído de fluxo vertical – WCFV, com reciclo de efluente nitrificado ao tanque séptico (Figura 10). Contudo, a recirculação de efluente não foi realizada

durante o período de monitoramento, que compreendeu o início de operação do TS e do WCFV.

Como o terreno no qual foi implantado o sistema experimental não apresentava declividade suficiente, foi necessário o uso de bomba do tipo submersível para recalque de esgoto bruto até o equalizador. O equalizador foi uma unidade indispensável entre a bomba e o vertedor a fim de possibilitar o escoamento do esgoto bruto por gravidade até o vertedor (Figura 10).

Figura 10 - Estação de tratamento experimental



Fonte: A autora.

## 4.3 ASPECTOS CONSTRUTIVOS

### 4.3.1 Dimensionamento das unidades de tratamento

O tanque séptico foi dimensionado conforme as orientações da NBR 7.229 (ABNT, 1993). Considerou-se uma contribuição de efluente bruto de 1.500 L/d (10 habitantes) mais a vazão de recirculação (efluente tratado no WCFV que retorna ao tanque séptico). Considerou-se como vazão máxima de recirculação o valor de 1.500 L/d. As dimensões resultantes para o tanque séptico foram: volume total = 4,71 m<sup>3</sup>; profundidade total = 1,5 m; volume útil = 3,39 m<sup>3</sup> e; profundidade útil = 1,08 m.

O WCFV foi dimensionado de acordo com Platzer (1999), conforme equações de 1 a 4, considerando uma vazão afluyente de 3.000 L/d e cargas estimadas de 600 g DQO/d e 90 g NTK/d. Nessas condições, a taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 120 mm/d possibilitou um balanço de oxigênio positivo, sendo que a área superficial resultante do dimensionamento foi 25 m<sup>2</sup> (equivalente a 2,5 m<sup>2</sup>/pessoa). Destaca-se que para cálculo da entrada de oxigênio por difusão, utilizou-se a taxa de difusão obtida por Platzer (1999) para areia média-grossa.

#### 4.3.2 Etapas da construção do WCFV

Na figura 11 são mostradas as etapas da instalação do WCFV. As dimensões resultantes após a construção foram: área superficial = 24,5 m<sup>2</sup> (largura = 3,5 m; comprimento = 7 m); profundidade total = 1,15 m. As laterais e o fundo do WCFV foram impermeabilizados com manta asfáltica.

Figura 11 - Etapas da instalação do WCFV. a) e b) fundações; c) alvenaria; d) revestimento

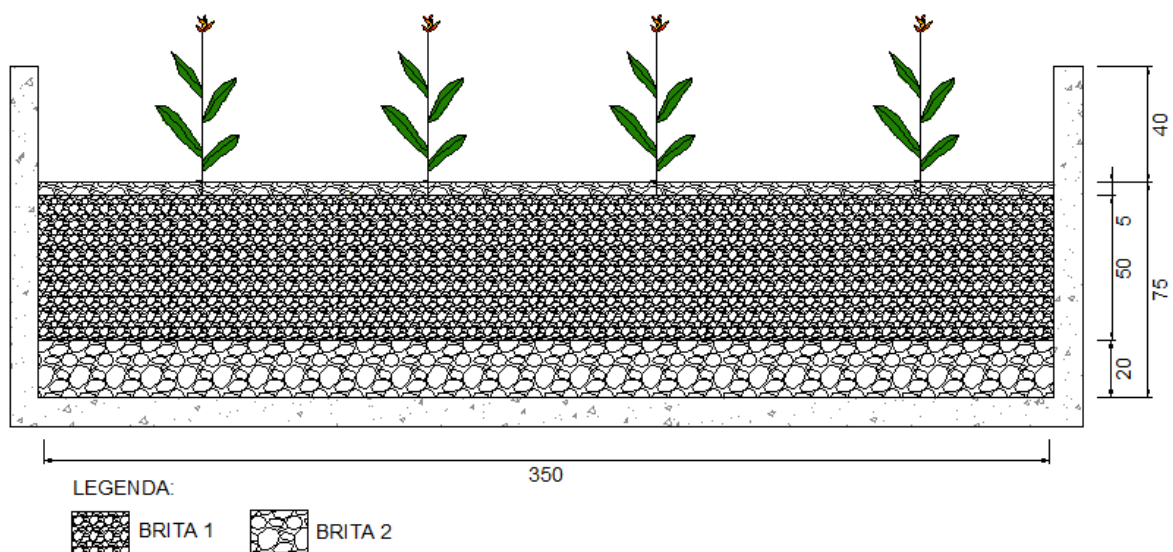


### 4.3.3 Preenchimento do WCFV

O material escolhido para preenchimento do WCFV foi brita, um material com boa condutividade hidráulica, a fim de reduzir a colmatção e prolongar a vida útil do filtro. Utilizou-se brita nº 2 (25 mm) no fundo e também na camada superior e brita nº 1 (19,1 mm) na camada intermediária do WCFV. A disposição em camadas do material de preenchimento (brita 1 e brita 2) está representada na figura 12.

O preenchimento do WCFV com brita ocorreu com auxílio de máquina retro escavadeira (Figura 13). Toda brita utilizada foi previamente lavada (Figura 14) com assistência de trator com carreta Pipa e mangueira. A Pipa foi abastecida com água bruta proveniente de um dos reservatórios da UFSM.

Figura 12 – Corte transversal esquemático evidenciando a espessura das camadas de brita no WCFV (em centímetros)



Fonte: A autora

Figura 13 - Preenchimento do WCFV com brita, início (a) e finalização (b)

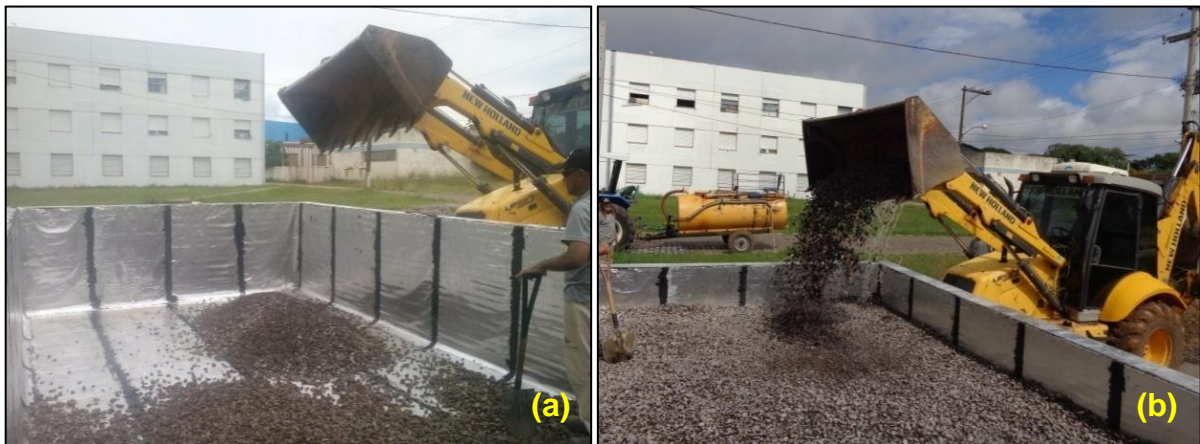


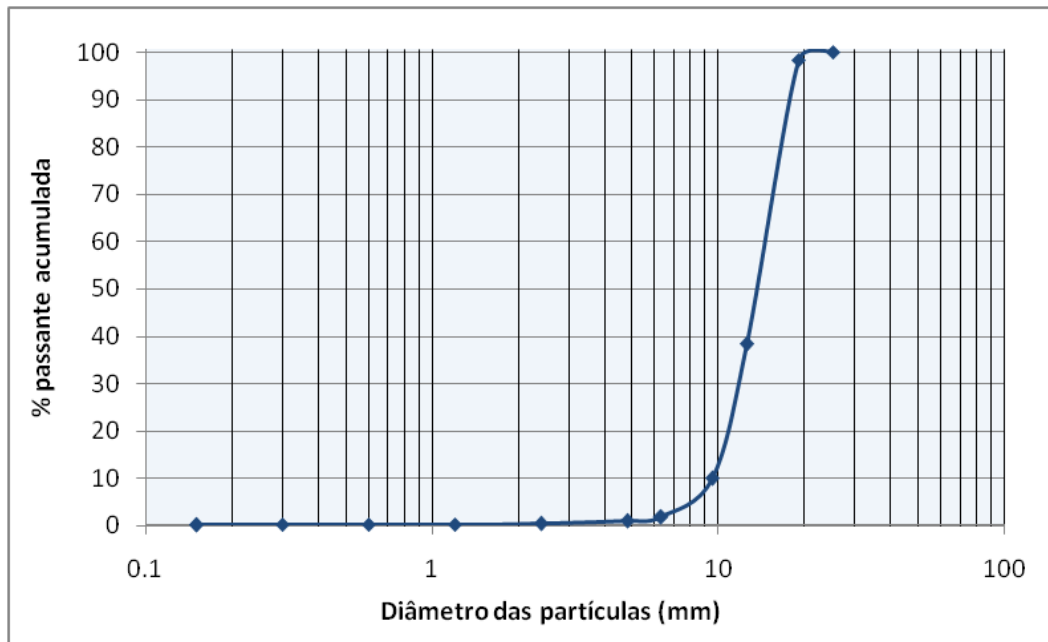
Figura 14 - Lavagem da brita. A fotografia (a) mostra o trator com carreta Pipa utilizado.



#### 4.3.3.1 Ensaio granulométrico

O ensaio granulométrico do material filtrante (brita 1) foi realizado no Laboratório de Materiais de Construção Civil – LMCC da UFSM, de acordo com a NBR 7217 (ABNT, 1987). Os coeficientes obtidos a partir da curva granulométrica (Figura 15) foram:  $d_{10} = 9,5$ ;  $d_{30} = 12,5$ ;  $d_{60} = 15$  mm; coeficiente de uniformidade (U) = 1,58 e; coeficiente de curvatura (CC) = 1,10.

Figura 15 - Curva granulométrica da brita nº 1



#### 4.3.4 Montagem das tubulações de distribuição e drenagem do WCFV

A tubulação de distribuição do efluente no WCFV é composta por 3 tubos PVC de 32 mm de diâmetro, com furos de 6 mm de diâmetro espaçados a cada 20 cm nos primeiros 3 metros de tubo e a cada 10 cm nos restantes 3 metros de tubo, sendo que cada um deles forma uma linha de distribuição, totalizando 3 linhas (Figura 16 (a)). A tubulação de distribuição foi posicionada acima da superfície do WCFV, fixada em suportes de ferro. Nessa unidade o esgoto percola verticalmente até atingir a tubulação de coleta/drenagem, situada no fundo do filtro e composta por tubos PVC de 40 mm de diâmetro, com furos de 8 mm de diâmetro espaçados a cada 10 cm (Figura 16 (b)). A tubulação de drenagem foi assentada acima de uma camada de aproximadamente 5 cm de brita nº 2.

Figura 16 - Tubulações de distribuição (a) e de drenagem de efluente (b).

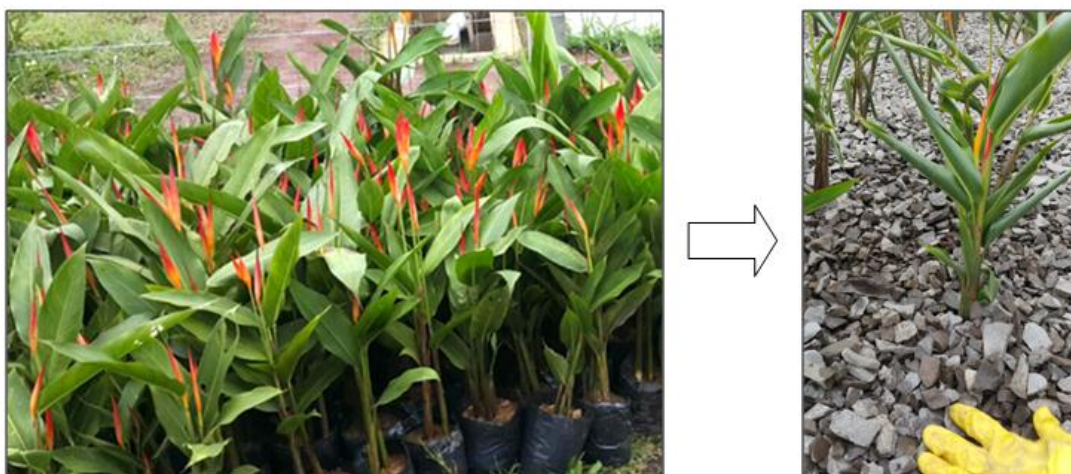


#### 4.3.5 Macrófitas

A macrófita escolhida para transplântio no WCFV foi a *Heliconia psittacorum* (Figura 17) devido a seu aspecto paisagístico, boa adaptação em *wetlands* de fluxo subsuperficial com brita e principalmente devido à boa eficiência relatada (KONNERUP, KOOTTATEP e BRIX, 2009). São poucos os estudos sobre a utilização de *Heliconia* spp. em WC, sendo que além do trabalho de Konnerup, Koottatep e Brix (2009), pode-se citar os trabalhos de Brix et al. (2011) e de Sohsalam et al. (2008).

A implantação das macrófitas no WCFV foi feito por meio de mudas. No total, foram transplantadas diretamente no material filtrante do WCFV (brita) 188 mudas de *Heliconia psittacorum* (densidade de 7,67 mudas/m<sup>2</sup>). O transplântio foi realizado no dia 03/10/2015, após decorridos 23 dias do início da alimentação do WCFV com esgoto. As mudas tinham entre 30 e 50 cm de altura e já apresentavam inflorescências (Figura 17). A fim de facilitar a adaptação das macrófitas ao WCFV e manter suas raízes e rizomas íntegros, foi removido antes do transplântio somente o excesso de substrato orgânico-mineral aderido às raízes e rizomas.

Figura 17 - Mudas de *Heliconia psittacorum* (à esquerda) e transplântio no WCFV (à direita)



#### 4.4 MEDIÇÃO DE VAZÃO

Na estação experimental foram implantados medidores eletromagnéticos e ultrassônicos:

- Medidores ultrassônicos: Foram instalados 2 medidores deste tipo, cada um acoplado a um canal com vertedor triangular (ângulo de 60°). Um deles para medição da vazão de esgoto bruto (Figura 18 a) e o outro, para medição da vazão efluente do WCFV, ou seja, a vazão efluente final do tratamento (Figura 18 b).
- Medidores eletromagnéticos: Foram implantados 2 medidores eletromagnéticos (Figura 19). Um deles foi instalado a jusante do tanque séptico para medição da vazão afluyente ao WCFV e o outro foi instalado na linha de recirculação (a qual ainda não está em funcionamento).

Esses medidores fornecem dados de vazão instantânea e totalizada, contudo, não contam com *Data Logger* acoplado. Diante disso, devido à necessidade de registro manual do volume totalizado diariamente, no decorrer do período de estudo apenas foi monitorado o medidor eletromagnético instalado à jusante do tanque séptico. Destaca-se que a entrada de esgoto bruto no tanque séptico ocorre somente com o rebaixamento do nível de esgoto do mesmo (entrada de esgoto bruto no tanque séptico é controlada por sensor de nível - bóia), sendo que na prática, têm-se para o tanque séptico a seguinte situação: vazão afluyente ( $m^3/d$ ) = vazão efluente ( $m^3/d$ ).



Figura 18 - Medidores ultrassônicos. a) Medidor da vazão de esgoto bruto; b) Medidor da vazão efluente do WCFV

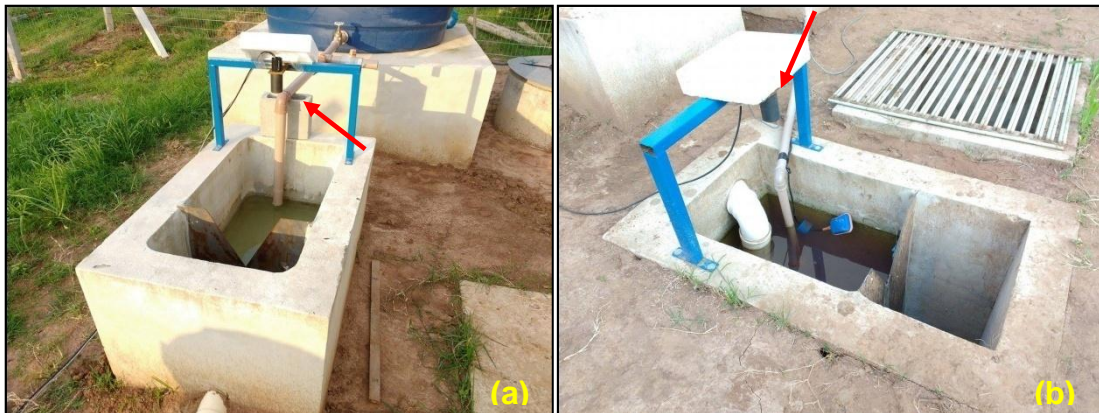


Figura 19 - Medidores eletromagnéticos. À direita, o medidor da vazão afluyente ao WCFV. À esquerda, o medidor de vazão na linha de recirculação.



#### 4.5 OPERAÇÃO DA ETE EXPERIMENTAL

Após a realização de testes hidráulicos com água e dos primeiros testes hidrodinâmicos (testes com traçador - item 4.7), iniciou-se a operação da ETE experimental no dia 10/09/2015 com esgoto doméstico e uma vazão média de 1.500 L/dia. O tanque séptico (TS) não recebeu inóculo com lodo anaeróbio, tampouco o material filtrante (brita) foi inoculado com lodo aeróbio, com bactérias nitrificantes. Na partida operacional, o objetivo foi dar condições para o estabelecimento do tratamento anaeróbio no TS e para o desenvolvimento do biofilme no WCFV.

Durante o período de estudo, o tanque séptico foi operado por batelada, com enchimento controlado por um sensor de nível instalado dentro do tanque (bóia). O WCFV foi alimentado com esgoto proveniente do tanque séptico, de forma intermitente, por bombeamento. O acionamento da bomba que alimenta o WCFV foi controlado por temporizador (timer). Os volumes de cada pulso (batelada) no WCFV foram diferentes em cada fase operacional, porém, foi planejada para ambas as fases, a mesma taxa de aplicação superficial diária ( $61,22 \text{ L/m}^2.\text{d}$ ). Na tabela 4 são apresentadas as quantidades, os volumes e horários de cada batelada no WCFV durante as duas fases.

Tabela 4 - Condições operacionais do WCFV em cada fase

Fase operacional	Número de bateladas/pulsos por dia	Volume médio de cada batelada (L)	Horários das bateladas	TAH real ( $\text{L/m}^2.\text{d}$ )	TAH planejada ( $\text{L/m}^2.\text{d}$ )
I	4	375	8:30 h 11:30 h 14:30 h 17:30 h	52,38	61,22
II	8	187,5	8:30 h 9:45 h 11:00 h 12:15 h 13:30 h 14:45 h 16:00 h 17:15 h	54,54	61,22

#### 4.6 PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA

Os dados de precipitação referentes a todo o período de monitoramento da ETE experimental (10/09/2015 – 02/02/2016) foram obtidos da estação automática Santa Maria – A803 (código OMM: 86977), localizada em Santa Maria - RS (latitude:  $-29.724960^\circ$ ; longitude:  $-53.720469^\circ$ ) (INMET, 2016).

#### 4.7 TESTES HIDRODINÂMICOS (TESTES COM TRAÇADOR)

O objetivo destes testes foi avaliar as condições hidrodinâmicas do WCFV nas duas fases operacionais. Esse tipo de teste permitiu avaliar a variação do tempo médio de detenção hidráulica ao longo do período de operação e sob diferentes condições operacionais.

Os testes foram executados conforme recomendações de um guia elaborado por Headley e Kadlec (2007), o qual traz orientações básicas sobre a realização de testes com traçador em WC.

Os resultados dos ensaios foram avaliados conforme metodologia sugerida por Metcalf e Eddy (2003) e Levenspiel (1999), a fim de obter os parâmetros: tempo de detenção hidráulica teórico (TDH); tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ ), índice de curto circuito (ICC), índice do tempo modal de retenção (ITMR), índice do tempo de retenção médio (ITRM) e eficiência volumétrica ( $e_v$ ).

Foi utilizado o corante rodamina WT (RWT) na forma líquida concentrada (21,33%), proveniente do Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA, da UFSM. A RWT foi colocada dentro do tanque séptico e injetada no WCFV por bombeamento, na forma de pulso.

Em cada teste foi aplicada uma quantidade de RWT necessária para alcançar concentrações de entrada e saída do WCFV, possíveis de serem detectadas com o fluorímetro portátil da marca Turner Designs (Figura 20). Os testes foram feitos após a realização de uma curva de calibração do equipamento, para várias concentrações (fluorescência x concentração de RWT). O trabalho de Giraldi et al. (2009) serviu como referência para escolha das concentrações de trabalho.

Durante os testes, foram realizadas medições de vazão e de fluorescência periódicas na entrada e na saída do WCFV. Na saída, foram feitas aferições de vazão a cada medição de fluorescência. Essas medições foram mais frequentes em períodos com maior variação de vazão.

Anteriormente ao início de operação do WCFV (antes do início da alimentação com esgoto), foram executados alguns ensaios preliminares. Estes testes foram feitos a partir da diluição de RWT em água bruta, adicionada ao tanque séptico. A água utilizada foi proveniente de um reservatório localizado na UFSM. Os testes preliminares serviram para determinação da massa de traçador necessária a ser aplicada nos ensaios posteriores.

Figura 20 - Fluorímetro portátil da marca Turner Designs



Com o sistema em operação (alimentação com esgoto) foram realizados quatro testes, sendo a rodamina WT diluída ao próprio esgoto contido no tanque séptico. O primeiro teste (teste A) foi realizado 18 dias após o início de operação do WCFV, sendo que as macrófitas ainda não haviam sido transplantadas. O segundo teste (teste B) foi realizado 116 dias após o início de operação e após decorridos 93 dias do transplante da macrófita *Heliconia psittacorum*. O terceiro teste (teste C) foi realizado 122 dias após o início de operação (100 dias após o transplante da *Heliconia* sp.). Por fim, o quarto teste (teste D) foi realizado 145 dias após o início de operação, 121 dias após o transplante (Tabela 5).

Tabela 5 - Estágios de operação e de desenvolvimento das macrófitas em que foram realizados os testes hidrodinâmicos

Teste hidrodinâmico	Data de realização	Dias após o início de operação	Dias após o transplante
A	28/09/2015	18	-
B	04/01/2016	116	93
C	11/01/2016	122	100
D	01/02/2016	145	121

O objetivo destes testes foi avaliar as condições hidrodinâmicas do WCFV no decorrer do tempo de operação, antes e após o transplante das macrófitas e,

também, avaliar o efeito do volume das bateladas no tempo de permanência da água residuária no WCFV.

Para realização dos testes, o traçador foi previamente diluído em 10 L de água da torneira e colocado dentro do tanque séptico, instantes antes do pulso, tempo suficiente para sua mistura com o esgoto do tanque. Na tabela 6 são apresentadas as condições em que foram realizados esses testes.

Nos testes A, B e D, os volumes de esgoto aplicados foram referentes ao fracionamento da TAH diária de projeto (61,22 mm/d → correspondente à vazão de 1.500 L/d) em 4 pulsos, o que resulta num volume médio de 375 L por pulso. Por outro lado, no teste C, o volume de esgoto aplicado foi referente ao fracionamento da mesma TAH diária de projeto em 8 pulsos, o que resulta num volume médio de 187,5 L por pulso.

Tabela 6 - Condições em que foram realizados os testes hidrodinâmicos

Teste	Volume planejado (L)	Volume real aplicado (L)	Conc. média de entrada de RWT ( $\mu\text{g/L}$ )	Duração do pulso de alimentação (min)	Período de monitoramento (min)	Massa total de entrada (mg)
A	375	372	53,80	4	122	20,0
B	375	383	198,29	2	122	75,9
C	187,5	191	77,62	1	122	14,8
D	375	391	109,10	2	122	20,8

Obtidas as concentrações efluentes de RWT a partir da fluorescência (curva de padrões – item 4.7.1), e as vazões efluentes do WCFV após o pulso, foram calculadas as cargas efluentes de RWT (em  $\mu\text{g/min}$ ). Devido à grande variação da vazão efluente do WCFV, utilizou-se os valores de carga (ao invés dos valores de concentração) para obtenção das curvas E (t) e F (t). Dessa forma, nos cálculos, a designação C, que consta nas equações 12, 13 e 14 passou a representar não apenas a concentração, mas sim, a carga do traçador ao longo do tempo (carga = concentração x vazão).

Para calcular a massa (M) total de traçador que saía do sistema a cada intervalo de tempo, o tempo médio de residência ( $\bar{t}$ ), as curvas de distribuição dos tempos de detenção na forma normalizada (E (t)) e também as curvas cumulativas

de distribuição dos tempos de detenção ( $F(t)$ ), utilizou-se as equações descritas no quadro 5.

Quadro 5 - Equações utilizadas nos cálculos para obtenção da massa total de traçador ( $M$ ) efluente, do tempo médio de residência ( $\bar{t}$ ) e das curvas  $E(t)$  e  $F(t)$ .

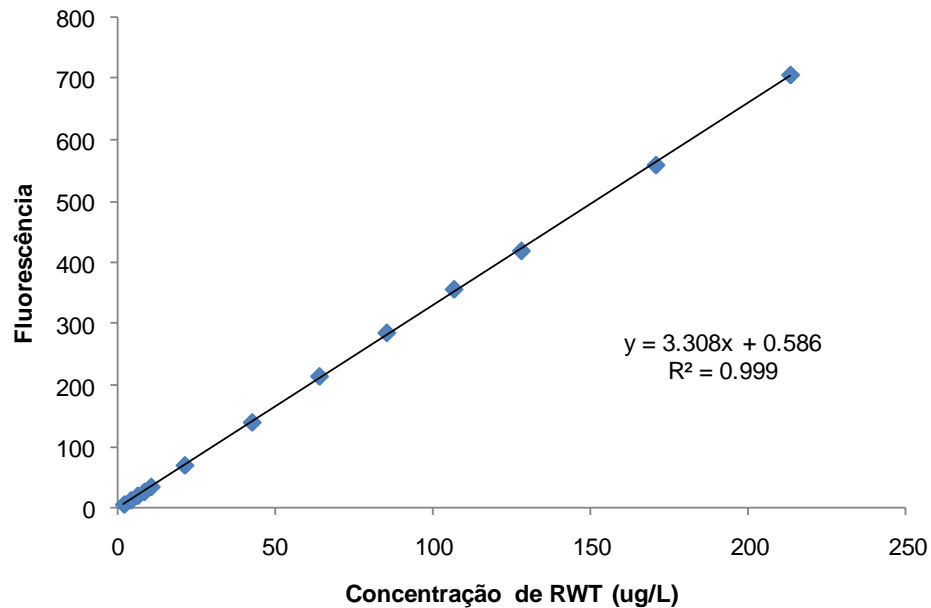
Termos	Equações
Massa de traçador ( $M$ )	$A = \int_0^{\infty} C dt \cong \sum C_i Q_i \Delta t_i = M \quad [Kg]$
Tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ )	$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \cong \frac{\sum t_i C_i Q_i \Delta t_i}{\sum C_i Q_i \Delta t_i} [s]$
Função $E(t)$	$E(t) = \frac{C Q}{M}$
Função $F(t)$	$F(t) = \int_0^t E(t) dt \cong \sum E(t) \Delta t$

#### 4.7.1 Curva de padrões do corante rodamina WT – RWT

A curva de calibração do fluorímetro, obtida para diferentes concentrações de RWT é apresentada na figura 21. Esta curva foi elaborada por meio da medição da fluorescência de treze soluções previamente preparadas com concentrações conhecidas.

Os valores de concentração padrão do corante RWT (na forma líquida a 21,33%) utilizados foram: 0,01 mg/L; 0,02 mg/L; 0,03 mg/L; 0,04 mg/L; 0,05 mg/L; 0,10 mg/L; 0,20 mg/L; 0,30 mg/L; 0,40 mg/L; 0,50 mg/L; 0,6 mg/L; 0,8 mg/L e 1 mg/L. Porém, a curva da figura 21 foi elaborada com as concentrações de RWT em  $\mu\text{g/L}$  de princípio ativo (por exemplo: 0,1 mg/L do corante RWT (21,33%) equivale a 21,33  $\mu\text{g/L}$  de RWT).

Figura 21 - Curva de calibração – relação entre concentrações de RWT e fluorescência



#### 4.8 COLETAS DE AMOSTRAS E ANÁLISES LABORATORIAIS

Foram realizadas amostragens simples, semanalmente, no período de setembro a dezembro de 2015 (fase I) e duas vezes por semana de janeiro a fevereiro de 2016 (fase II), totalizando 16 amostragens, em três pontos (Figura 22): Ponto 1: Efluente bruto (na saída do tanque de equalização); Ponto 2: Efluente do tanque séptico (na linha de recalque); Ponto 3: Efluente do WCFV.

A fim de evitar o efeito da diluição causado pela precipitação, as coletas programadas só foram realizadas na ausência de precipitação no período de no mínimo 1 hora antes da coleta.

As análises físico-químicas e bacteriológicas foram realizadas com base no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). No quadro 6 estão descritos os métodos das análises e os respectivos códigos/referências conforme o *Standard Methods*.

Os parâmetros  $\text{N-NO}_2^-$ ,  $\text{N-NO}_3^-$ ,  $\text{P-PO}_4^{3-}$  foram analisados por cromatografia iônica no Laboratório de Ecologia Florestal – LABEFLO, da UFSM. Os parâmetros oxigênio dissolvido, temperatura e pH foram analisados nos locais de coleta, utilizando medidores portáteis, respeitando o prazo para realização das análises,

que é de no máximo 15 min (APHA, 2012). Os demais parâmetros foram analisados no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente – LEMA, também da UFSM.

Figura 22 - Locais de coleta: a) Ponto 1 – esgoto bruto; b) Ponto 2 – tanque séptico; c) Ponto 3 – saída do WCFV





Quadro 6 - Parâmetros monitorados e os respectivos métodos utilizados nas análises físico-químicas e bacteriológicas

Parâmetro	Método	Código (APHA, 2012)
Oxigênio dissolvido (OD)	Eletrométrico	4500-O G.
Temperatura (T)	Termométrico	2550
pH	Eletrométrico	4500-H <sup>+</sup> B.
Alcalinidade total (Alcal. total)	Titulométrico	2320
Coliformes totais (Coli totais)	Substrato enzimático	9223 B. 2. b.
<i>Escherichia coli</i> ( <i>E. coli</i> )	Substrato enzimático	9223 B. 2. b.
Sólidos suspensos totais (SS)	Gravimétrico	2540 D
Sólidos suspensos fixos (SSF)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos suspensos voláteis (SSV)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos totais (ST)	Gravimétrico	2540 B
Sólidos totais fixos (STF)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos totais voláteis (STV)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos sedimentáveis (SSd)	Volumétrico	2540 F
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	Respirométrico - manométrico	5210 D
Demanda química de oxigênio total (DQO <sub>t</sub> )	Refluxo fechado - colorimétrico	5220 D
Demanda química de oxigênio solúvel (DQO <sub>s</sub> )	Refluxo fechado - colorimétrico	5220 D
Nitrogênio amoniacal (N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )	Destilação e titulometria	4500-NH <sub>3</sub> B.; 4500-NH <sub>3</sub> C.
Nitrogênio nitrito (N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> )	Cromatografia iônica	4110
Nitrogênio nitrato (N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	Cromatografia iônica	4110
Fósforo – ortofosfato (P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> )	Cromatografia iônica	4110

#### 4.9 ANÁLISE ESTATÍSTICA DOS RESULTADOS

Para a caracterização dos parâmetros físico-químicos analisados e apresentação dos dados obtidos foram utilizados métodos numéricos (estatística descritiva) e métodos gráficos (box-plot e séries temporais). Os diagramas de caixa (box-plot) foram feitos com base na mediana, utilizando o software Minitab 17<sup>®</sup>.

Para comparação entre as fases operacionais com relação aos valores médios de concentração dos poluentes de interesse no efluente final e comparação

entre as eficiências do tratamento foram utilizados dois testes de hipóteses, dependendo do resultado obtido quanto à normalidade dos dados (teste de *Kolmogorov-Smirnov*). Para os conjuntos de dados que apresentaram distribuição normal, aplicou-se o teste *t pareado*. Por outro lado, para os conjuntos de dados que não apresentaram normalidade utilizou-se o teste não paramétrico de *Mann Whitney*. Ambos os testes foram realizados em nível de significância igual a 5%, empregando o software Minitab 17<sup>®</sup>.

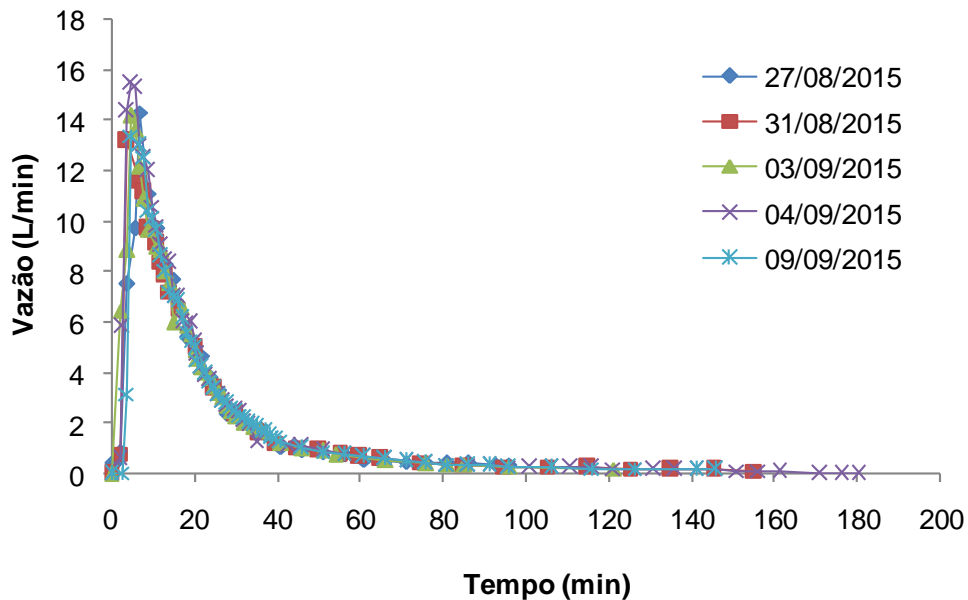
## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 CONDIÇÕES EXPERIMENTAIS

#### 5.1.1 Hidrogramas de vazão

Os hidrogramas de vazão efluente do WCFV obtidos em 5 avaliações são apresentados na figura 23. Todas estas avaliações foram realizadas antes do início de operação da ETE experimental, nas quais utilizou-se água bruta, proveniente de um reservatório da UFSM. Os hidrogramas representam a variação da vazão efluente ao longo do tempo de drenagem, após recebimento de um pulso / batelada, com volume médio de 375 L e duração de 4 minutos. O tempo inicial ( $t=0$ ) se refere ao momento em que inicia a aplicação de uma batelada.

Figura 23 - Hidrogramas das vazões efluentes do WCFV referentes a 5 avaliações



A vazão máxima em todos os testes ocorreu cerca de 5 minutos após o início da aplicação de uma batelada. A vazão máxima registrada foi de 15,47 L/min (teste do dia 04/09/2015). Essa análise foi importante para definição do intervalo entre as bateladas, ou seja, do período de repouso do filtro, no qual o mesmo não recebe

aplicação de esgoto. Esse intervalo deve possibilitar a transferência efetiva de oxigênio para o material filtrante.

Observou-se que nessa condição (pulsos de 375 L com duração de 4 min), a drenagem de efluente foi completada 180 minutos após o início da aplicação de uma batelada. Hoffman et al. (2011) recomendam que a alimentação de WCFV seja intermitente com pulsos de alimentação de curta duração, de 4 a 12 vezes por dia e longos períodos de repouso do filtro entre as bateladas, a fim de aumentar a transferência de oxigênio para o material filtrante, necessário para a degradação aeróbia. Além disso, é importante que a superfície do filtro seque entre uma aplicação de esgoto e outra, evitando o acúmulo de esgoto na superfície.

Além do exposto anteriormente, o conhecimento do horário em que ocorre a vazão máxima também é importante para monitoramento da eficiência do tratamento, fundamental para o estabelecimento do horário de coleta, referente às análises físico-químicas e bacteriológicas.

### **5.1.2 Vazão e taxa hidráulica**

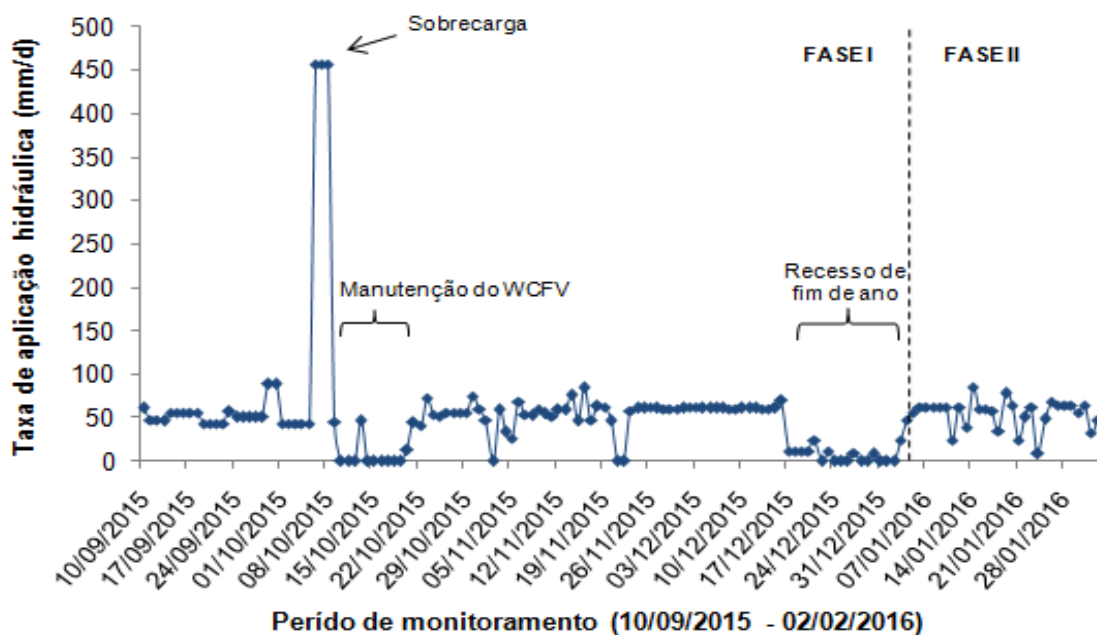
Durante o período de estudo (set./2015 – fev./2016), a ETE experimental foi operada com vazão média de 1.294 L/d (média de 1.283 L/d durante a fase I e 1.336 L/d durante a fase II), atendendo 86% da vazão de projeto, que é de 1.500 L/d. Dessa forma, considerando todo o período, a taxa de aplicação hidráulica (TAH) média no WCFV foi de 52,81 mm/d. Nas fases operacionais, a TAH foi em média 52,38 mm/d na fase I e 54,54 mm/d na fase II.

Conforme mostrado na figura 24, ocorreu grande variação no período quanto à TAH no WCFV, sendo que entre os dias 06 e 08 de outubro de 2015 ocorreu uma sobrecarga devido a um problema operacional no temporizador que controla o acionamento e desligamento da bomba que alimenta o WCFV. Após esta sobrecarga, o WCFV necessitou de manutenção, incluindo limpeza na tubulação de alimentação. Após este período, no decorrer da fase I, o WCFV operou normalmente, atendendo a vazão de projeto na maioria do tempo, com exceção de alguns dias em que ocorreu baixa contribuição de esgoto bruto à ETE experimental. No período compreendido entre os dias 22/12/2015 e 02/01/2016 (recesso de fim de ano) o WCFV foi alimentado com vazão bastante reduzida, recebendo apenas 2

pulsos por semana. Já na fase II, a variação ocorrida nas TAH no WCFV foi devido a eventos de baixa contribuição de esgoto bruto à ETE experimental.

Para obtenção da série de vazões, como a ETE não conta com *data logger* instalado, foi necessário registrar diariamente a vazão totalizada (mostrada no visor do medidor eletromagnético, instalado à montante do WCFV).

Figura 24 - Variação das taxas de aplicação hidráulica no WCFV no decorrer do período de monitoramento



### 5.1.3 Precipitação pluviométrica

Durante o período de estudo, foi registrada uma elevada precipitação pluviométrica. Na figura 25 é apresentada a precipitação mensal, compreendendo set./2015 a jan./2016. Nos meses de outubro e novembro, devido aos vários eventos de precipitação, poucas amostragens para análise de desempenho foram realizadas (uma amostragem em outubro e duas em novembro). Na figura 26 estão apresentados os volumes acumulados de precipitação, considerando períodos de 15 horas, 24 horas e 48 horas antes das amostragens referentes ao monitoramento físico-químico e bacteriológico (item 5.3).

Figura 25 - Precipitação acumulada mensal no período de monitoramento (10/09/2015 - 31/01/2016)

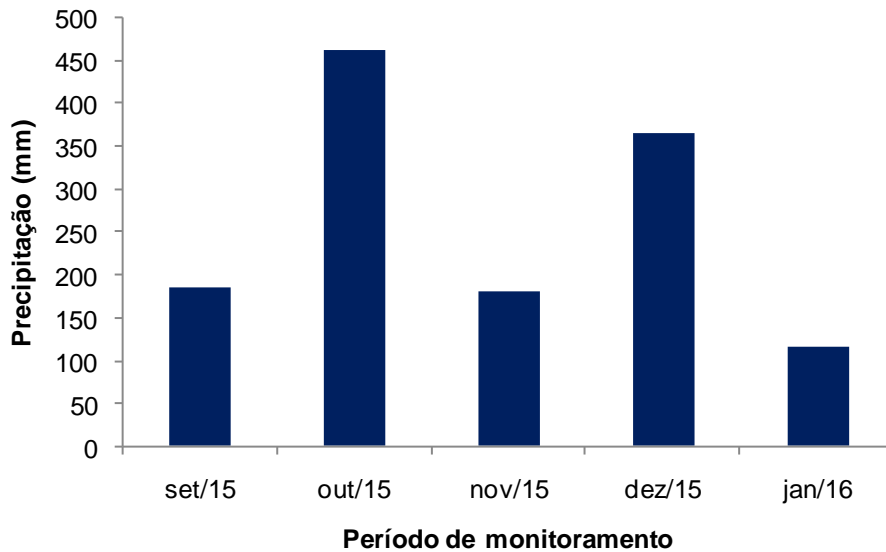
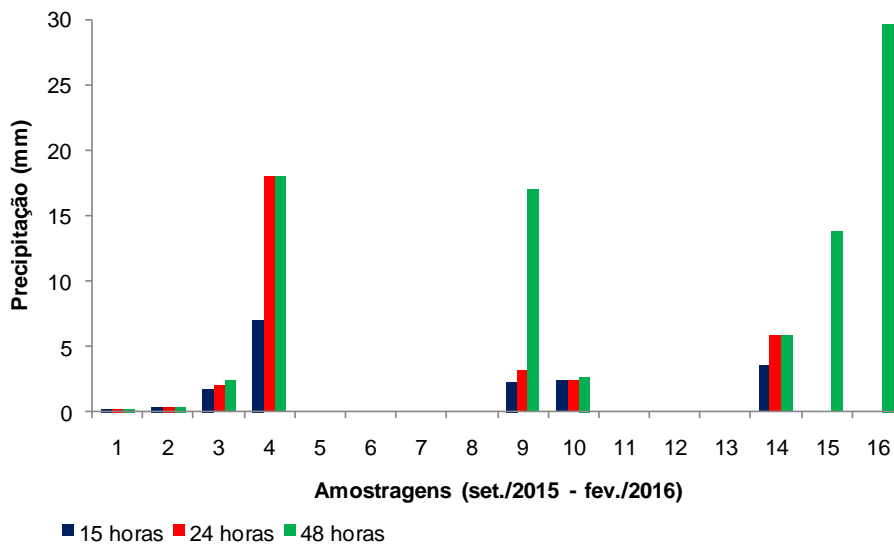


Figura 26 - Precipitação acumulada durante 15, 24 e 48 horas antes das amostragens



### 5.1.4 Desenvolvimento das plantas

O desenvolvimento da macrófita *Heliconia psittacorum* no WCFV está apresentado na figura 27. Conforme já mencionado, o transplântio foi realizado no dia 03/10/2015, com mudas de tamanho entre 30 a 50 cm de altura, já contendo inflorescências. No primeiro mês após o transplântio, as plantas apresentaram sinais

de adaptação ao ambiente do filtro. Contudo, após um mês do transplântio, as plantas começaram a apresentar senescência foliar, com supressão das flores. Logo depois disso (40 dias após o transplântio), iniciou o surgimento de muitas brotações de *Heliconia psittacorum* (Figura 28). Após 3 meses do transplântio (04/01/2016), as plantas apresentavam altura média de 33 cm (mínimo = 8 cm; máximo = 52 cm). Inflorescências começaram a surgir 100 dias após o transplântio, sendo que com 4 meses decorridos do transplântio (03/02/2016), a maioria dos indivíduos de *Heliconia psittacorum* já apresentavam inflorescências e tinham em média 50 cm de altura (mínimo = 14 cm; máximo = 90 cm). Assim, foi constatado que a *Heliconia psittacorum* apresentou uma boa adaptação ao WCFV, tendo um desenvolvimento satisfatório, o que contribui com o tratamento e com a valorização paisagística do local em que a ETE está implantada.

Figura 27 - Desenvolvimento de *Heliconia psittacorum* no WCFV



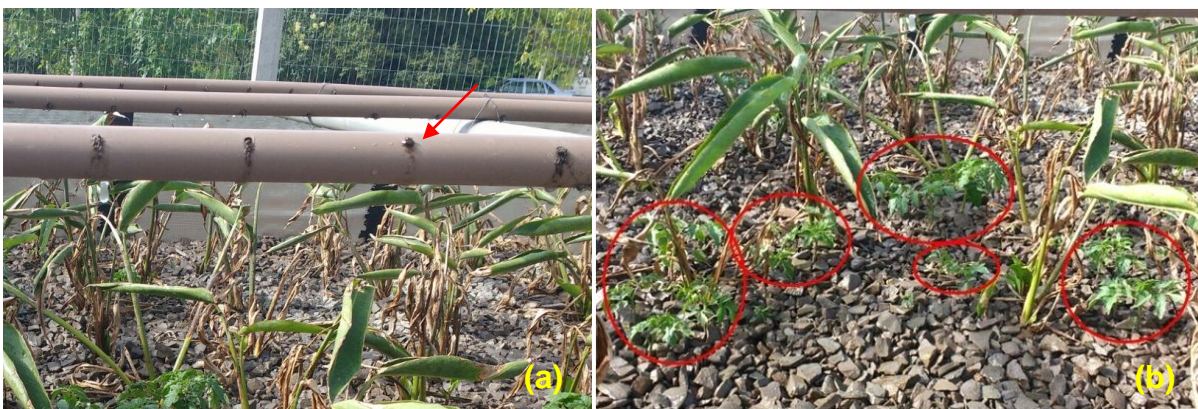
Figura 28 - Brotações de *Heliconia psittacorum* no material filtrante do WCFV



### 5.1.5 Manutenção no WCFV

Durante o período de estudo, o WCFV necessitou de algumas atividades de manutenção. Foi necessária, em média, uma limpeza quinzenal nos orifícios da tubulação de alimentação (figura 29 a) a fim de manter a distribuição de esgoto uniforme em toda a superfície do WCFV. Além disso, também foi necessário realizar a retirada de plantas invasoras (figura 29 b). Esse procedimento foi necessário uma única vez (30/11/2015).

Figura 29 - Atividades de manutenção no WCFV. Tubulação de alimentação do WCFV (a) e plantas invasoras (b).





## 5.2 AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS HIDRODINÂMICAS DO WCFV

As curvas de DTD,  $E(t)$  e as Curvas Cumulativas de Distribuição dos Tempos de Residência,  $F(t)$  para os 4 testes realizados no WCFV ao longo do tempo de operação, em diferentes estágios de desenvolvimento das macrófitas e regimes hidráulicos aplicados são apresentados nas figuras 30 e 31. Já os parâmetros calculados objetivando a caracterização hidráulica do WCFV constam na tabela 7. Estes resultados foram obtidos com base nos dados brutos apresentados no apêndice A.

Observa-se com base na tabela 7 e nas curvas  $E(t)$  que o tempo de aparecimento dos picos de carga do traçador ( $t_p$ ) foi inferior ao tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ ) em todas as curvas. Segundo Borges et al. (2009), isso indica a formação de pequenos canais preferenciais e a ocorrência de regiões de estagnação (zonas mortas).

Além disso, as curvas  $E(t)$  apresentaram longas caldas. Longas caldas também foram observadas em testes realizados por Borges et al. (2009) em um WCFH e por Cota (2011) em um WCFV. Esse fenômeno pode ser explicado devido ao lento sinal do traçador na saída do WCFV.

Os parâmetros calculados visando à avaliação do comportamento hidrodinâmico do sistema (índice de dispersão de Morril - IDM, índice de curto-circuito - ICC, índice de tempo modal de retenção - ITMR e índice do tempo de retenção médio - ITRM), indicaram elevada dispersão axial e a tendência do escoamento ao regime de mistura completa.

Os valores de IDM obtidos foram mais próximos a 22 do que de 1, indicando a tendência ao regime de mistura completa. O valor do índice IDM para o escoamento do tipo fluxo pistão ideal é igual a 1,0 e para um reator de mistura completa é de aproximadamente 22 (METCALF e EDDY, 2003).

Os valores de ICC calculados para os testes foram próximos a zero, confirmando a tendência ao regime de escoamento de mistura completa. O menor valor de ICC foi obtido no início de operação, antes do transplântio.

Da mesma forma, os valores de ITMR próximos de zero também indicam a tendência às condições de escoamento de mistura completa. Os valores de ITMR foram menores que 1, em todos os testes, indicando que a distribuição da vazão ao longo do filtro não foi uniforme. Este fato foi observado durante o período de

operação do WCFV, sendo que a distribuição de esgoto não ocorre sobre toda a superfície do filtro.

Em relação aos valores de ITRM, os mesmos foram maiores que 1, confirmando a presença de zonas mortas e curtos circuitos no WCFV. Um valor mais próximo a 1 foi obtido no teste realizado no início de operação (teste A), sendo que o valor de  $ITRM = 1$  indica uso integral do volume do reator (METCALF e EDDY, 2003). O valor encontrado para  $e_v$  também confirma esta afirmação, pois o teste A foi o que apresentou o maior valor de  $e_v$ .

Figura 30 - Curvas  $E(t)$  e  $F(t)$  referentes a testes realizados em diferentes estágios do desenvolvimento das macrófitas.

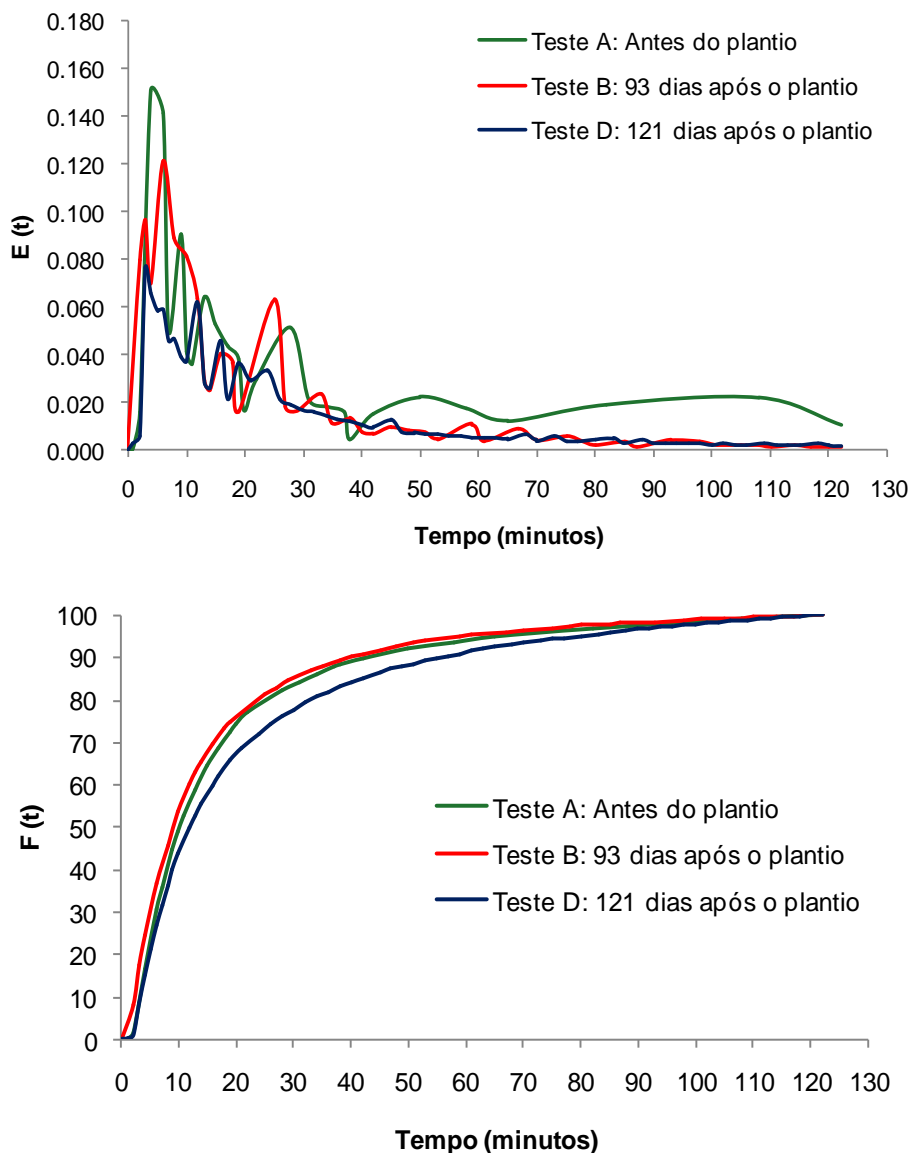


Figura 31 - Curvas  $E(t)$  e  $F(t)$  referentes aos testes hidrodinâmicos realizados: Comparação da aplicação de diferentes volumes

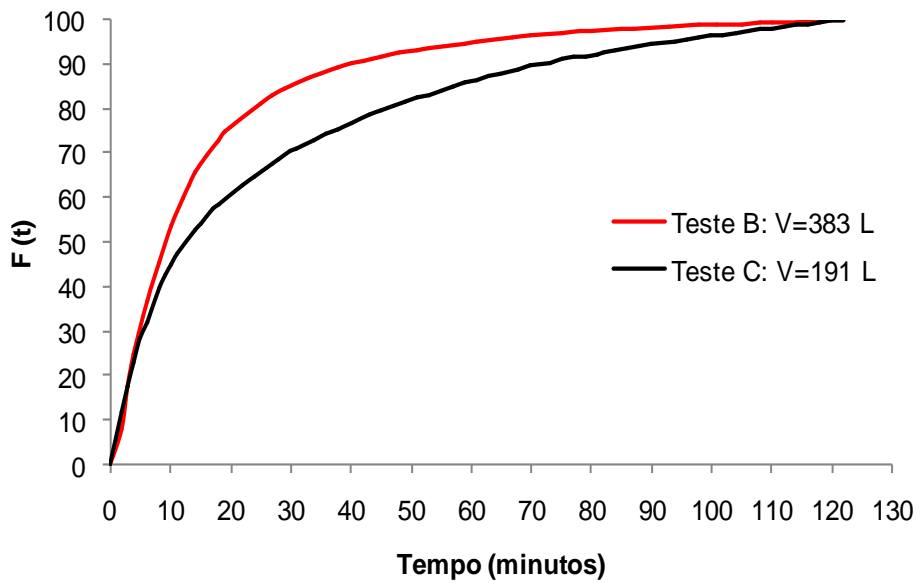
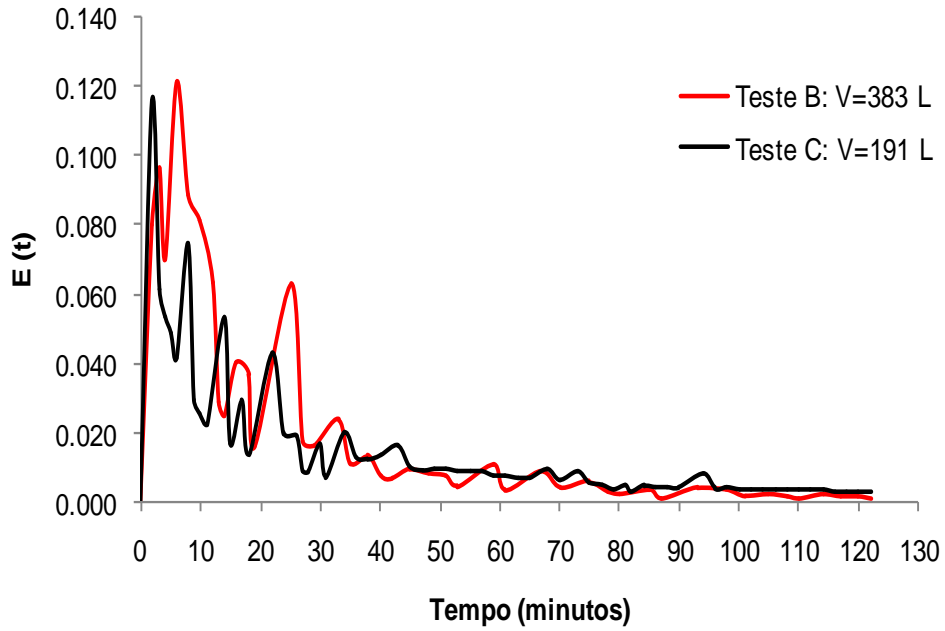


Tabela 7 - Parâmetros utilizados para caracterização hidráulica do WCFV: Influência do tempo de operação, do desenvolvimento das macrófitas e do regime hidráulico aplicado.

Teste	$t_i$	$t_p$	$\hat{t}$	$t_{50}$	$t_{10}$	$t_{90}$	IDM	ICC	ITMR	ITRM	$e_v$ (%)
A	1	4	20	10	3	42	14,00	0,06	0,25	1,25	7,14
B	1	3	17	9	2	39	19,50	0,13	0,38	2,13	5,13
C	1	3	26	13	2	70	35,00	0,13	0,38	3,25	2,86
D	1	3	22	13	3	55	18,33	0,13	0,38	2,75	5,45

Notas:  $t_i$ =tempo de aparecimento do traçador;  $t_p$  = tempo de pico do traçador;  $\hat{t}$  = tempo médio de detenção hidráulica;  $t_{10}$ ,  $t_{50}$  e  $t_{90}$  = tempo em que 10, 50 e 90% do traçador passa pelo sistema; IDM = índice de dispersão de Morrill ( $t_{90}/t_{10}$ ); ICC = índice de curto-circuito ( $t_i/TDH$ ); ITMR = índice de tempo modal de retenção ( $t_p/TDH$ ); ITRM = índice de tempo de retenção médio ( $\hat{t}/TDH$ );  $e_v$ = eficiência volumétrica conforme Morrill (1932) ( $1/IDM$ ).

$TDH = (V \times \text{porosidade})/Q \rightarrow (24,5 \text{ m}^2 \times 0,75 \text{ m} \times 0,08) / Q \text{ (m}^3/\text{min)}$

Teste A: antes do transplântio  $\rightarrow$  vol. aplicado = 372 L;  $Q=0,093$  L/min; TDH = 16 min

Teste B: 93 dias após o transplântio  $\rightarrow$  vol. aplicado = 383 L;  $Q=0,191$  L/min; TDH = 8 min

Teste C: 100 dias após o transplântio  $\rightarrow$  vol. aplicado = 191 L;  $Q= 0,191$  L/min; TDH = 8 min

Teste D: 121 dias após o transplântio  $\rightarrow$  vol. aplicado = 391 L;  $Q=0,196$  L/min; TDH = 8 min

### 5.2.1 Avaliação em diferentes estágios de desenvolvimento das macrófitas

Comparando testes com pulsos de mesmo volume, realizados antes do transplântio (teste A) e 93 dias após o transplântio (teste B) (Figura 30), notam-se curvas semelhantes, porém, houve leve redução do tempo médio de detenção hidráulica ( $\hat{t}$ ) após o transplântio, sendo  $\hat{t} = 20$  min no teste A e  $\hat{t} = 17$  min no teste B (Tabela 7). Essa redução no  $\hat{t}$  pode estar relacionada com a presença de plantas. Torrens et al. (2009a), Cota (2011) e Penido (2009) avaliando unidades plantadas e não plantadas (Sistema Francês), observaram menores tempos de permanência dos esgotos nas unidades plantadas em relação às não plantadas e atribuíram o fato à formação de caminhos preferenciais criados pelos rizomas e pelas raízes das plantas.

No entanto, ao comparar o teste B (realizado 93 dias após o transplântio) com o teste D (realizado 121 dias após o transplântio), percebe-se um aumento de 5 min no tempo médio de detenção hidráulica ( $\hat{t}$ ) (Tabela 7). Isso pode estar relacionado

com o aumento da densidade de plantas e maior desenvolvimento da parte aérea das macrófitas, as quais interceptam parte da água residuária aplicada. Quando o teste B foi realizado, as macrófitas apresentavam em média 33 cm de altura (mínimo = 8 cm; máximo = 52 cm). Por outro lado, quando o teste D foi realizado, as plantas apresentavam em média 50 cm de altura (mínimo = 14 cm; máximo = 90 cm) e maior densidade no WCFV. Além disso, o maior tempo médio de detenção obtido no teste D pode estar relacionado com a redução da permeabilidade do meio, ocasionada pelo crescimento das raízes e rizomas das plantas, bem como pelo acúmulo de sólidos na camada superficial do WCFV e pelo crescimento do biofilme.

### **5.2.2 Avaliação da aplicação de pulsos de diferentes volumes**

Os testes B e C foram realizados no mesmo estágio de desenvolvimento das macrófitas, ambos no início do mês de janeiro de 2016, contudo, os volumes de esgoto contendo traçador aplicado em cada teste foram diferentes. O volume aplicado no teste B (383 L) correspondeu aproximadamente ao volume médio planejado para aplicação em cada pulso durante a fase operacional I (375 L). Por outro lado, o volume de esgoto aplicado no teste C (191 L) correspondeu aproximadamente ao volume planejado para cada pulso durante a fase II (187,5 L).

Conforme mostrado na tabela 7, e na figura 31, o tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ ) foi maior no teste realizado com pulso de 191 L (teste C) em comparação ao teste realizado com pulso de 383 L (teste B), sendo 26 min no teste C e 17 min no teste B. Isso indica que um maior fracionamento do volume aplicado por pulso, para uma mesma TAH diária, resulta no aumento do tempo de detenção hidráulica, tal como observado por Molle et al. (2006) e por Torrens et al. (2009a).

Molle et al. (2006) observaram em um WCFV do tipo sistema francês, que com doses de maior volume, a taxa de infiltração foi maior, levando a um menor tempo de detenção hidráulica, o que afetou negativamente a remoção de matéria orgânica. No presente estudo, de forma semelhante ao evidenciado por Molle et al. (2006), a dose com menor volume aplicado promoveu um maior tempo de retenção da água residuária no WCFV, o que pode favorecer o tratamento no que diz respeito à remoção de matéria orgânica carbonácea, devido ao maior tempo de contato entre poluente e micro-organismos.

### 5.2.3 Utilização de rodamina WT (RWT) como traçador

A utilização de RWT como traçador nos testes hidrodinâmicos realizados no WCFV foi satisfatória, apesar da baixa recuperação de massa aplicada. Na tabela 8 são apresentadas as recuperações de massa em cada teste realizado. Perdas de RWT em WC também foram observadas por Borges et al. (2009), Giraldi et al. (2009) e Lin et al. (2003). Estes últimos obtiveram perdas de 41% em um WC escala piloto e 71% em um WC escala real.

As possíveis causas para as perdas de RWT em WC, mencionadas por Lin et al. (2003) são: sorção em sedimentos, degradação fotoquímica, degradação biológica e absorção pelas plantas. Contudo, em WCFV, a ocorrência da degradação fotoquímica pode ser considerada desprezível, pois o fluxo é sub-superficial, em um meio sólido que fornece abrigo da luz (GIRALDI et al., 2009).

No estudo de Giraldi et al. (2009) em um WCFV escala piloto, foram obtidas em 5 testes realizados, recuperações em massa de RWT de 58 a 88%. A sorção ao biofilme foi considerada a principal causa de perda de massa no experimento de Giraldi et al. (2009), sendo que o teste realizado no início de operação foi o que apresentou a maior porcentagem de recuperação de RWT (88%), reduzindo nos testes realizados após 7 meses de operação, quando a biomassa do sistema já estava bem desenvolvida. No presente estudo, porém, ao contrário do observado por Giraldi et al. (2009), a recuperação de massa de RWT foi maior no teste realizado após 145 dias de operação (85%) se comparado com os testes realizados no início de operação. Este fato pode estar associado com a redução da capacidade de adsorção no material filtrante ao longo do tempo.

Apesar das perdas de RWT, Giraldi et al. (2009) consideraram os testes satisfatórios, contudo, sugerem que a utilização de RWT deve ser cuidadosamente avaliada para tempos de detenção hidráulica maiores que os estudados pelos autores (14 horas).

No presente estudo, apesar da ocorrência de perdas de massa do traçador aplicado, pode não ter ocorrido retardo significativo na curva de resposta do traçador devido à dessorção da RWT, pois segundo estudos realizados por Lin et al. (2003), foi identificado que a sorção do corante RWT é um processo quase irreversível.

Tabela 8 - Recuperação em termos de volume e massa aplicados em cada teste

Teste	Volume aplicado (L)	Volume recuperado (L)	% de recuperação do volume	Massa aplicada (mg)	Massa recuperada (mg)	% de recuperação de massa
A	372	323	87	20,0	4,5	23
B	383	357	93	75,9	37,7	50
C	191	132	69	14,8	4,2	28
D	391	297	76	20,8	17,7	85

### 5.3 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA E BACTERIOLÓGICA

Os resultados do monitoramento físico-químico e bacteriológico (média e desvio padrão) nas duas fases operacionais são mostrados na tabela 9, já o resultado da análise estatística é mostrado na tabela 10, os quais serão discutidos posteriormente. Os dados brutos do monitoramento são apresentados no apêndice B. Contatou-se para o esgoto bruto, concentrações típicas de esgoto forte, principalmente na fase I, que compreende os meses de setembro a dezembro de 2015, ou seja, no período letivo, quando se faz uso efetivo da casa do estudante. Metcalf e Eddy (2003), considerando uma contribuição de esgotos domésticos de 240 L/hab.d., estabelecem os valores típicos para esgoto forte: 1230 mg/L para ST, 400 mg/L para SS, 350 mg/L para DBO, 800 mg/L para DQO, 45 mg/L para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> e 8 mg/L para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Nesse estudo, porém, a contribuição per capita durante parte da fase I pode ter sido inferior a 240 L/hab.d., resultando num esgoto ainda mais concentrado.

Tabela 9 - Média e desvio padrão obtidos em cada fase operacional para os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos monitorados no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV

Parâmetro*	Fase I						Fase II					
	Esgoto bruto		Efluente do TS		Efluente do WCFV		Esgoto bruto		Efluente do TS		Efluente do WCFV	
	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP	Média	DP
T (°C)	22	2,01	23	1,45	23	1,51	25	0,84	26	0,68	27	1,02
pH	7,8	0,48	7,0	0,20	7,4	0,23	7,6	0,33	7,2	0,24	7,1	0,42
Alc. total	383,28	29,53	470,95	49,08	385,37	39,09	328,86	45,78	344,29	51,83	198,44	48,68
OD	-	-	-	-	1,73	1,04	-	-	-	-	1,16	0,31
DBO	608	286,89	249	107,77	149	38,15	272	71,90	150	47,43	59	29,03
DQO <sub>t</sub>	977,49	423,41	583,83	208,61	322,24	70,05	582,85	201,46	309,38	64,33	135,55	34,97
DQO <sub>s</sub>	326,58	92,14	259,37	66,19	169,64	39,87	225,42	46,50	179,35	56,97	77,33	32,54
ST	1092,31	384,42	734,79	102,18	737,33	71,20	728,06	154,08	552,04	63,35	620,07	23,31
SS	705,37	479,70	250,30	107,85	141,17	80,64	277,12	196,21	77,23	26,64	50,49	44,02
Coli.totais	2,43E+7	4,49E+6	6,46E+6	2,72E+6	3,68E+6	1,26E+6	2,07E+7	1,97E+7	5,83E+6	3,33E+6	1,84E+6	8,79E+5
<i>E. coli</i>	6,86E+6	2,05E+6	2,46E+6	1,62E+6	1,44E+6	6,87E+5	5,31E+6	4,51E+6	2,03E+6	1,10E+6	6,97E+5	3,93E+5
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	65,58	8,99	74,95	11,33	42,12	7,17	50,24	12,50	50,45	10,41	24,50	5,40
N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	-	-	n.d.**	n.d.**	1,67	1,33	-	-	n.d.**	n.d.**	2,99	1,99
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	-	-	0,65	0,36	8,33	7,65	-	-	0,44	0,08	20,42	6,18
P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	-	-	9,61	1,53	8,27	1,53	-	-	5,84	2,10	5,8	1,03

\*Unidades: Alcal. total: mg CaCO<sub>3</sub>/L; Coli. totais e *E. coli*: NMP/100 mL; Demais parâmetros: mg/L. \*\*n.d: Não detectado na maioria das amostragens.



Tabela 10 – Análise estatística de comparação entre as fases operacionais I e II, em relação às concentrações efluentes das unidades de tratamento (TS e WCFV) e em relação às eficiências do WCFV na remoção de DQO, SS e N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>

Parâmetro	valor-p*		
	Efluente do TS	Efluente do WCFV	Eficiências do WCFV
pH	0,194	0,020	-
Alcalinidade total	0,001	0,000	-
DQO <sub>t</sub>	0,004	0,000	0,116
SS	0,001	0,010	0,816
N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,001	0,001	0,020
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,074	0,001	-

\*Se  $p > \alpha$ , aceita-se H0 (não há diferença entre as fases operacionais) e se  $p < \alpha$ , rejeita-se H0 e aceita-se H1 (há diferença entre as fases operacionais). Os testes estatísticos (Mann Whitney e *t-pareado*) foram aplicados com nível de significância de 5% ( $\alpha = 0,05$ ).

### 5.3.1 pH e alcalinidade total

Nas figuras 32 e 33 é apresentada respectivamente, a variação dos valores de pH e de alcalinidade total no afluente (EB) e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) no decorrer do estudo, sob um total de 16 amostragens. Os diagramas de caixa (*box plot*) para ambos os parâmetros são apresentados nas figuras 34 e 35.

Figura 32 - Variação temporal do pH no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV

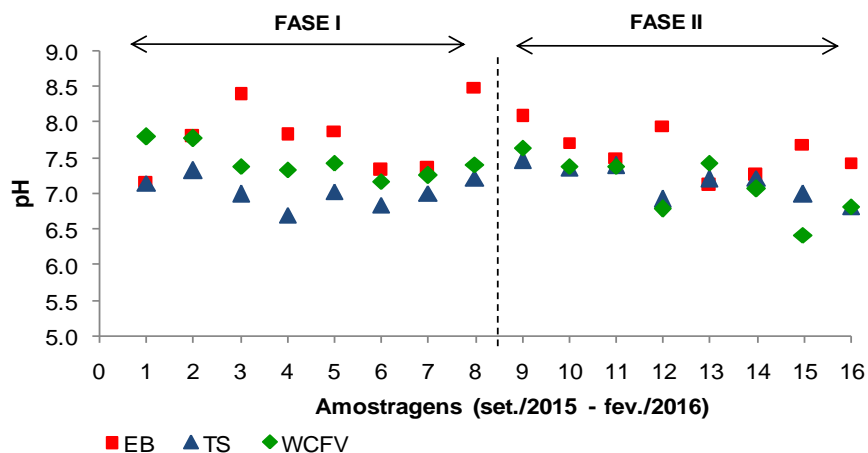


Figura 33 - Comportamento temporal da alcalinidade total no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV

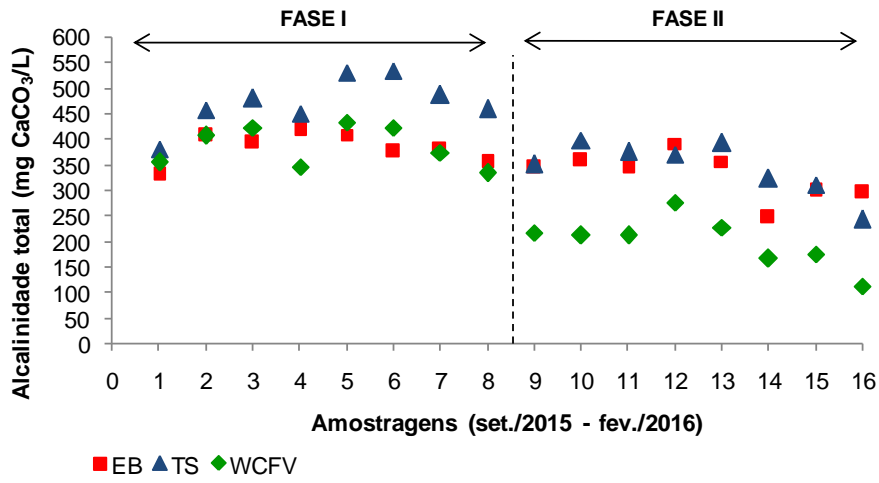


Figura 34 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição dos valores de pH em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil

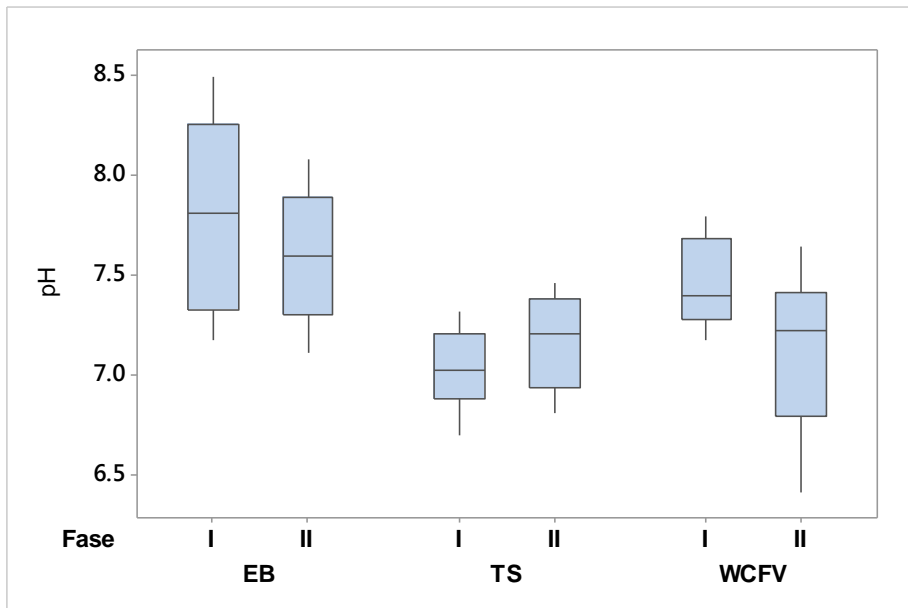
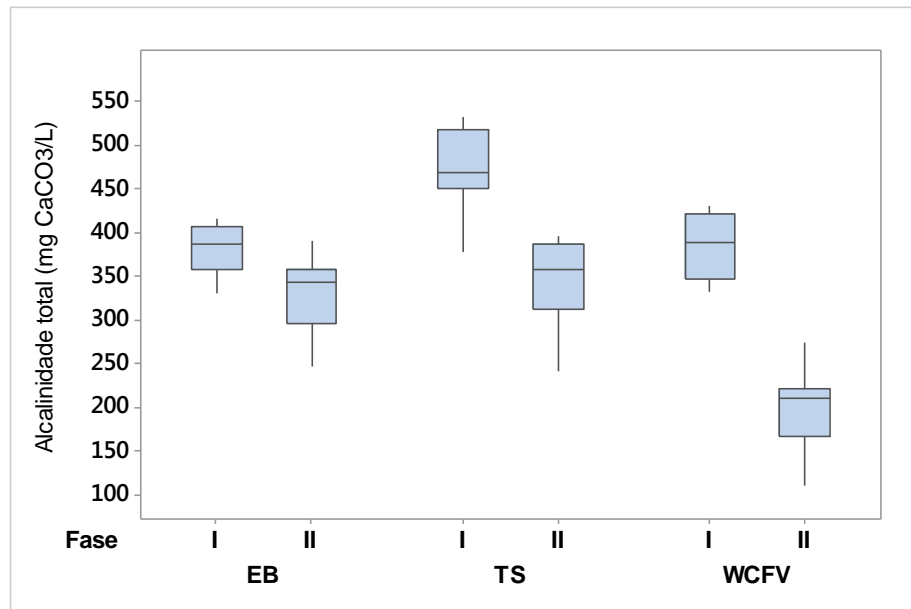


Figura 35 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição dos valores de alcalinidade total em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil



Durante todo o período de estudo, o pH tanto do esgoto bruto quanto das unidades de tratamento apresentou valores na faixa ideal para o tratamento biológico, a qual é de 6 a 9 (METCALF e EDDY, 2003).

Os valores médios de alcalinidade total no esgoto bruto foram nas faixas de 383 mg CaCO<sub>3</sub>/L (fase I) e 329 mg CaCO<sub>3</sub>/L (fase II). Esses valores foram superiores ao valor típico de alcalinidade para esgoto sanitário no Brasil, que segundo Von Sperling (2005), corresponde a 200 mg CaCO<sub>3</sub>/L (variável conforme a região do país).

No tanque séptico verificou-se valores de pH próximos à neutralidade (mínimo de 6,7 e máximo de 7,5) e valores de alcalinidade total mais elevados em comparação com o esgoto bruto, sendo em média 471 mg CaCO<sub>3</sub>/L na fase I e 344 mg CaCO<sub>3</sub>/L na fase II. A produção de alcalinidade no tanque séptico ocorre devido à amonificação, sendo que a amônia (NH<sub>3</sub>), formada a partir da decomposição de proteínas e aminoácidos, se combina com CO<sub>2</sub> e H<sub>2</sub>O para formar alcalinidade na forma de NH<sub>4</sub>(HCO<sub>3</sub>) (METCALF e EDDY, 2003). Baseando-se em relações estequiométricas, no processo de amonificação há uma produção de 50 g de alcalinidade por mol de nitrogênio (14 g) amonificado (MOTA e VON SPERLING, 2009).

O efluente do WCFV apresentou valores de alcalinidade bem inferiores, sendo em média 385 mg CaCO<sub>3</sub>/L na fase I e apenas 198 mg CaCO<sub>3</sub>/L na fase II. Contudo, apesar da redução, as concentrações de alcalinidade nessa unidade permaneceram numa faixa em que, segundo a literatura, não limita a ocorrência da nitrificação (HOFFMANN et al., 2007). Com a redução da alcalinidade no WCFV também se verificou uma ligeira queda no pH, sendo 6,4 o valor mínimo (amostragem de número 15). O consumo de alcalinidade no WCFV indica a ocorrência de processos oxidativos, como a degradação da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação, sendo que, no processo de nitrificação, há um consumo de alcalinidade de 100 g por mol de N (14 g) nitrificado (MOTA e VON SPERLING, 2009).

### 5.3.2 Remoção de matéria orgânica carbonácea – DQO e DBO

Na figura 36 é apresentado um *box plot* que mostra a distribuição dos valores de DQO no afluente (EB) e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV). O comportamento temporal deste parâmetro é apresentado na figura 37.

Figura 36 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição dos valores de DQO<sub>t</sub> em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil

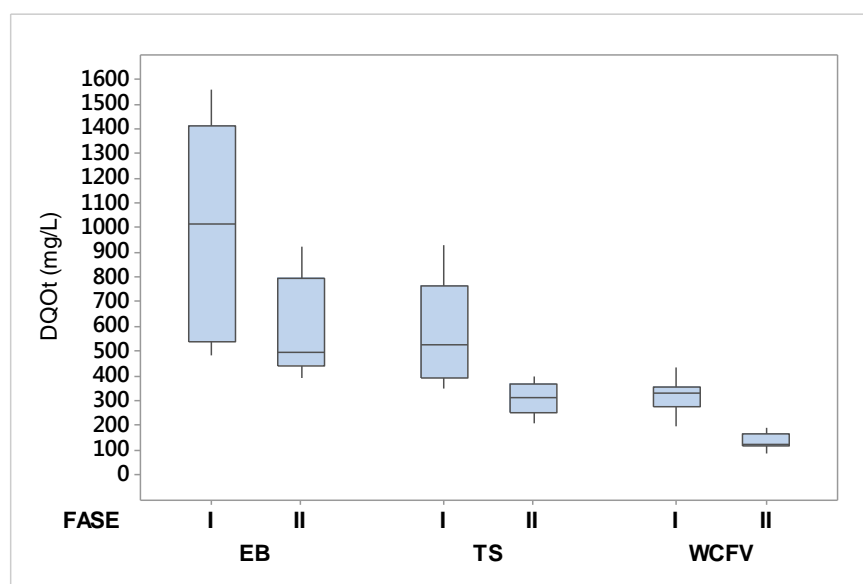
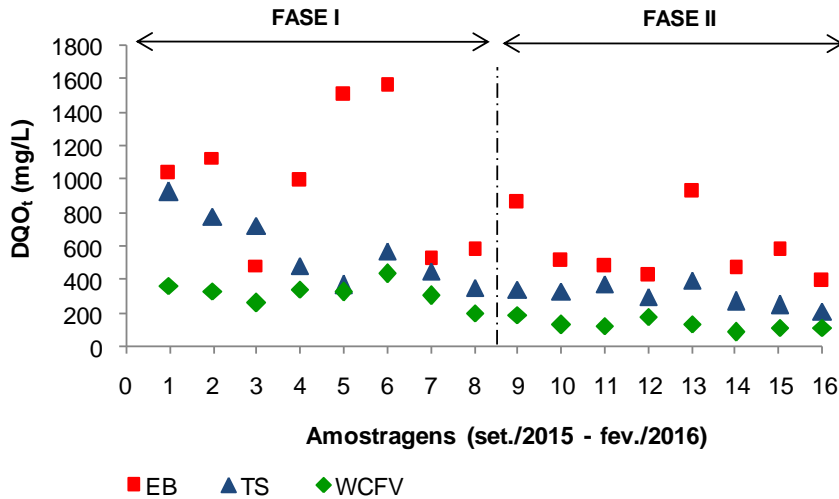


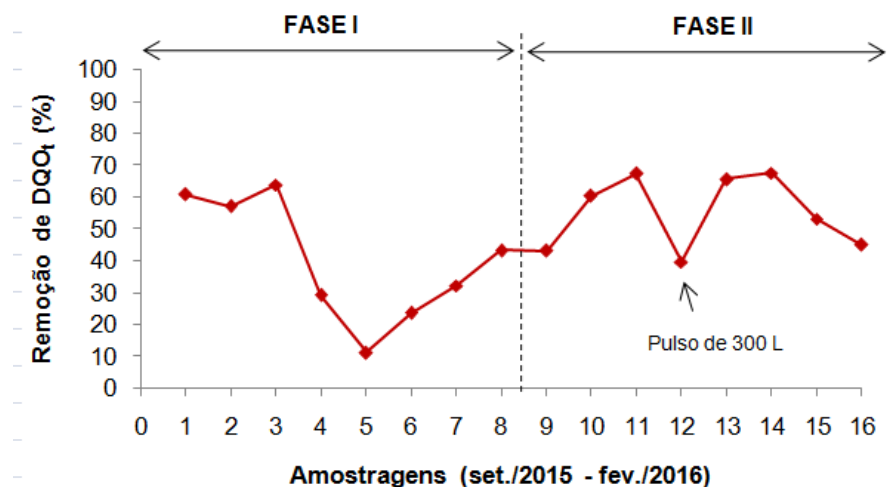
Figura 37 - Comportamento temporal de  $DQO_t$  no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV



Durante o período de monitoramento, as concentrações médias de  $DQO_t$  no esgoto bruto foram de 977 mg/L e 583 mg/L nas fases I e II, respectivamente. Houve uma grande variação para este parâmetro. Considerando todo o período de estudo, a  $DQO_t$  no esgoto bruto variou entre 393 mg/L (mínimo) até 1562 mg/L (máximo).

No tanque séptico as concentrações médias efluentes de  $DQO_t$  foram de 584 mg/L na fase I e de 309 mg/L na fase II, sendo que esta unidade apresentou eficiências de remoção médias de 29% e 44% nas fases I e II, respectivamente.

No WCFV, aplicando cargas de 30,50 g  $DQO/m^2.d$  (fase I) e de 16,92 g  $DQO/m^2.d$  (fase II) foram obtidas eficiências de remoção médias de 40% na fase I, com concentração efluente média de 322 mg/L e de 55% na fase II, com concentração efluente média de 136 mg/L. Sezerino et al. (2008) aplicando cargas afluentes variando de 24 a 48 g  $DQO/m^2.d$ , observaram em WCFV preenchidos com areia, remoções médias de DQO de 66 a 73% ao longo de 13 meses de operação. As menores eficiências obtidas no presente estudo podem estar relacionadas ao fato do WCFV estar ainda no início de operação e, também, com o baixo TDH, comparado com WCFV com areia. Na figura 38 são mostradas as eficiências de remoção de  $DQO_t$  no WCFV ao longo do período de estudo.

Figura 38 - Eficiências de remoção de  $DQO_t$  obtidas no WCFV

Destaca-se na figura 38, que nas três primeiras amostragens, a remoção de  $DQO_t$  no WCFV ficou em torno de 60%. Nesse período, a maior parte da  $DQO_t$  afluente pode ter sido removida pelo mecanismo de filtração no material de recheio do WCFV. Nas primeiras amostragens, constatou-se no afluente dessa unidade, elevada concentração de matéria orgânica em termos de DQO e também de sólidos em suspensão. Isso ocorreu devido ao tipo de bomba utilizada para recalque do esgoto do tanque séptico para o WCFV. Esta bomba era do tipo submersível e fazia a movimentação do efluente contido no tanque, no momento do bombeamento para o WCFV. Após a troca de bomba, ocorreu redução da concentração de sólidos afluente ao WCFV, e assim, conseqüentemente, constatou-se eficiências mais baixas de remoção de  $DQO_t$  no WCFV (em média 28% de remoção de  $DQO_t$  da quarta até a oitava amostragem).

Porém, após a mudança operacional, da fase I para a fase II ocorreu um aumento relevante das eficiências de remoção de  $DQO_t$  no WCFV. Na fase II, as condições operacionais possibilitaram um aumento do tempo de detenção hidráulica do esgoto dentro do WCFV, devido ao maior fracionamento da TAH diária, ou seja, a aplicação de mais doses de menor volume. Segundo os testes hidrodinâmicos, com a mudança operacional, o tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ ) passou de 17 min (com a aplicação de um volume de 383 L) para 26 min (com aplicação de menor volume, 191 L).

Chama-se atenção que devido a um problema operacional, a amostra de efluente do WCFV de número 12, do dia 19/01/2016, foi coletada após um pulso

atípico para a fase II, o qual foi de aproximadamente 300 L (figura 38). Esse pulso de volume maior pode ter sido a causa para a baixa eficiência de remoção obtida nessa amostragem (40%). Ressalta-se que na fase II o WCFV foi operado com 8 pulsos por dia, sendo 187,5 L o volume médio de cada pulso.

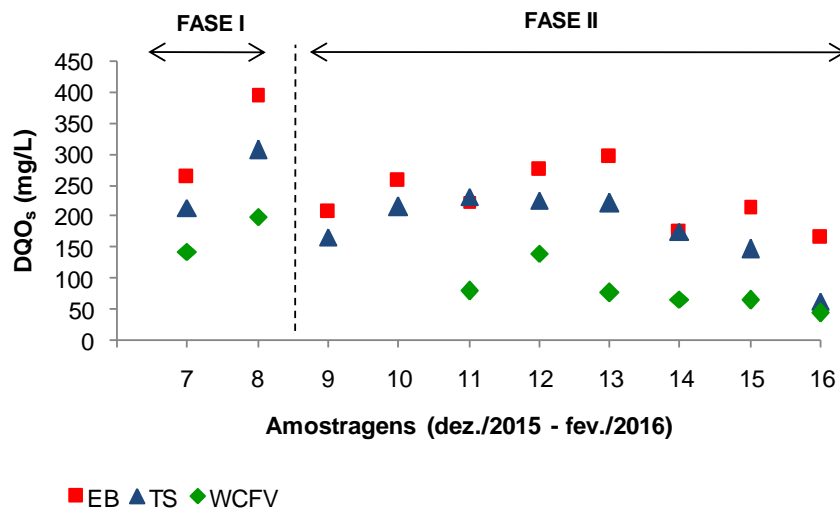
Estatisticamente, observou-se diferenças significativas entre as duas fases operacionais em relação às concentrações de  $DQO_t$  efluentes do WCFV ( $p=0,000$ ). No entanto, também ocorreu diferença significativa entre as fases quanto as concentrações de  $DQO_t$  afluentes ( $p=0,004$ ). Em relação às eficiências de remoção de  $DQO_t$  no WCFV, a análise estatística revelou que não ocorreu diferença significativa entre as fases operacionais ( $p=0,116$ ). Ressalta-se que o estudo compreendeu o início de operação do WCFV e que se trabalhou com um número limitado de análises (8 análises para cada fase). Isso prejudicou uma análise mais aprofundada sobre o efeito das diferentes fases operacionais na eficiência de remoção de  $DQO_t$ .

Devido as elevadas concentrações de  $DQO_t$  encontradas nas primeiras amostragens, optou-se por iniciar a realização de análises de DQO também na forma solúvel ( $DQO_s$ ), a fim de identificar a parcela de  $DQO_t$  passível de degradação microbiana. Foram feitas 2 análises de  $DQO_s$  na fase I e 8 análises na fase II. As concentrações de  $DQO_s$  encontradas no afluente (EB) e no efluente do TS e do WCFV são apresentadas na figura 39.

As relações  $DQO_t/DQO_s$ , considerando todo período de estudo, foram em média: 2,44 no EB; 1,84 no efluente do TS e; 1,72 no efluente do WCFV. A diminuição desta relação ao passar pelo tratamento demonstra a remoção de matéria orgânica particulada, tanto no TS quanto no WCFV.

Considerando somente a fase II, as eficiências médias de remoção de  $DQO_s$  foram de 21% no TS e de 53% no WCFV. As menores eficiências de remoção de  $DQO_s$  em comparação com as eficiências de remoção de  $DQO_t$  obtidas nesta fase (média de 44% no TS e 55% no WCFV) também indicam a remoção de DQO particulada em ambas unidades de tratamento, devido a atuação de mecanismos físicos de sedimentação (principalmente no TS) e de filtração (no WCFV).

Figura 39 - Comportamento temporal de  $DQO_s$  no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV



Quanto à DBO, na figura 40 consta um *box plot* das concentrações de  $DBO_t$  afluentes e efluentes das unidades de tratamento. Nessa figura, assim como foi observado para a DQO, é importante chamar atenção para o elevado desvio padrão resultante do monitoramento deste parâmetro no esgoto bruto. As elevadas concentrações de  $DBO_t$  no afluente da ETE (superiores a 350 mg/L) são típicas de esgoto forte (METCALF e EDDY, 2003). A variação temporal das concentrações de  $DBO_t$  afluentes e efluentes do TS e do WCFV é apresentada na figura 41.

Figura 40 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição dos valores de  $DBO_t$  em cada fase, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil

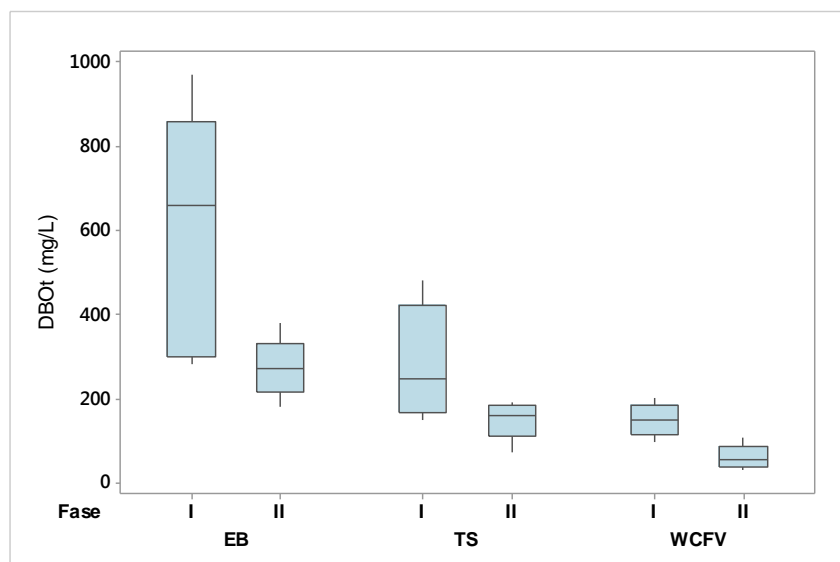
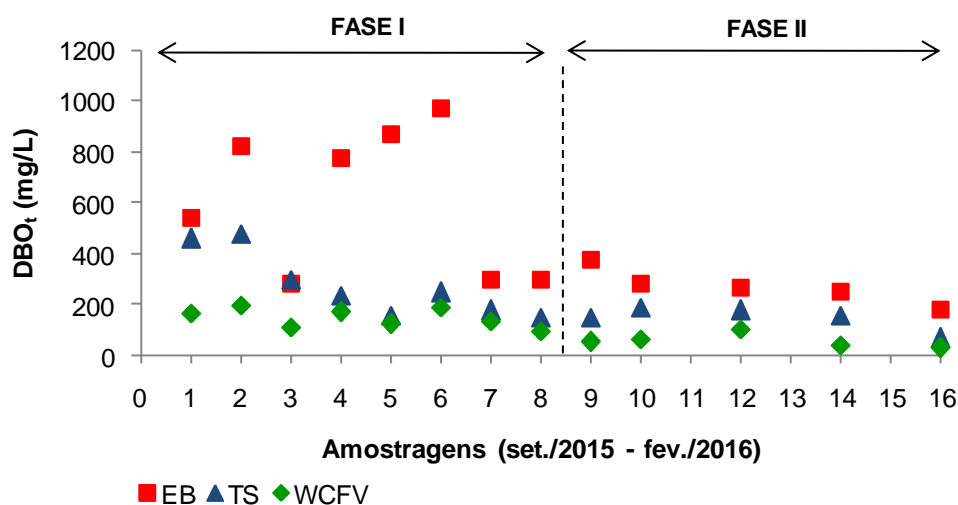




Figura 41 - Comportamento temporal de  $DBO_t$  no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV



As concentrações de  $DBO_t$  afluentes à estação experimental foram em média 608 mg/L na fase I e 272 mg/L na fase II. No TS, as concentrações médias efluentes foram de 278 mg/L e de 150 mg/L, nas fases I e II, respectivamente. O TS apresentou em média eficiências de remoção de  $DBO_t$  de 46% na fase I e de 45% na fase II.

Quanto ao WCFV, na fase I, a média das eficiências de remoção de  $DBO_t$  foi de 40%, quando o mesmo recebeu em média uma carga de 14,5 g  $DBO/m^2.d$ . Já na fase II, submetido a uma menor carga, de 8,20 g  $DBO/m^2.d$ , a média das eficiências de remoção de DBO nessa unidade foi de 61%.

É importante salientar que, ao longo das 16 amostragens realizadas, sujeitas a diferentes taxas de precipitação pluviométrica (mostradas na figura 26), não foi observada influência desta variável nas eficiências de remoção de DBO e DQO no WCFV.

Constatou-se que a remoção de matéria orgânica carbonácea aumentou gradativamente no decorrer do período de estudo. Na Fase I, com cargas afluentes de 1,25 Kg DQO/d e 0,78 Kg DBO/d, o sistema experimental (TS + WCFV) apresentou eficiência de remoção de 63% para  $DQO_t$  e de 72% para  $DBO_t$ . Já na fase II, com cargas afluentes de 0,78 Kg DQO/d e 0,36 Kg DBO/d, o sistema apresentou eficiências médias de 75% para  $DQO_t$  e de 78% para  $DBO_t$ .

A remoção de  $DQO_t$  obtida no sistema experimental enquadra-se dentro da faixa de remoção esperada para um conjunto de tanque séptico + vala de infiltração ou um conjunto de tanque séptico + filtro de areia. Segundo a NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997), nesses conjuntos, a faixa provável de remoção de DQO é de 40 a 75%. Quanto à DBO, de acordo com a NBR 13.969/1997, a faixa provável de remoção é de 50 a 85% para tanque séptico seguido por filtro de areia e de 50 a 80% para conjunto de tanque séptico seguido de vala de infiltração (ABNT, 1997).

O sistema experimental atendeu, em todas as amostragens realizadas durante a fase II, concentrações de matéria orgânica carbonácea no efluente final em concordância com os padrões estabelecidos pelas resoluções CONAMA n° 430/2011 e CONSEMA n° 128/2006. A primeira, estabelece padrão de 120 mg/L para DBO ou remoção mínima de 60%. Já a segunda, estabelece que efluentes domésticos somente podem ser lançados nos corpos d'água do Rio Grande do Sul respeitando os padrões de 180 mg/L para DBO e 400 mg/L para DQO (na faixa de vazão  $< 20 \text{ m}^3/\text{d}$ ).

### 5.3.3 Remoção de sólidos

As concentrações de sólidos afluentes e efluentes das unidades de tratamento são apresentadas nas figuras 42, 43 e 44. Assim como ocorreu para a matéria orgânica carbonácea (em termos de DQO e DBO), as concentrações de sólidos no esgoto bruto tiveram grande variação no decorrer do período de monitoramento (elevado desvio padrão). Ressalta-se que na fase I as concentrações de sólidos no esgoto bruto foram, no geral, superiores às da fase II.

As concentrações médias de ST na fase I foram de 1092 mg/L, 735 mg/L e 737 mg/L no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico e no efluente do WCFV, respectivamente. Na fase II, as concentrações médias foram de 728 mg/L, 552 mg/L e 620 mg/L no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico e no efluente do WCFV, respectivamente. As maiores concentrações de ST no efluente do WCFV em comparação com o efluente do TS podem estar relacionadas à liberação pelo WCFV de material inorgânico dissolvido, possivelmente substrato mineral que estava agregado às raízes das plantas. Destaca-se que no transplântio de *Heliconia* sp. foi mantido parte do substrato aderido às raízes das macrófitas, a fim de facilitar sua adaptação ao WCFV.

Em termos de sólidos em suspensão, na fase I, as concentrações médias foram de 705 mg/L, 250 mg/L e 141 mg/L no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico e no efluente do WCFV, respectivamente. Já na fase II, as concentrações médias foram de 277 mg/L, 77 mg/L e 50 mg/L no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico e no efluente do WCFV, respectivamente.

Figura 42 - Comportamento temporal de ST no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV

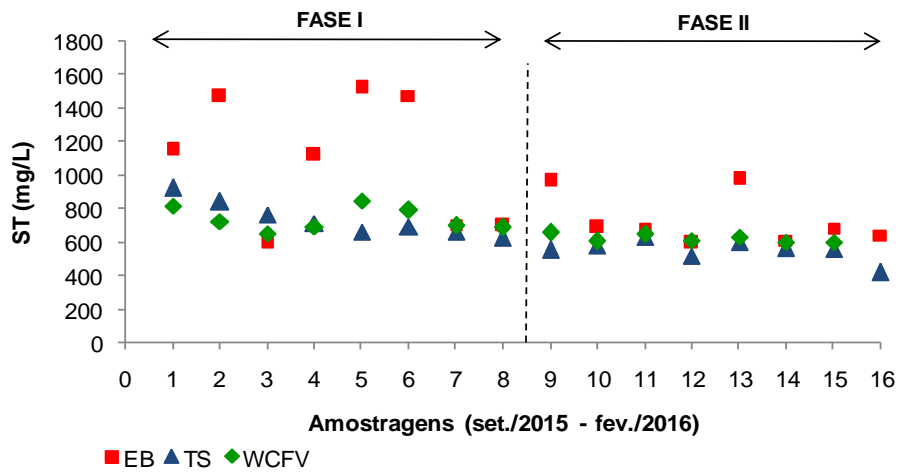


Figura 43 - Comportamento temporal de SS no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV

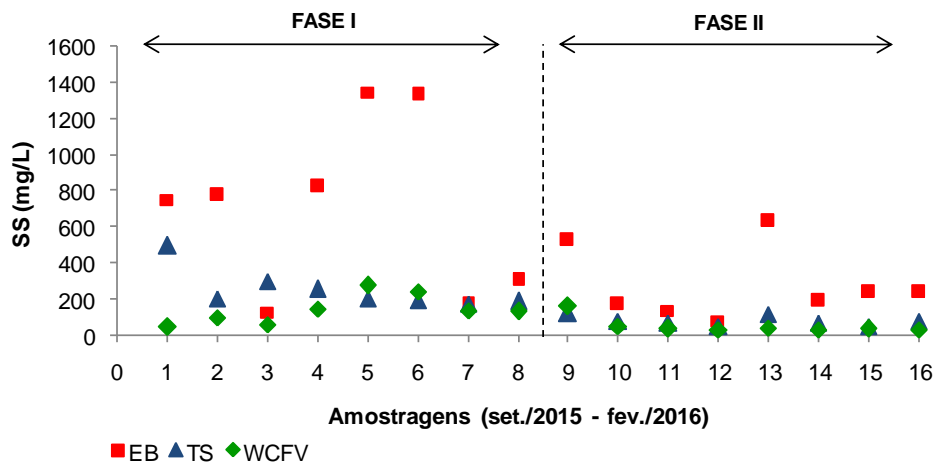
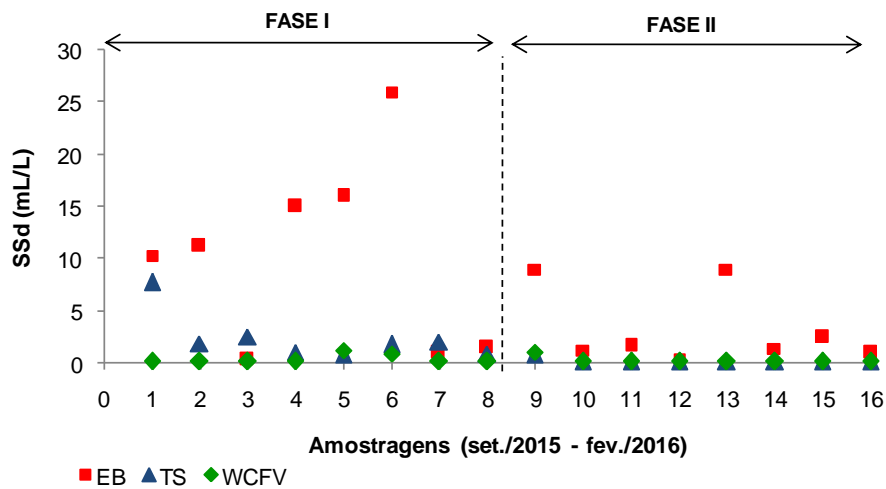


Figura 44 - Comportamento temporal de SSd no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV



Na fase I o tanque séptico atingiu eficiência de remoção média de apenas 31% para SS. Já na fase II, o mesmo apresentou eficiência de 65%, situando-se dentro da faixa típica de remoção de SS em tanques sépticos, a qual é de 55-65% (VON SPERLING, 2005).

Quanto ao WCFV, aplicando uma carga média de 13,08 g SS/m<sup>2</sup>.d (fase I), a eficiência de remoção média de SS foi de apenas 32%. Durante a fase II, com carga de 4,22 g SS/m<sup>2</sup>.d a eficiência passou a 38%. No entanto, não houve diferença significativa entre as fases operacionais quanto às eficiências de remoção de SS ( $p=0,816$ ). Além disso, não foi observada influência da precipitação pluviométrica nas eficiências de remoção de SS nessa unidade.

No presente estudo, as concentrações de SS no efluente do WCFV foram influenciadas pela presença de larvas de dípteros (mosquitos), encontradas em todas as amostragens realizadas durante a fase II. Entretanto, é provável que as condições operacionais da fase II tenham contribuído para uma melhor remoção de SS no WCFV nessa fase. As condições operacionais da fase II (pulsos de menor volume) possibilitaram o aumento do tempo de detenção hidráulica no WCFV devido à diminuição da velocidade de infiltração da água residuária. Isso pode ter favorecido a remoção de SS pelo mecanismo de filtração.

As eficiências globais de remoção de SS no sistema experimental foram em média 69% na fase I e 79% na fase II, atingindo (em grande parte das amostragens da fase I e em todas as amostragens da fase II) o padrão de lançamento

estabelecido pela legislação estadual CONSEMA 128/2006, que determina concentração de SS efluente de no máximo 180 mg/L (faixa de vazão < 20 m<sup>3</sup>/d).

Os resultados também mostraram que as eficiências de remoção de SS alcançadas pelo conjunto tanque séptico + WCFV foram semelhantes à faixa de remoção típica de sistemas de tanque séptico em conjunto com filtro de areia ou com vala de infiltração (70-95%), segundo a NBR 13969/1997 (ABNT, 1997).

Considerando todo o período de estudo, nas figuras 45 e 46 são apresentados *box plot* das concentrações de sólidos nas frações fixa e volátil no esgoto bruto e no efluente do TS e do WCFV. Nessas figuras destaca-se a expressiva remoção de sólidos voláteis no tanque séptico e no WCFV. Também se salienta o aumento de sólidos totais fixos (STF) ao passar pelo WCFV, sendo que a fração referente aos sólidos em suspensão fixos (SSF) permaneceu praticamente inalterada em relação ao TS. Isso indica que as concentrações de sólidos dissolvidos fixos (SDF) aumentaram ao passar pelo WCFV. Portanto, corrobora a informação de que ocorreu liberação de material inorgânico no WCFV, possivelmente substrato mineral anteriormente aderido às raízes das macrófitas. É importante ressaltar que nos resultados das análises de sólidos, a maior parte dos sólidos coloidais (na qual se enquadram as argilas) entra como sólidos dissolvidos (VON SPERLING, 2005).

Figura 45 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição das concentrações de sólidos totais e nas frações fixa e volátil no esgoto bruto e no efluente do TS e do WCFV

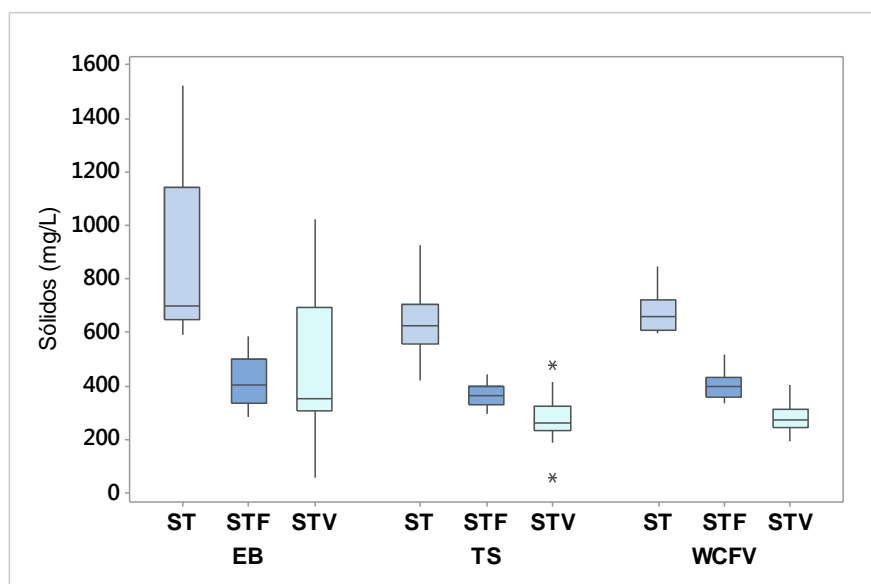
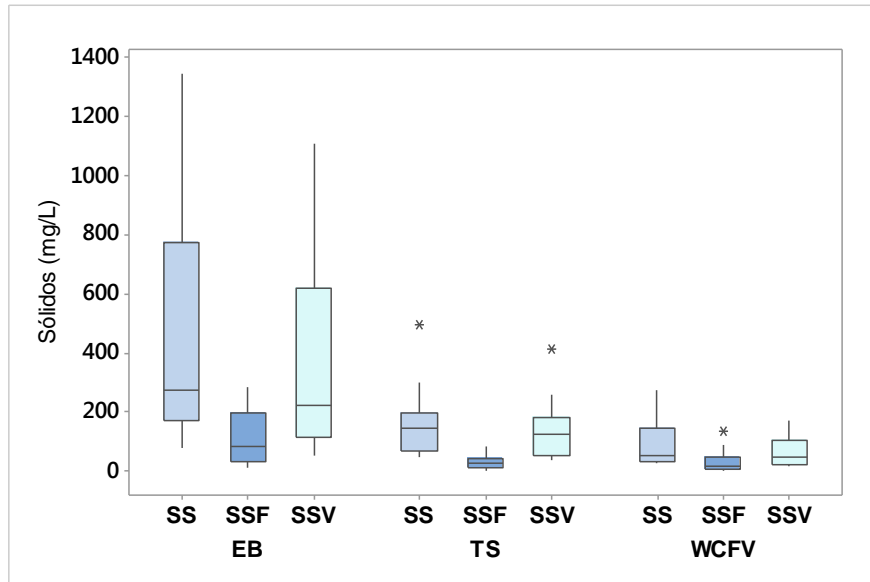


Figura 46 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição das concentrações de sólidos em suspensão totais e nas frações fixa e volátil no esgoto bruto e no efluente do TS e do WCFV



### 5.3.4 Nitrogênio

Na fase I, as concentrações médias de  $\text{N-NH}_4^+$  foram de 66 mg/L, 75 mg/L e 42 mg/L no esgoto bruto, no efluente do tanque séptico e no efluente do WCFV, respectivamente. Já na fase II, as concentrações foram menores, sendo em média 50 mg/L no esgoto bruto, 50 mg/L no efluente do tanque séptico e 25 mg/L no efluente do WCFV. Na figura 47 são mostradas as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  ao longo do período de monitoramento e na figura 48 é mostrado um *box plot* das concentrações afluentes (EB) e efluentes das unidades de tratamento (TS e WCFV), correspondentes às duas fases operacionais.

Concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  mais elevadas foram encontradas no efluente do tanque séptico em comparação com o esgoto bruto, evidenciando a ocorrência da amonificação no tanque séptico.

As concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  no efluente final, na maioria das amostragens, ficaram acima do padrão estabelecido pela Resolução CONSEMA n° 128/2006, que é de 20 mg/L para nitrogênio amoniacal. No que diz respeito à resolução CONAMA n° 430/2011, o padrão de lançamento é de 20 mg  $\text{N-NH}_4^+$ /L para efluentes em geral, contudo, esta resolução explicita no parágrafo 1° do Artigo 21, que para esgotos sanitários não é exigível esse padrão. Apesar disso, esforços no país para reduzir os

teores de nitrogênio amoniacal nos efluentes domésticos/sanitários são necessários, pois nos corpos d'água, a amônia além de ser tóxica a vários organismos aquáticos, acarreta no consumo de oxigênio dissolvido devido à nitrificação e pode conduzir ao processo de eutrofização (VON SPERLING, 2005).

As médias das eficiências de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  no WCFV foram de 44% na fase I (com cargas afluentes de  $3,92 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$ ) e de 51% na fase II (carga afluente =  $2,76 \text{ g N-NH}_4^+/\text{m}^2.\text{d}$ ). Na figura 49 são apresentadas as eficiências obtidas ao longo do monitoramento do WCFV. Destaca-se que, tal como ocorreu para a  $\text{DQO}_t$  (figura 38), as eficiências de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  foram expressivas nas 3 primeiras coletas (em torno de 50%), provavelmente devido ao mecanismo de adsorção de  $\text{N-NH}_4^+$  ao material filtrante, reduzindo no decorrer da fase I e tendo um expressivo aumento durante a fase II.

O aumento das eficiências de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  que ocorreu após a mudança operacional, da fase I para a fase II (Figura 49), pode ser atribuído ao aumento do tempo de detenção hidráulica do esgoto dentro do WCFV, proporcionado pela diminuição do volume dos pulsos. Na amostragem de número 12 (19/01/2016), da mesma forma como ocorreu para a  $\text{DQO}_t$ , constatou-se baixa eficiência de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$ , sendo que (conforme já mencionado anteriormente) neste dia a amostra de efluente do WCFV foi coletada após um pulso atípico para a fase II (300 L). Esse pulso de volume maior foi possivelmente a causa da baixa eficiência nesse dia (41%). Ressalta-se que na fase II o WCFV foi operado por meio de 8 pulsos por dia, com volume médio de 187,50 L cada.

Figura 47 - Comportamento temporal de  $\text{N-NH}_4^+$  no esgoto bruto (EB), no efluente do tanque séptico (TS) e no efluente do WCFV

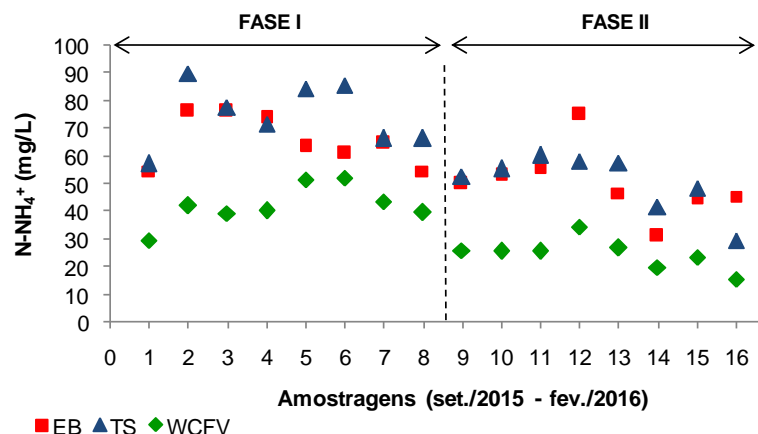


Figura 48 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a distribuição dos valores de  $\text{N-NH}_4^+$  em cada fase operacional, destacando a mediana, o primeiro e o terceiro quartil

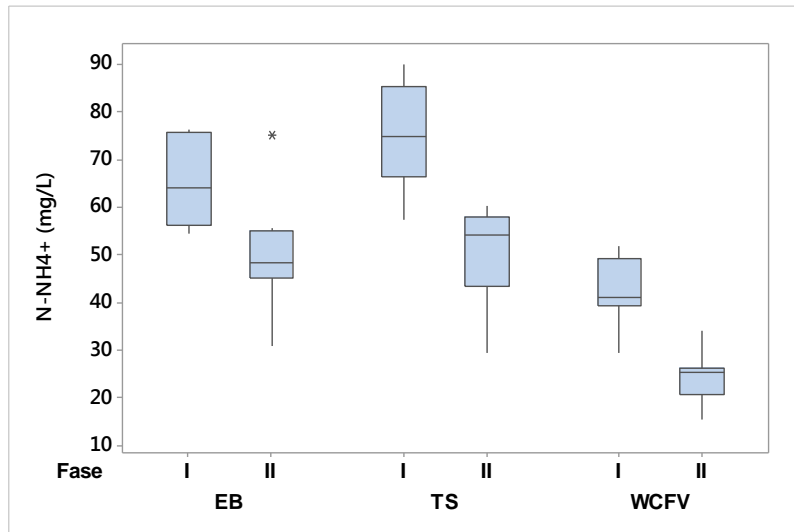
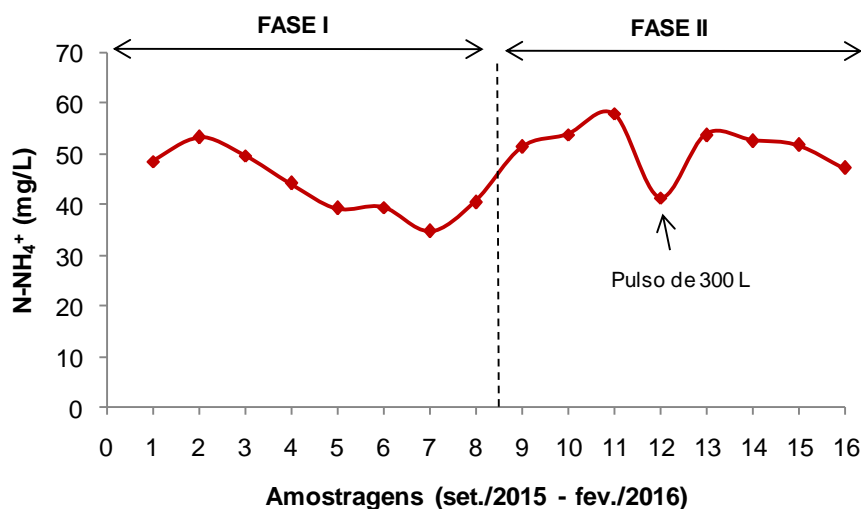


Figura 49 - Eficiências de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  obtidas no WCFV



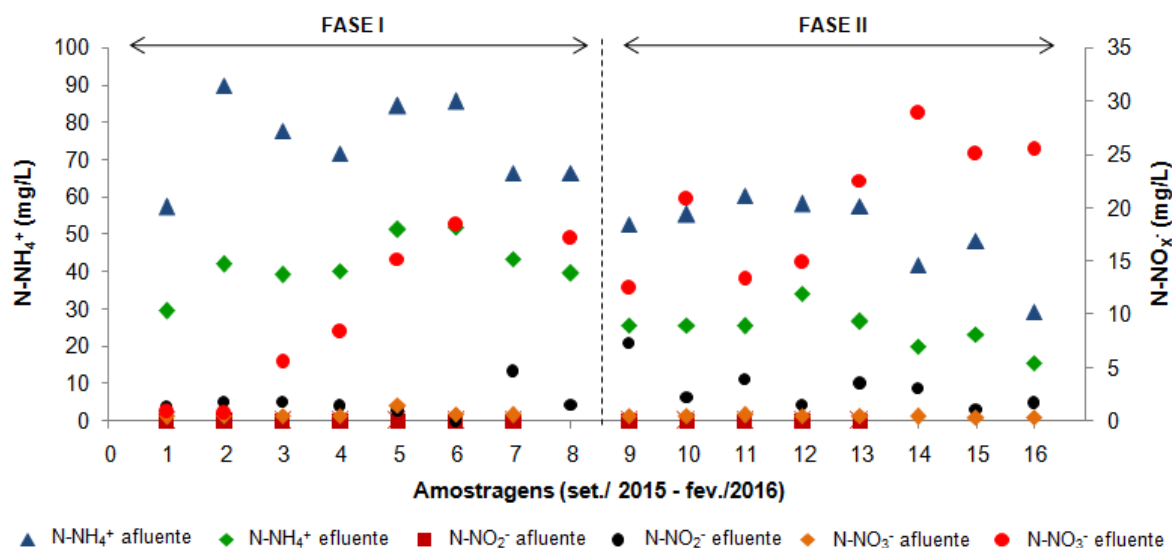
A análise estatística mostrou diferença significativa entre as fases operacionais quanto às eficiências de conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  ( $p=0,020$ ). Ressalta-se que além da mudança operacional, que possibilitou maior tempo de contato do esgoto com os micro-organismos, as maiores eficiências obtidas na fase II também se devem ao maior desenvolvimento do biofilme, ao crescimento das plantas, à maior oxigenação do meio (pelas raízes das plantas) e maior remoção de matéria orgânica carbonácea, incrementando a nitrificação nessa fase.



Na figura 50 são apresentadas as concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$  afluentes e efluentes do WCFV ao longo do período de monitoramento. Quanto ao  $\text{N-NO}_2^-$ , o mesmo foi encontrado em baixas concentrações no WCFV (média de 1,67 mg/L na fase I e 2,99 mg/L na fase II). Já no TS, na grande maioria das amostragens não foi detectada a presença deste íon (análises realizadas por cromatografia iônica). Isso ocorre devido à alta instabilidade do íon  $\text{N-NO}_2^-$ , o qual na presença de oxigênio é rapidamente convertido a  $\text{N-NO}_3^-$ .

Como pode ser observado na figura 50, grande parte da conversão de  $\text{N-NH}_4^+$  ao longo do período de monitoramento, foi devido à nitrificação. A nitrificação foi evidenciada a partir da amostragem de número 3 (55 dias após o início de operação) na qual a concentração de  $\text{N-NO}_3^-$  foi de 5,56 mg/L. As concentrações de  $\text{N-NO}_3^-$  a partir daí, aumentaram expressivamente, atingindo valores superiores a 20 mg/L nas 4 últimas amostragens (máximo de 28,90 mg/L). Considerando as quatro últimas amostragens, 58% do  $\text{N-NH}_4^+$  afluente foi transformado em  $\text{N-NO}_3^-$  no WCFV.

Figura 50 - Concentrações de  $\text{N-NH}_4^+$  e de  $\text{N-NO}_x^-$  ( $\text{N-NO}_2^-$  e  $\text{N-NO}_3^-$ ) afluentes e efluentes do WCFV ao longo do período de monitoramento'



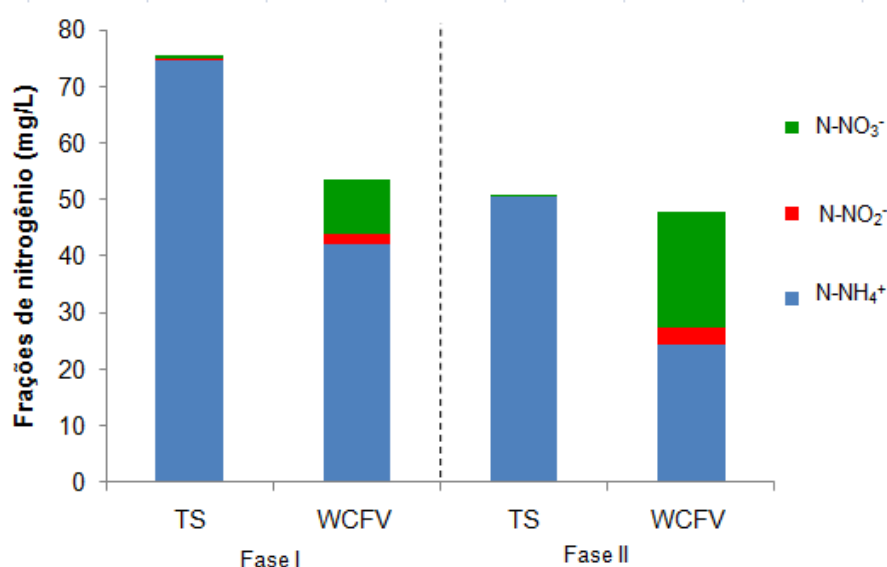
O WCFV apresentou as condições ambientais necessárias para ocorrência do processo de nitrificação, em termos de pH, alcalinidade, oxigênio dissolvido e temperatura. Em relação à temperatura, durante toda a fase II, tanto o afluente quanto o efluente do WCFV apresentaram valores superiores a 25° C, na faixa ótima para a nitrificação, que segundo Metcalf e Eddy (2003), é de 25 a 35°C.

É importante ressaltar que o aumento do número de pulsos na fase II (4 pulsos/d na fase I para 8 pulsos/d na fase II) afetou positivamente a nitrificação, ou seja, o intervalo de 1h e 15 min entre um pulso e outro na fase II se mostrou adequado para a obtenção de condições aeróbias no WCFV. O ideal é que para uma mesma taxa de aplicação hidráulica se utilize uma frequência de bateladas que permita a remoção de matéria orgânica carbonácea conjuntamente com a nitrificação. Esse é um aspecto operacional que merece atenção, pois, segundo Molle et al. (2006), quando se utiliza uma alta frequência de bateladas (mais doses de menor volume) ocorre uma melhoria na remoção de DQO, contudo, pode reduzir a oxigenação do material filtrante e assim, prejudicar a nitrificação.

Ao longo do tempo de operação, a nitrificação pode ser intensificada, com o desenvolvimento do biofilme e melhoria da remoção de matéria orgânica carbonácea. Com o aumento da remoção de carbono, a competição entre bactérias heterotróficas e nitrificantes diminui e possibilita melhoria na nitrificação. Em reatores com biofilmes, o estabelecimento de biomassa nitrificante depende da aplicação de menores cargas orgânicas (MOTA e VON SPERLING, 2009). Na prática, o controle da competição entre bactérias heterotróficas e nitrificantes é obtida com a aplicação de baixas cargas orgânicas, em torno de 2 a 6 g DBO/m<sup>2</sup>.d (RITTMANN e MCARTY, 2001). Como já mencionado, as cargas aplicadas neste estudo foram superiores, sendo em média 14,5 g DBO/m<sup>2</sup>.d (fase I) e 8,20 g DBO/m<sup>2</sup>.d (Fase II).

Na figura 51 são mostradas as proporções médias de N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, N-NO<sub>2</sub><sup>-</sup> e de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no afluente (TS) e no efluente do WCFV em cada fase operacional. Pode ser destacado que na fase I, principalmente, grande parte do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente ao WCFV pode ter sido assimilado pelas plantas, as quais estavam na fase inicial de desenvolvimento, fase na qual necessitam de maiores quantidades de nutrientes. Pelissari (2013), em um WCFV plantado com *Typha* sp, verificou que o teor de nitrogênio no tecido vegetal das macrófitas foi maior no início do desenvolvimento das plantas, coincidindo com as maiores velocidades de crescimento. Segundo Liu et al. (2011), no início do desenvolvimento das plantas, as células necessitam de grande quantidade de proteínas e ácidos nucléicos, fazendo com que os nutrientes sejam assimilados em maiores quantidades.

Figura 51 - Proporções médias de  $\text{N-NH}_4^+$ ,  $\text{N-NO}_2^-$  e de  $\text{N-NO}_3^-$  no afluente (TS) e no efluente do WCFV



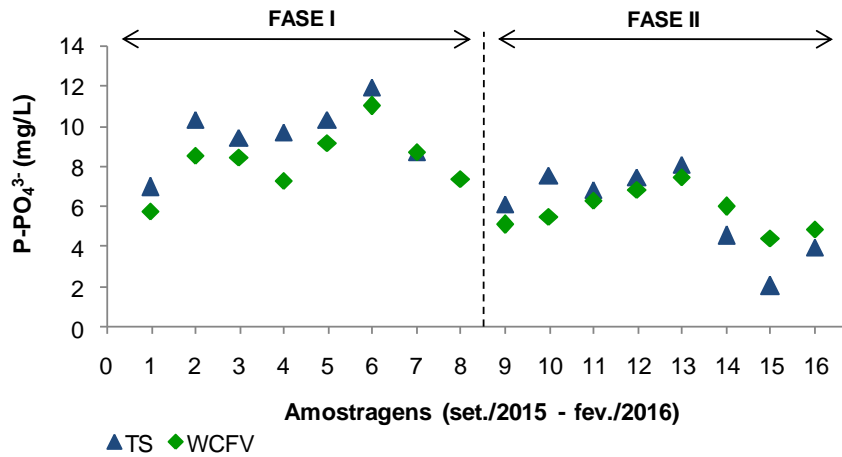
### 5.3.5 Fósforo

A variação das concentrações de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  afluentes e efluentes do WCFV ao longo das 16 amostragens realizadas é apresentada na figura 52. A média das eficiências de remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  considerando as 13 primeiras amostragens foi de 13%. Contudo, nas últimas três amostragens ocorreu um aumento nas concentrações efluentes, possivelmente devido à liberação do  $\text{P-PO}_4^{3-}$  anteriormente adsorvido no material filtrante do WCFV.

Os WCFV podem não ser eficientes na remoção de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  devido à alimentação intermitente e a consequente oxigenação do material filtrante que causa a dessorção e posterior liberação do fósforo junto com o efluente do tratamento (VYMAZAL, 2007). Para Stefanakis e Tsihrintzis (2012), as baixas remoções de  $\text{P-PO}_4^{3-}$  dos WCFV estão relacionadas ao baixo tempo de contato da água residuária com o material filtrante, sendo que, a eficiência na remoção de fósforo nesses sistemas geralmente é baixa, desde o início de operação.

Na Dinamarca, a orientação do Ministério do Meio Ambiente, para atingir boa eficiência na remoção de fósforo ao longo do tempo, em conjuntos de tanque séptico seguido de WCFV, aplicados ao tratamento de esgoto descentralizado, é que se faça a precipitação química do fósforo com a aplicação de policloreto de alumínio no tanque séptico (BRIX e ARIAS, 2005).

Figura 52 - Comportamento temporal das concentrações de  $P-PO_4^{3-}$  afluentes e efluentes do WCFV



### 5.3.6 Coliformes totais e *Escherichia coli*

O decaimento de coliformes totais e de *Escherichia coli* ao passar pelo TS e pelo WCFV no decorrer do período de monitoramento é apresentado nas figuras 53 e 54.

Quanto a coliformes totais, as concentrações médias no esgoto bruto foram de  $2,43 \times 10^7$  NMP/100mL na fase I e de  $2,07 \times 10^7$  NMP/100mL na fase II. No TS, as concentrações efluentes foram de  $6,46 \times 10^6$  NMP/100mL na fase I e de  $5,83 \times 10^6$  NMP/100mL na fase II, com eficiências médias de remoção de 0,60 e 0,49 log nas fases I e II, respectivamente. Já o WCFV, apresentou concentrações médias efluentes de  $3,68 \times 10^6$  NMP/100mL na fase I e de  $1,84 \times 10^6$  NMP/100mL na fase II, com eficiências de remoção médias de 0,23 log na fase I e de 0,45 log na fase II.

Em relação à *Escherichia coli*, as concentrações médias no esgoto bruto foram de  $6,86 \times 10^6$  NMP/100mL e de  $5,31 \times 10^6$  NMP/100mL nas fases I e II, respectivamente. As concentrações efluentes do TS foram de  $2,46 \times 10^6$  NMP/100mL na fase I e de  $2,03 \times 10^6$  NMP/100mL na fase II, sendo que essa unidade obteve eficiências de remoção médias de 0,49 e 0,37 log nas fases I e II, respectivamente. Entretanto, no WCFV, as eficiências médias de remoção foram de 0,22 na fase I e de 0,47 na fase II, com concentrações médias efluentes de  $1,44 \times 10^6$  NMP/100mL e  $6,97 \times 10^5$  NMP/100mL, nas fases I e II, respectivamente.

Figura 53 - Comportamento temporal das concentrações de coliformes totais no afluente (EB) e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV)

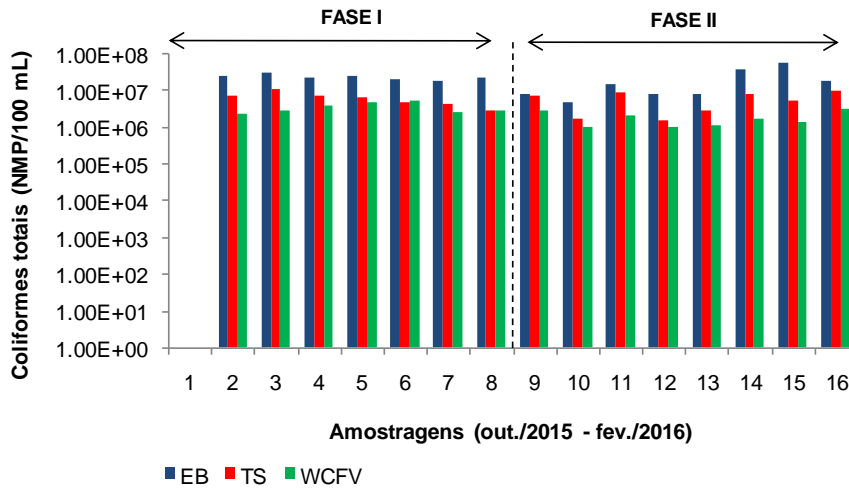
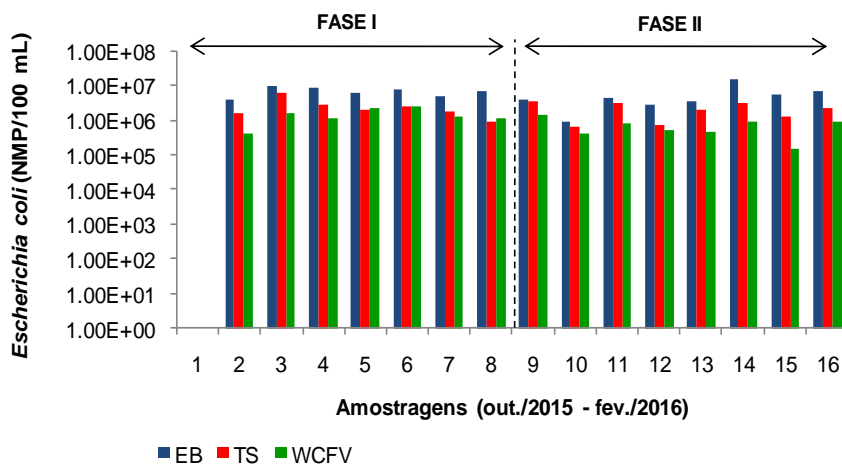


Figura 54 - Comportamento temporal das concentrações de *Escherichia coli* no afluente (EB) e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV)



Considerando o conjunto TS + WCFV, o decaimento global médio de coliformes totais foi de 0,83 na fase I e de 0,94 na fase II. Da mesma forma, para *E.coli* o decaimento global foi de 0,71 e 0,84 log, nas fases I e II, respectivamente. A baixa remoção de bactérias do grupo coliformes no WCFV de estudo pode estar associada ao tipo de material filtrante utilizado e à fase de desenvolvimento das plantas. Em *wetlands* com brita é mais difícil de obter remoção de patógenos devido ao mecanismo de filtração, se comparado com *wetlands* contendo areia como material filtrante (HOFFMAN et al., 2011). Outro fato importante é que as plantas

ainda estão em fase de desenvolvimento do sistema radicular, o qual tem um importante papel na retenção de organismos patogênicos nesses sistemas. Destaca-se que quando a baixa eficiência na remoção de coliformes persiste após o início de operação, pode-se adotar como tratamento complementar, unidades de desinfecção, tais como cloração, UV, entre outros.

## 6 CONCLUSÕES

Com base no monitoramento dos 5 (cinco) primeiros meses de operação de um sistema de tratamento de esgoto doméstico em escala real, composto por tanque séptico (TS) seguido de *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV), preenchido com brita e plantado com *Heliconia psittacorum*, pode-se concluir:

- Quanto ao desempenho do sistema experimental na partida operacional:
  - Considerando que não foi realizado inóculo no TS, tampouco no material suporte (brita) e a necessidade de desenvolvimento das plantas e do biofilme, tanto no material filtrante quanto nas raízes e rizomas das plantas no WCFV, as condições operacionais com as quais se trabalhou possibilitaram a adaptação dos microorganismos do sistema experimental (TS + WCFV) ao tratamento de esgoto doméstico.
  
- Quanto à hidrodinâmica do WCFV:
  - Os resultados obtidos, com base nos parâmetros calculados visando à avaliação do comportamento hidrodinâmico do WCFV (índice de dispersão de Morril, índice de curto-circuito, índice do tempo de retenção médio, índice de tempo modal de retenção e eficiência volumétrica), indicaram tendência do escoamento ao regime de mistura completa;
  - Depois de decorridos 3 meses do transplântio de *Heliconia psittacorum* no WCFV foi identificado que o tempo médio de detenção hidráulica ( $\bar{t}$ ) foi de 17 min, sendo este inferior ao  $\bar{t}$  obtido antes do transplântio ( $\bar{t} = 20$  min). Contudo, após 4 meses do transplântio, ocorreu um novo aumento no  $\bar{t}$ , o qual passou a 22 min. Dessa forma, constatou-se que o transplântio das macrófitas, num primeiro momento acarretou na redução do  $\bar{t}$  devido à formação de caminhos preferenciais no material filtrante (pelas raízes e rizomas das plantas). Por outro lado, o desenvolvimento das plantas levou ao aumento do  $\bar{t}$ , devido à interceptação da água residuária aplicada pela parte aérea das macrófitas, e também, possivelmente, devido à redução da permeabilidade do meio, ocasionada pelo crescimento das raízes e rizomas.

- Ao comparar volumes de pulsos diferentes, sendo testados volumes de 191 L (referente ao fracionamento da TAH diária em 8 pulsos) e de 383 L (referente ao fracionamento da TAH diária em 4 pulsos), foi constatado que a aplicação do pulso de menor volume (191 L) proporcionou um maior  $t$  (26 min).

- Quanto ao desempenho do sistema experimental na remoção de poluentes e na nitrificação:

- O TS foi responsável por remoções médias de 29%, 46% e 31% de DQO<sub>t</sub>, DBO<sub>t</sub> e SS, respectivamente, considerando apenas a fase I (período de 10/09/2015 – 04/01/2016). Já na fase II (período de 05/01/2016 – 02/02/2016), o TS atingiu remoções médias de 44%, 45% e 65% para DQO<sub>t</sub>, DBO<sub>t</sub> e SS, respectivamente, as quais foram superiores às eficiências tipicamente obtidas em tanques sépticos aplicados ao tratamento de esgotos;

- O WCFV, na fase I, submetido a uma TAH de 52,38 mm/d e aplicação de 4 pulsos por dia atingiu eficiências de remoção médias de: 40% para DQO (carga aplicada = 30,58 g DQO/m<sup>2</sup>.d); 40% para DBO (carga = 14,54 g DBO/m<sup>2</sup>.d); 32% para SS (carga = 13,11 g SS/ m<sup>2</sup>.d) e; 44% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (carga = 3,93 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.d). A nitrificação iniciou 55 dias após o início de operação, sendo que nesta fase a concentração média de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> formado foi de 8,33 mg/L. Para P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, a eficiência de remoção média foi de 13%. Quanto a coliformes totais e *Escherichia coli*, foram removidos em média 0,23 e 0,22 unidades logarítmicas, respectivamente.

- Na fase II, o WCFV submetido a uma TAH de 54,54 mm/d e aplicação de 8 pulsos por dia atingiu eficiências de remoção médias de: 55% em termos DQO (carga aplicada = 16,87 g DQO/m<sup>2</sup>.d); 61% para DBO (carga = 8,18 g DBO/m<sup>2</sup>.d); 38% para SS (carga = 4,21 g SS/m<sup>2</sup>.d) e; 51% para N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (carga = 2,75 g N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup>/m<sup>2</sup>.d). As concentrações de N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> atingiram nas últimas amostragens, valores superiores a 20 mg/L (máximo de 28,90 mg/L), quando foi constatado que cerca de 58% do N-NH<sub>4</sub><sup>+</sup> afluente foi transformado em N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> no WCFV. Contudo, o WCFV não foi eficiente na remoção de P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>. Quanto a coliformes totais e *Escherichia coli*, foram removidos em média 0,45 e 0,47 unidades logarítmicas, respectivamente.

- O sistema experimental (TS + WCFV) atendeu em todas as amostragens realizadas durante a fase II, concentrações de matéria orgânica carbonácea e sólidos no efluente final em concordância com os padrões estabelecidos pelas



Resoluções CONAMA nº 430/2011 e CONSEMA nº 128/2006. Além disso, o sistema TS + WCFV obteve eficiências dentro na faixa esperada para conjuntos compostos por TS + filtro de areia ou TS + vala de infiltração, cujo projeto, construção e operação das unidades de tratamento secundário são normatizados pela NBR 13.969/1997 (ABNT, 1997).

- Quanto à influência das condições hidrodinâmicas no tratamento:
  - Foi observado que na fase II, o fracionamento da TAH de projeto (61,22 mm/d) em 8 pulsos por dia (resultando em pulsos de menor volume, 187,5 L/pulso), possibilitou melhoria nas eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos e também na nitrificação. Portanto, o melhor desempenho do WCFV obtido na fase II está relacionado ao aumento do tempo médio de detenção hidráulica no WCFV, o que foi evidenciado por meio dos testes hidrodinâmicos. Porém, é importante destacar que as cargas aplicadas foram diferentes nas duas fases, sendo que devido às concentrações de matéria orgânica mais baixas, as cargas aplicadas foram menores na fase II, o que também pode ter contribuído para um melhor desempenho de tratamento nessa fase.



## 7 RECOMENDAÇÕES

Com base na metodologia utilizada e nos resultados obtidos com esta pesquisa, recomenda-se:

- Monitoramento e controle operacional da ETE experimental com a utilização de *data loggers* acoplados aos medidores de vazão ultrassônicos e eletromagnéticos e transmissão dos dados de vazão por telemetria;

- Manter o monitoramento físico-químico e bacteriológico semanal a fim de avaliar o comportamento do sistema no decorrer do tempo, incluindo as variações sazonais;

- Realizar também análises de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) no efluente e dos teores de nitrogênio no tecido foliar da *Heliconia* sp., a fim de possibilitar o cálculo do balanço de nitrogênio no WCFV;

- Utilizar técnicas de biologia molecular para avaliação do biofilme (rizoma e material suporte), para melhor entendimento da remoção da matéria orgânica carbonácea e da nitrificação no WCFV;

- Realizar balanço hídrico no WCFV para quantificar a evapotranspiração da cultura utilizada (*Heliconia psittacorum*), nas condições do clima local (subtropical úmido) e para obter eficiências de remoção de poluentes em termos de carga;

- Realizar testes hidrodinâmicos periódicos de modo a avaliar o efeito do acúmulo de sólidos, do crescimento do biofilme e das raízes das plantas ao longo do tempo de operação, que possibilitem a obtenção de conclusões efetivas para projeto e operação de WCFV preenchidos com brita, plantados com *Heliconia psittacorum* e empregados no tratamento de esgoto doméstico;

- Avaliar o desempenho da ETE sob a aplicação de diferentes cargas orgânicas e de sólidos;

- Estudar a viabilidade da desnitrificação na ETE experimental, por meio da recirculação do esgoto nitrificado no WCFV para o tanque séptico;

- Buscar alternativas para remoção de fósforo no sistema experimental;

- Estudar a possibilidade de desinfecção do efluente final.



## REFERÊNCIAS

- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7217:** Agregados – Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro, 1987.
- ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229:** Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- 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.
- ADRADOS, B.; SÁNCHEZ, 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.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.
- 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, Abril, 2001.
- BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430/2011:** Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15/02/2016.
- BRASIL, M. da S.; MATOS, A. T. de. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.
- BORGES, A. C.; MATOS, A. T. de; CALIJURI, M. do C.; OLIVEIRA, G. H. H. de; ROLDÃO, J. S. F. Uso de traçadores para avaliação da hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. **Eng. Agríc., Jaboticabal**, v.29, n.2, p.301-310, 2009.
- BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, p.491-500, 2005.
- BRIX, H., KOOTTATEP, T., LAUGESSEN, C.H. Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. **Water Sci. Technol.** 56, p. 69–74, 2007.
- BRIX, H.; KOOTTATEP, T.; FRYD, O.; LAUGESSEN, C. H. The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi - System design and lessons

learned during implementation and operation. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 729–735, 2011.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. de B.; CAPELETE, B.C.; DIAS, E. H. O. Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/ *Wetlands* construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CASSINI, S. T.; AVELAR, J. C.; GONÇALVES, R. F.; PINOTTI, L. M.; KELLER, R. Evaluation of steel slag as filter bed of constructed wetland in post treatment of Anaerobic Baffled Reactor treating wastewater. In: *12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, Italy*. v. 1, p. 219-226, 2010.

COLLAÇO, A de B. **Uso de pneu “picado” como meio suporte de leitos cultivados para o tratamento de esgoto sanitário oriundo de uma E.T.E. convencional**. 77f. Dissertação (Mestrado) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2001.

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

COTA, R. da S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R.C.S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and unplanted vertical-flow constructed wetlands. In: *12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, Italy*. v.1, p.250-257, 2010.

COTA, R. da S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais plantados e não plantado com alimentação em pulso, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 215f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2011.

EL HAFIANE, F.; EL HAMOURI, B. Subsurface-horizontal flow constructed wetlands for polishing high rate ponds effluent. In: *6<sup>th</sup> International Conference on Waste Stabilisation Ponds and 9<sup>th</sup> International Conference on Wetland System for Water Pollution Control*. Proceedings. Avignon, France. p. 141-145, 2004.

GARCIA, J.; AGUIRRE, P.; BARRAGAN, J.; MUJERIEGO, R.; MATAMOROS, V.; BAYONA, J.M. Effect of key design parameters on the efficiency of horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**. v. 25, p. 405-418, 2005.

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

GIRALDI, D.; VITTURI, M. de M.; ZARAMELLA, M.; MARION, A.; IANNELLI, R. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with

rhodamine WT and numerical modeling. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 265-273, 2009.

HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: a practical guide. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 7,n. 3-4, p. 269-282, 2007.

HEADLEY, T.; NIVALA, J.; KASSA, K.; OLSSON, L.; WALLACE, S.; BRIX, H.; VAN AFFERDEN, M.; MÜLLER, R. Escherichia coli removal and internal dynamics in subsurface flow ecotechnologies: effects of design and plants. **Ecol. Eng.**, v. 61, p. 564–574, 2013.

HOFFMANN, H.; COSTA, T. B. da; WOLFF, D. B.; PLATZER, C.; COSTA, R. H. R. da. The potential of denitrification for the stabilization of activated sludge processes affected by low alkalinity problems. **Braz. arch. biol. technol**, v. 50, n. 2, Curitiba, 2007.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E. v. **Technology review of constructed wetlands**: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Sustainable sanitation – ecosan program. Germany, 2011.

INMET – INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Estações automáticas**. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=estacoes/estacoesAutomaticas>>. Acesso em: 22 fev./2016.

KADLEC, R. H., KNIGHT, R. L., VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P., HABERL, R. **Constructed wetlands for pollution control**: processes performance, design and operation. IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control. Scientific and Technical Report, 2000.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Boca Raton, Florida, EUA, 1016 p., 2009.

KASEVA, M. E. Performance of a sub-surface flow constructed wetlands in polishing pre-treated wastewater- a tropical study. **Water Reserch**, v.37, p. 681-687, 2004.

KNOWLES, P.; DOTRO,G.; NIVALA, J.; GARCÍA, J. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Occurrence and contributing factors. **Ecological Engineering**, v.37, p.99-112, 2011.

KONNERUP, D.; KOOTTATEP, T.; BRIX, H. Treatment of domestic wastewater in tropical, subsurface flow constructed wetlands planted with Canna and Heliconia. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 248–257, 2009.

LEAL, F.K.; MONTEGGIA, L.O. Avaliação da remoção de matéria orgânica em banhados construídos com utilização de diferentes meios suportes. In: *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. PEN-DRIVE, 2011.

LEVENSPIEL, O. **Chemical Reaction Engineering**. Third Edition, John Wiley & Sons: New York, 1999.

LIN, A. Y. C.; DEBROUX, J. F.; CUNNINGHAM, J. A.; REINHARD, M. Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 75-88, 2003.

LIU, S.; YAN, B.; WANG, L. The layer effect in nutrient removal by two indigenous plant species in horizontal flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 37 p. 2101-2104, 2011.

MAGRI, M.E.; SUNTTI, C.; VOLTOLINI, C.A.; PHILIPPI, L.S. Performance of different macrophytes species in constructed wetland systems for anaerobic sludge dewatering, experiences from Southern Brazil. In: *12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, Italy*. v.2, p.1377-1384, 2010.

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

MANNARINO, C. F.; FERREIRA, J. A.; CAMPOS, J. C.; RITTER, E. *Wetlands* para tratamento de lixiviados de aterros sanitários: Experiências no aterro sanitário de Piraí e no aterro metropolitano de Gramacho (Rj). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 2, n. 2, p. 108-112, 2006.

MARTINS, L.L.; ALMEIDA, R de A.; PITALUGA, D.P da S. Eficiência de espécies vegetais e sentidos de fluxo no tratamento de esgoto sanitário por Zona de Raízes. In: *25° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Recife*: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. CD-ROM, 2009.

MATOS, A. T. de; ABRAHÃO. S. S.; BORGES, A. C.; MATOS, M. P. de. Influência da taxa de carga orgânica no desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com forrageiras. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 15, n. 1, p. 83-92, 2010.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; VALENTIM, M.A.A. Leito cultivado (*constructed wetland*) de fluxo vertical por batelada no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: *22° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. CD-ROM, 2003.

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, R. de; KÖNIG, A.; COURA, M. de A. Análise de componentes principais de um sistema de terras úmidas construídas. In: *23° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. CD-ROM, 2005.



METCALF & EDDY. Inc. **Wastewater Engineering treatment. Disposal Reuse.** 4 ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815 p., 2003.

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

MONTEIRO, V. R. C.; SEZERINO, P. H. Monitoramento de wetlands construídos de escoamento horizontal e vertical empregados no tratamento de águas cinzas. In: *2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos*: UTFPR. Curitiba, 2015.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. (coordenadores). Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e remoção. Projeto PROSAB. 428 p. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

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

NOGUEIRA, S.F. **Balço de nutrientes e avaliação de parâmetros biogeoquímicos em áreas alagadas construídas para o tratamento de esgoto.** 139f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2003.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos.** 113 f. Dissertação (Mestrado) – Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

OLIJNYK, D.P.; HOFMANN, S.M.; SEZERINO, P.H.; PHILIPPI, L.S. Nitrogen budget in vertical flow constructed wetlands for domestic wastewater treatment. In: *XXXI Congresso Interamericano AIDIS, Santiago – Chile*: AIDIS. CD-ROM, 2008.

ORSI, B. C.; MELLO, D. de; MARCELINO, G. R.; PASSIG, F. H.; CARVALHO, K. Q. de. Comparação de wetlands construídos de fluxo vertical e horizontal no tratamento de esgoto sanitário. In: *2º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands Construídos*: UTFPR, Curitiba, 2015.

PEDESCOLL, A.; CORZO, A.; ÁLVAREZ, E.; GARCÍA, J.; PUIGAGUT, J. The effect of primary treatment and flow regime on clogging development in horizontal subsurface flow constructed wetlands: an experimental evaluation. **Water Res.**, v. 45, 3579–3589, 2011.

PELISSARI, C.; DECEZARO, S. T.; BENTO, A. P.; WOLFF, D. B.; SEZERINO, P. H. Wetlands construídos aplicados no tratamento de efluente de bovinocultura leiteira. In: *2º Simpósio Brasileiro sobre wetlands construídos*: UTFPR, Curitiba, 2015.

PELISSARI, C.; SEZERINO, P. H.; DECEZARO, S. T.; WOLFF, D. B.; BENTO, A. P.; CARVALHO JR, O. de; PHILIPPI, L. S. Nitrogen transformation in horizontal and

vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**, v. 73, p. 307–310, 2014.

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

PELLISSARI, C.; FURTADO, D. F. de C.; SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (*wetlands* contruídos) empregados no tratamento complementar de efluentes de tanque séptico: início de operação. In: *26º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. PEN-DRIVE, 2011.

PENIDO, R. C. S. **Avaliação hidráulica de leitos de fluxo vertical plantados e não plantado em escala de demonstração**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2009.

PHILIPPI, L. S.; PELLISSARI, C.; FURTADO, D. F. C.; SEZERINO, P.H. Hybrid constructed wetlands used in the treatment of domestic wastewater in rural area in south of Brazil – implementation and monitoring of the initial phase of operation. In: *12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*: Venice, Italy. v. 2, p.1444-1449, 2010.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: Utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor. Florianópolis/SC, 2004.

PHILIPPI, L.S.; SEZERINO, P.H.; BENTO, A.P.; MAGRI, M.E. Vertical flow constructed wetlands for nitrification of anaerobic pond effluent in southern Brazil under different loading rates. In: *10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*: Lisboa-Portugal. p. 631-639, 2006.

PHILIPPI, L.S.; PELLISSARI, C.; FURTADO, D.F.C.; SEZERINO, P.H. Hybrid constructed wetlands used in the treatment of domestic wastewater in rural area in south of Brazil – implementation and monitoring of the initial phase of operation. In: *12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*: Venice, Italy. v.2, p.1444-1449, 2010.

PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Sci. Tech**, v. 40, n.3, p. 257-263, 1999.

PLATZER, C.; SENF, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W.; COSTA, R. H. R. da. Dimensionamento de wetland de fluxo vertical com nitrificação – Adaptação de modelo europeu para as condições climáticas do Brasil. In: *24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental*: ABES, Belo Horizonte, 2007.

RIO GRANDE DO SUL. CONSEMA - Conselho Estadual Do Meio Ambiente. **Resolução nº128/2006**: Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus Efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <[http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod\\_menu=216&cod\\_conteudo=7206](http://www.sema.rs.gov.br/conteudo.asp?cod_menu=216&cod_conteudo=7206)>. Acesso em: 15/02/2016.

RITTMANN, B; MCARTY, P. Environmental Biotechnology: principles and applications. New York: McGraw-Hill International Editions, 754 p., 2001.

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.

SALATI JR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. Wetlands projects developed in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 19-25, 1999.

SANTOS, R. M. F. dos. **Pós-tratamento de esgoto**: sistema sequencial de leitos cultivados (*Constructed Wetlands*) vertical e horizontal. 180f. Dissertação (Mestrado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.

SCHOLZ, M. **Seasonal Assessment of Vertical-Flow Wetlands Treating Domestic Wastewater**. Wetlands for Water Pollution Control, cap. 4, 2 ed., p. 389-400, 2016.

SEIDEL, K. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, v. II. **Hydrobotanische Reinigungsmethode**. GWF Wasser/Abwasser, v. 30, p. 831-833, 1965.

SENGEWEIN, H. -G. **Das Sauerstoff-Belebungsverfahren: Abwasserreinigung mit reinem Sauerstoff**. Academia-Verl. Richarz. St. Augustin, 1989.

SEZERINO, P. H.; REGINATTO, V.; SANTOS, M. A.; KAISER, K.; KUNST, S.; PHILIPPI, L. S.; SOARES, H. M. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Water Science and Technology**, London, v. 48, n. 2, p. 129-135, 2003.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (*constructed wetlands*) no pós- tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171f .Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2006.

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

SEZERINO, P. H.; 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. **Eng Sanit Ambient.** v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

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

SILVA, S. C. da. **Wetlands construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** 231f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto – 2013.** Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília: SNSA/MCIDADES, 181 p., 2014.

SOHSALAM, P.; ENGLANDE, A. J.; SIRIANUNTAPIBOON, S. Seafood wastewater treatment in constructed wetland: tropical case. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 1218–1224, 2008.

SOUZA, J. T de.; HAANDEL, A. C. van.; GUIMARÃES, A. V. A. Comparação entre sistemas *wetlands* tratando efluente anaeróbio. In: *21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, João Pessoa*: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental – ABES. CD-ROM, 2001.

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

STOTTMEISTER, U.; WIEßNER, A.; KUSCHK, P.; KAPPELMEYER, U.; KASTNER, M.; BEDERSKI, O.; MULLER, R. A.; MOORMANN, H. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 93– 117, 2003.

SUNTTI, C.; MAGRI, M.E.; PHILIPPI, L.S. Treatment and dewatering of septic tank sludge by constructed wetlands in Southern Brazil. In: *12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control: Venice, Italy.* v.2, p.965-972, 2010.

TANNER C. C, KADLEC, R. H, GIBBS, M. M, SUKIAS, J. P. S, NGUYEN L. M. Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 499–520, 2002.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research.** v. 43, p. 1851-1858, 2009a.

TORRENS, A.; MOLLE, P.; BOUTIN, C.; SALGOT, M. Removal of bacterial and viral indicators in vertical flow constructed wetlands and intermittent sand filters. **Desalination**, v. 246, p. 169–178, 2009b.

VARGA, D. L.; DÍAZ, M. A.; RUIZ, I.; SOTO, M. Avoiding clogging in constructed wetlands by using anaerobic digesters as pre-treatment. **Ecological Engineering**, v. 52, p.262-269, 2013.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. v. 1, 3 ed., Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment**. London: IWA Publishing, 208 p., 2007.

VYMAZAL, J. **Algae and element cycling in wetlands**. Chelsea, Michigan: Lewis Publishers; 698 p., 1995.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 475-477, 2005.

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

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**. v. 2, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. Emergent plants used in free water surface constructed wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 582-592, 2013.

WANG, R.; KORBOULEWSKY, N.; PRUDENT, P.; DOMEIZEL, M.; ROLANDO, C.; BONIN, G. Feasibility of using an organic substrate in a wetland system treating sewage sludge: impact of plant species. **Bioresour. Technol.** v. 101, p. 51–57, 2010.

WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Wetland residence time distribution modeling. **Ecol. Eng.**, v. 15, p. 77–90, 2000.

WIESMANN, U. Biological Nitrogen Removal from Wastewater. Adv. in Biochemical Engineering. Biotechnology. v. 51. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, 1994.

WINWARD, G. P.; AVERY, L. M.; FRAZER-WILLIAMS, R.; PIDOU, M.; JEFFREY, P.; STEPHENSON, T.; JEFFERSON, B. A study of the microbial quality of grey water and an evaluation of treatment technologies for reuse. **Ecol. Eng.**, v. 32, n. 2, p. 187-197, 2008.

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, H.; ZHANG, J.; NGO, H. H.; GUO, W.; HU, Z.; LIANG, S.; FAN, J.; LIU, H. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594–601, 2015.

WU, S.; CARVALHO, P. N.; MULLER, J. A.; MANOJ, V. R.; DONG, R. Sanitation in constructed wetlands: A review on the removal of human pathogens and fecal indicators. **Science of the Total Environment**, v. 541, p. 8-22, 2016.

YAN, Y., XU, J. Improving winter performance of constructed wetlands for wastewater treatment in Northern China: a review. **Wetlands**. v. 34, p. 243–253, 2014

YAO, K. M.; HABIBIAN, M. T.; O'MELIA, C. R. Water and wastewater filtration: Concepts and Applications. **Environmental Science & Technology**. v. 5, n. 11, p. 1105-1112. 1971. Disponível em: <<http://bioe.orst.edu/Courses/Colloid%20Transport/documents/YaoetalEST1971.pdf>>. Acesso em: 02 set. 2015.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 219 f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo; Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2008.

ZHAO, L.; ZHU, W.; TONG, W. Clogging processes caused by biofilm growth and organic particle accumulation in lab-scale vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, p. 750–757, 2009.

## APÊNDICE A – Dados brutos referentes aos testes hidrodinâmicos

### Teste A

Data de realização do teste: 28/09/2015 (antes do transplante das macrófitas)

Hora do pulso: 12:14h

Volume aplicado no pulso: 372 L

Duração do pulso: 4 min

Vazão afluente: 93 L/min

TAH: 3,8 mm/min

Fluorescência afluente: 178,57

Concentração afluente: 53,80 µg/L

Massa afluente: 20014,75 µg

Recuperação do volume: 86,93%

Recuperação de massa: 22,54%

Tabela A.1 – Dados brutos obtidos com a realização do teste A

Hora	Tempo (s)	Volume (L)	Abs.	Vazão (L/min)	Vol. (L)	Vol. acumulado (L)	Conc. (µg/L)	Tempo (min)	Carga (µg/min)
12:10	15	0.05	2.367	0.20	0.00	0.00	0.54	0	0.00
12:15	8.19	0.21	4.182	1.54	1.54	1.54	1.09	1	1.67
12:16	7.47	1.18	25.83	9.48	9.48	11.02	7.63	2	72.33
12:18	4.12	1.45	53.81	21.12	42.23	53.25	16.09	4	339.75
12:20	4.5	1.55	51.59	20.67	41.33	94.58	15.42	6	318.65
12:21	5.47	1.4	49.25	15.36	15.36	109.94	14.71	7	225.91
12:23	6.87	1.6	48.84	13.97	27.95	137.89	14.59	9	203.84
12:24	6.59	1.39	48.91	12.66	12.66	150.54	14.61	10	184.87
12:25	6.81	1.27	48.65	11.19	11.19	161.73	14.53	11	162.58
12:27	7.47	1.3	46.38	10.44	20.88	182.62	13.84	13	144.55
12:29	7.41	1.1	44.72	8.91	17.81	200.43	13.34	15	118.83
12:31	9.43	1.19	43.28	7.57	15.14	215.57	12.91	17	97.72
12:33	11.06	1.24	43.26	6.73	13.45	229.03	12.90	19	86.78
12:34	11.28	1.08	43.03	5.74	5.74	234.77	12.83	20	73.71
12:36	13.19	1.12	44.25	5.09	10.19	244.96	13.20	22	67.25
12:42	20.88	1.01	44.6	2.90	17.41	262.37	13.31	28	38.62
12:45	21.41	0.84	45.65	2.35	7.06	269.44	13.62	31	32.07
12:48	29.78	1.02	44.83	2.06	6.17	275.60	13.37	34	27.49
12:51	20.1	0.59	44.48	1.76	5.28	280.89	13.27	37	23.37
12:52	21.75	0.57	44.88	1.57	1.57	282.46	13.39	38	21.05
12:56	28.69	0.63	43.03	1.32	5.27	287.73	12.83	42	16.90
13:04	35.97	0.58	43.45	0.97	7.74	295.47	12.96	50	12.54
13:12	38.96	0.48	44.5	0.74	5.91	301.38	13.28	58	9.81
13:19	24.37	0.24	44.65	0.59	4.14	305.52	13.32	65	7.87
13:36	47.72	0.31	44.05	0.39	6.63	312.14	13.14	82	5.12
14:02	68	0.33	43.69	0.29	7.57	319.71	13.03	108	3.79
14:16	43.69	0.19	42.93	0.26	3.65	323.37	12.80	122	3.34

### Teste B

Data de realização do teste: 04/01/2016 (93 dias após o transplante das macrófitas)

Hora do pulso: 13:40h

Volume aplicado no pulso: 383 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 191,5 L/min

TAH: 7,82 mm/min

Fluorescência afluente: 656,53

Concentração afluente: 198,29 µg/L

Massa afluente: 75945,53 µg

Recuperação do volume: 93,24%

Recuperação de massa: 49,69%

Tabela A.2 – Dados brutos obtidos com a realização do teste B

Hora	Tempo (s)	Volume (L)	Volume corrigido (L)*	Abs.	Vazão (L/min)	Vol. (L)	Vol. acumulado (L)	Conc. (ug/L)	Tempo (min)	Carga (ug/min)
13:37	24	0.14	0.14	31.45	0.35	0.00	0.00	9.33	0	0.00
13:40	13.88	0.07	0.07	26.23	0.30	0.00	0.00	7.75	0	2.35
13:42	6.35	1.45	1.45	365.1	13.70	27.40	27.40	110.19	2	1509.71
13:43	4	1.8	1.8	446.4	27.00	27.00	54.40	134.77	3	3638.75
13:44	4.78	1.65	1.65	422.3	20.71	20.71	75.11	127.48	4	2640.34
13:46	4.91	1.5	1.5	413.3	18.33	36.66	111.77	124.76	6	2286.89
13:48	6.31	1.5	1.5	390.1	14.26	28.53	140.30	117.75	8	1679.46
13:50	5.28	1.2	1.2	373.1	13.64	27.27	167.57	112.61	10	1535.59
13:52	8.15	1.5	1.5	358.9	11.04	22.09	189.66	108.32	12	1196.14
13:53	7.87	1.35	1.35	348.3	10.29	10.29	199.95	105.11	13	1081.85
13:54	8.19	1.25	1.25	342.3	9.16	9.16	209.11	103.30	14	945.96
13:56	9.69	1.2	1.2	337.8	7.43	14.86	223.97	101.94	16	757.44
13:58	11.5	1.3	1.3	337.6	6.78	13.57	237.53	101.88	18	691.00
13:59	8.72	0.9	0.86	339.3	5.92	5.92	243.45	102.39	19	605.90
14:05	11.6	0.8	0.76	334.1	3.93	23.59	267.04	100.82	25	396.33
14:07	12.13	0.725	0.685	328.9	3.39	6.78	273.81	99.25	27	336.28
14:09	15.28	0.85	0.81	322.5	3.18	6.36	280.17	97.31	29	309.52
14:13	17.03	0.725	0.685	307.4	2.41	9.65	289.83	92.75	33	223.84
14:15	18.25	0.725	0.685	308.4	2.25	4.50	294.33	93.05	35	209.56
14:18	26.28	0.85	0.81	298	1.85	5.55	299.88	89.91	38	166.27
14:20	18.9	0.55	0.51	292.4	1.62	3.24	303.12	88.21	40	142.82
14:22	25.34	0.67	0.63	289.7	1.49	2.98	306.10	87.40	42	130.37
14:25	25.31	0.625	0.585	282.6	1.39	4.16	310.26	85.25	45	118.23
14:28	33.5	0.75	0.71	269.9	1.27	3.81	314.08	81.41	48	103.53
14:31	25.09	0.525	0.485	270.6	1.16	3.48	317.56	81.62	51	94.67
14:33	26.47	0.5	0.46	265.4	1.04	2.09	319.64	80.05	53	83.47
14:39	24.62	0.4	0.36	254.7	0.88	5.26	324.91	76.82	59	67.40
14:41	28.31	0.45	0.41	251.5	0.87	1.74	326.64	75.85	61	65.91
14:47	31.59	0.45	0.41	233.8	0.78	4.67	331.32	70.50	67	54.90
14:50	30.25	0.4	0.36	230.7	0.71	2.14	333.46	69.56	70	49.67
14:55	36.19	0.44	0.4	219.6	0.66	3.32	336.77	66.21	75	43.91
14:58	34.78	0.4	0.36	213.8	0.62	1.86	338.64	64.45	78	40.03
15:00	34.25	0.375	0.335	210.9	0.59	1.17	339.81	63.58	80	37.31
15:05	29.85	0.26	0.22	199.2	0.44	2.21	342.02	60.04	85	26.55
15:07	17.75	0.15	0.11	200.8	0.37	0.74	342.77	60.52	87	22.50
15:13	37.65	0.325	0.285	187.1	0.45	2.73	345.49	56.38	93	25.61
15:18	36.87	0.325	0.285	184.3	0.46	2.32	347.81	55.54	98	25.76
15:21	36.69	0.3	0.26	180.6	0.43	1.28	349.09	54.42	101	23.14
15:25	41.56	0.325	0.285	177.4	0.41	1.65	350.73	53.45	105	21.99
15:28	41.72	0.325	0.285	173.6	0.41	1.23	351.96	52.30	108	21.44
15:30	54.93	0.4	0.36	173.9	0.39	0.79	352.75	52.39	110	20.60
15:34	57.19	0.4	0.36	168.5	0.38	1.51	354.26	50.76	114	19.17
15:37	56.75	0.375	0.335	158.4	0.35	1.06	355.32	47.71	117	16.90
15:40	62.63	0.425	0.385	165.2	0.37	1.11	356.43	49.76	120	18.35
15:42	62.25	0.4	0.36	162.5	0.35	0.69	357.12	48.95	122	16.98

### Teste C

Data de realização do teste: 11/01/2016 (100 dias após o transplante das macrófitas)

Hora do pulso: 14:56h

Volume aplicado no pulso: 191 L

Duração do pulso: 1 min

Vazão afluente: 191 L/min

TAH: 7,8 mm/min

Fluorescência afluente: 257,37

Concentração afluente: 77,62 µg/L

Massa afluente: 14826,21 µg

Recuperação do volume: 69,08%

Recuperação de massa: 28,16%



Tabela A.3 – Dados brutos obtidos com a realização do teste C

Hora	Tempo (s)	Volume (L)	Abs.	Vazão (L/min)	Vol. (L)	Vol. acumulado (L)	Conc. (ug/L)	Tempo (min)	Carga (ug/min)
14:38	31	0.05	15.15	0.10	0.00	0.00	4.40	0	0.00
14:58	7.34	0.7	140.4	5.72	11.44	11.44	42.27	2	241.85
14:59	8.52	0.85	141.8	5.99	5.99	17.43	42.69	3	255.53
15:00	6.66	0.6	137.6	5.41	5.41	22.84	41.42	4	223.89
15:01	10.59	0.9	133.4	5.10	5.10	27.93	40.15	5	204.73
15:02	9.94	0.75	127.5	4.53	4.53	32.46	38.37	6	173.69
15:04	8.03	0.6	115.5	4.48	8.97	41.43	34.74	8	155.74
15:05	11.94	0.75	109.5	3.77	3.77	45.20	32.92	9	124.09
15:06	14.93	0.85	103.3	3.42	3.42	48.61	31.05	10	106.07
15:07	14.38	0.75	99.83	3.13	3.13	51.74	30.00	11	93.88
15:10	14.56	0.6	99.83	2.47	7.42	59.16	30.00	14	74.18
15:11	13.91	0.6	91.1	2.59	2.59	61.75	27.36	15	70.82
15:13	16.47	0.6125	90.98	2.23	4.46	66.21	27.33	17	60.97
15:14	20.03	0.7	90.81	2.10	2.10	68.31	27.27	18	57.19
15:18	23.44	0.65	89.91	1.66	6.66	74.96	27.00	22	44.93
15:20	25.1	0.65	88.72	1.55	3.11	78.07	26.64	24	41.40
15:22	26.06	0.64	89.8	1.47	2.95	81.02	26.97	26	39.74
15:23	19.57	0.45	92.32	1.38	1.38	82.40	27.73	27	38.26
15:24	26.15	0.57	91.59	1.31	1.31	83.70	27.51	28	35.98
15:26	19.22	0.4	92.9	1.25	2.50	86.20	27.91	30	34.85
15:27	28.87	0.53	89.98	1.10	1.10	87.30	27.02	31	29.77
15:30	20.28	0.35	90.45	1.04	3.11	90.41	27.17	34	28.13
15:32	25.75	0.4	95.44	0.93	1.86	92.27	28.67	36	26.73
15:34	25.18	0.375	96.1	0.89	1.79	94.06	28.87	38	25.80
15:36	24.53	0.39	96.49	0.95	1.91	95.97	28.99	40	27.66
15:39	37.28	0.48	96.56	0.77	2.32	98.29	29.01	43	22.41
15:41	13.12	0.16	97.2	0.73	1.46	99.75	29.21	45	21.37
15:43	19.21	0.21	98.2	0.66	1.31	101.06	29.51	47	19.35
15:45	39.94	0.45	97.98	0.68	1.35	102.41	29.44	49	19.90
15:47	22.22	0.25	99.27	0.68	1.35	103.76	29.83	51	20.14
15:49	33.41	0.35	100.5	0.63	1.26	105.02	30.20	53	18.98
15:51	30.47	0.31	101.3	0.61	1.22	106.24	30.45	55	18.59
15:53	35.59	0.36	99.38	0.61	1.21	107.46	29.87	57	18.13
15:55	38.97	0.361	98.23	0.56	1.11	108.57	29.52	59	16.41
15:57	26.53	0.24	98.26	0.54	1.09	109.65	29.53	61	16.03
15:59	39.03	0.33	95.9	0.51	1.01	110.67	28.81	63	14.62
16:01	42.09	0.37	93.73	0.53	1.05	111.72	28.16	65	14.85
16:04	37.72	0.3	93.82	0.48	1.43	113.15	28.18	68	13.45
16:06	36.62	0.29	92.07	0.48	0.95	114.10	27.66	70	13.14
16:09	36.31	0.27	91.38	0.45	1.34	115.44	27.45	73	12.25
16:11	24.44	0.18	91.38	0.44	0.88	116.33	27.45	75	12.13
16:13	14.13	0.09	90.88	0.38	0.76	117.09	27.30	77	10.43
16:15	44.2	0.19	88.21	0.26	0.52	117.61	26.49	79	6.83
16:17	28.85	0.18	88.23	0.37	0.75	118.36	26.49	81	9.92
16:18	44.28	0.3	87.99	0.41	0.41	118.76	26.42	82	10.74
16:20	29.75	0.185	86.1	0.37	0.75	119.51	25.85	84	9.65
16:22	25.22	0.15	85.29	0.36	0.71	120.22	25.61	86	9.14
16:24	30.29	0.185	85.66	0.37	0.73	120.96	25.72	88	9.42
16:26	25.68	0.15	84.19	0.35	0.70	121.66	25.27	90	8.86
16:30	58.18	0.34	82.03	0.35	1.40	123.06	24.62	94	8.63
16:32	30.53	0.17	80.87	0.33	0.67	123.73	24.27	96	8.11
16:34	34.62	0.21	79.91	0.36	0.73	124.45	23.98	98	8.73
16:36	30.09	0.17	77.12	0.34	0.68	125.13	23.14	100	7.84
16:38	33.91	0.19	76.98	0.34	0.67	125.81	23.09	102	7.76
16:40	30.25	0.17	73.81	0.34	0.67	126.48	22.14	104	7.46
16:42	25.12	0.14	73.76	0.33	0.67	127.15	22.12	106	7.40
16:44	31.9	0.17	74.52	0.32	0.64	127.79	22.35	108	7.15
16:46	24.6	0.13	74.49	0.32	0.63	128.42	22.34	110	7.08
16:48	26.19	0.135	73.19	0.31	0.62	129.04	21.95	112	6.79
16:50	72.54	0.38	73.87	0.31	0.63	129.67	22.15	114	6.96
16:52	33.9	0.15	73.53	0.27	0.53	130.20	22.05	116	5.85
16:54	33.12	0.16	72.77	0.29	0.58	130.78	21.82	118	6.32
16:56	33.53	0.17	70.84	0.30	0.61	131.39	21.24	120	6.46
17:58	30.35	0.14	71.38	0.28	0.55	131.94	21.40	122	5.92

**Teste D**

Data de realização do teste: 01/02/2016 (121 dias após o transplante das macrófitas)

Hora do pulso: 14:57h

Volume aplicado no pulso: 391 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluyente: 195,5 L/min

TAH: 7,98 mm/min

Fluorescência afluyente: 361,50

Concentração afluyente: 109,10 µg/L

Massa afluyente: 20838,75 µg

Recuperação do volume: 76,01%

Recuperação de massa: 84,75%

Tabela A.4 – Dados brutos obtidos com a realização do teste D

(continua)

Hora	Tempo (s)	Volume (L)	Abs.	Vazão (L/min)	Vol. (L)	Vol. acumulado (L)	Conc. (ug/L)	Tempo (min)	Carga (ug/min)
14:52	30.72	0.06	4.535	0.117188	0.00	0.00	1.19	0	0.00
14:58	16.78	0.85	54.73	3.039333	3.04	3.04	16.37	1	49.75
14:59	5.37	0.15	214.3	1.675978	1.68	4.72	64.61	2	108.28
15:00	4.63	1.4	246.8	18.14255	18.14	22.86	74.43	3	1350.35
15:01	5.66	1.55	236.3	16.4311	16.43	39.29	71.26	4	1170.81
15:02	5.59	1.4	228.4	15.02683	15.03	54.32	68.87	5	1034.86
15:03	5.59	1.43	224.1	15.34884	15.35	69.66	67.57	6	1037.09
15:04	6.59	1.35	218.3	12.29135	12.29	81.96	65.81	7	808.95
15:05	6.63	1.39	216.6	12.57919	12.58	94.54	65.30	8	821.43
15:06	6.94	1.25	212.9	10.80692	10.81	105.34	64.18	9	693.61
15:07	7.59	1.3	211.4	10.27668	10.28	115.62	63.73	10	654.92
15:09	8.78	1.3	204.6	8.883827	17.77	133.39	61.67	12	547.89
15:10	9.62	1.3	201.6	8.108108	8.11	141.49	60.77	13	492.70
15:11	9.37	1.2	198	7.684098	7.68	149.18	59.68	14	458.57
15:13	11.78	1.35	194.8	6.876061	13.75	162.93	58.71	16	403.70
15:14	11.25	1.2	192.1	6.4	6.40	169.33	57.89	17	370.52
15:16	13.22	1.25	187.7	5.673222	11.35	180.68	56.56	19	320.90
15:18	15.5	1.21	183	4.683871	9.37	190.04	55.14	21	258.28
15:21	15.07	0.94	174.2	3.742535	11.23	201.27	52.48	24	196.42
15:23	14.78	0.88	176.8	3.572395	7.14	208.42	53.27	26	190.30
15:25	21.5	1.14	177.9	3.181395	6.36	214.78	53.60	28	170.53
15:27	26.75	1.21	176.2	2.714019	5.43	220.21	53.09	30	144.08
15:29	25.35	1.1	178.7	2.60355	5.21	225.42	53.84	32	140.18
15:31	25	0.98	179.9	2.352	4.70	230.12	54.21	34	127.49
15:33	27.25	0.95	181.8	2.091743	4.18	234.30	54.78	36	114.59
15:35	24.06	0.78	181.1	1.945137	3.89	238.19	54.57	38	106.14
15:37	23.6	0.68	180.5	1.728814	3.46	241.65	54.39	40	94.03
15:39	23.16	0.6	180.9	1.554404	3.11	244.76	54.51	42	84.73
15:42	31	0.7	179.2	1.354839	4.06	248.82	53.99	45	73.15
15:44	19.09	0.4	176.1	1.257203	2.51	251.34	53.06	47	66.70
15:46	21.06	0.41	175.8	1.168091	2.34	253.67	52.97	49	61.87
15:48	25.38	0.47	174.8	1.111111	2.22	255.90	52.66	51	58.52
15:50	22.87	0.41	175.1	1.075645	2.15	258.05	52.76	53	56.75
15:52	24.16	0.4	174.6	0.993377	1.99	260.03	52.60	55	52.26
15:54	20.7	0.33	171.4	0.956522	1.91	261.95	51.64	57	49.39
15:56	21.47	0.33	172.2	0.922217	1.84	263.79	51.88	59	47.84
15:58	35.79	0.52	170.7	0.871752	1.74	265.54	51.43	61	44.83
16:00	22.13	0.3	169.6	0.813376	1.63	267.16	51.09	63	41.56
16:02	39.1	0.51	170.3	0.782609	1.57	268.73	51.30	65	40.15
16:05	27.28	0.34	167.5	0.747801	2.24	270.97	50.46	68	37.73

Tabela A.4 – Dados brutos obtidos com a realização do teste D

(conclusão)

Hora	Tempo (s)	Volume (L)	Abs.	Vazão (L/min)	Vol. (L)	Vol. acumulado (L)	Conc. (ug/L)	Tempo (min)	Carga (ug/min)
16:07	20.87	0.24	167.3	0.689986	1.38	272.35	50.40	70	34.77
16:10	22.38	0.26	165.6	0.697051	2.09	274.44	49.88	73	34.77
16:12	21.18	0.23	165.8	0.651558	1.30	275.75	49.94	75	32.54
16:14	27.62	0.28	162.1	0.608255	1.22	276.96	48.83	77	29.70
16:17	27.37	0.26	157.8	0.569967	1.71	278.67	47.53	80	27.09
16:20	33.88	0.32	164.3	0.566706	1.70	280.37	49.49	83	28.05
16:22	24.35	0.22	163.7	0.542094	1.08	281.46	49.31	85	26.73
16:25	29.53	0.26	160.3	0.528276	1.58	283.04	48.28	88	25.51
16:27	31.53	0.27	161	0.513796	1.03	284.07	48.49	90	24.92
16:29	28.91	0.24	160.2	0.498098	1.00	285.06	48.25	92	24.03
16:31	26.6	0.21	159.4	0.473684	0.95	286.01	48.01	94	22.74
16:33	25.56	0.2	158.8	0.469484	0.94	286.95	47.83	96	22.45
16:35	32.06	0.24	156.5	0.449158	0.90	287.85	47.13	98	21.17
16:37	21.4	0.15	153.5	0.420561	0.84	288.69	46.23	100	19.44
16:39	20.94	0.16	154.7	0.458453	0.92	289.61	46.59	102	21.36
16:41	25.1	0.175	154.8	0.418327	0.84	290.44	46.62	104	19.50
16:43	26.19	0.17	154.9	0.389462	0.78	291.22	46.65	106	18.17
16:46	51.31	0.32	152.7	0.374196	1.12	292.35	45.98	109	17.21
16:48	43.22	0.28	146.3	0.388709	0.78	293.12	44.05	111	17.12
16:50	45.72	0.3	147	0.393701	0.79	293.91	44.26	113	17.43
16:52	42.19	0.27	143.8	0.383977	0.77	294.68	43.29	115	16.62
16:55	23.03	0.14	142.1	0.364742	1.09	295.77	42.78	118	15.60
16:57	36.16	0.22	141.2	0.365044	0.73	296.50	42.51	120	15.52
16:59	41.47	0.24	141.4	0.347239	0.69	297.20	42.57	122	14.78

## APÊNDICE B - Resultados do monitoramento físico-químico e bacteriológico

Tabela B.1 - Resultados do monitoramento do esgoto bruto (EB) quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (set./2015 – fev./2016)

Amostra	Data	T. da amostra (°C)	pH	Alc. Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Turbidez (NTU)	CE (mS/cm)	DBO <sub>t5,20</sub> (mg/L)	DQO <sub>t</sub> (mg/L)	DQO <sub>s</sub> (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	SD (mg/L)	SSd (mL/L)	Coli Total (NMP/100mL)	E. Coli (NMP/100mL)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)
1	29/09/2015	19.0	7.17	330.52	137.00	931.40	540.00	1035.84	x	1152.00	697.50	454.50	751.10	555.07	196.04	400.90	10.30	x	x	54.63
2	06/10/2015	21.1	7.79	405.65	180.00	1121.00	820.00	1131.04	x	1470.50	940.50	530.00	778.33	663.33	115.00	692.17	11.20	2.59E+07	3.99E+06	76.25
3	04/11/2015	x	8.38	392.92	135.00	x	280.00	485.95	x	594.00	308.50	285.50	125.51	114.70	10.81	468.49	0.30	3.24E+07	9.78E+06	76.44
4	17/11/2015	x	7.82	417.22	140.00	1024.00	780.00	997.83	x	1119.33	676.67	442.67	826.81	643.26	183.55	292.52	15.00	2.42E+07	8.66E+06	73.71
5	24/11/2015	x	7.88	408.48	148.00	999.10	870.00	1505.67	x	1524.00	946.00	578.00	1346.38	1105.80	240.58	177.62	16.00	2.58E+07	6.09E+06	63.34
6	01/12/2015	21.5	7.32	373.75	172.00	734.40	970.00	1561.78	x	1475.67	1021.67	454.00	1336.23	1053.62	282.61	139.44	26.00	2.07E+07	7.57E+06	60.92
7	08/12/2015	22.5	7.35	383.52	88.20	1073.00	300.00	522.33	261.44	705.00	376.00	329.00	171.98	143.00	28.99	533.02	1.00	1.84E+07	4.84E+06	64.76
8	17/12/2015	24.5	8.49	354.17	82.00	941.60	300.00	579.50	391.72	698.00	321.67	376.33	306.63	250.03	56.60	391.37	1.50	2.26E+07	7.12E+06	54.61
<b>Média</b>		<b>21.72</b>	<b>7.78</b>	<b>383.28</b>	<b>135.28</b>	<b>974.93</b>	<b>607.50</b>	<b>977.49</b>	<b>326.58</b>	<b>1092.31</b>	<b>661.06</b>	<b>431.25</b>	<b>705.37</b>	<b>566.10</b>	<b>139.27</b>	<b>386.94</b>	<b>10.16</b>	<b>2.43E+07</b>	<b>6.86E+06</b>	<b>65.58</b>
<b>Desvio padrão</b>		<b>2.01</b>	<b>0.48</b>	<b>29.53</b>	<b>35.03</b>	<b>125.70</b>	<b>286.89</b>	<b>423.41</b>	<b>92.12</b>	<b>384.42</b>	<b>295.59</b>	<b>97.97</b>	<b>479.70</b>	<b>383.06</b>	<b>101.48</b>	<b>183.36</b>	<b>8.99</b>	<b>4.49E+06</b>	<b>2.05E+06</b>	<b>8.99</b>
<b>Mínimo</b>		<b>19.00</b>	<b>7.17</b>	<b>330.52</b>	<b>82.00</b>	<b>734.40</b>	<b>280.00</b>	<b>485.95</b>	<b>261.44</b>	<b>594.00</b>	<b>308.50</b>	<b>285.50</b>	<b>125.51</b>	<b>114.70</b>	<b>10.81</b>	<b>139.44</b>	<b>0.30</b>	<b>1.84E+07</b>	<b>3.99E+06</b>	<b>54.61</b>
<b>Máximo</b>		<b>24.50</b>	<b>8.49</b>	<b>417.22</b>	<b>180.00</b>	<b>1121.00</b>	<b>970.00</b>	<b>1561.78</b>	<b>391.72</b>	<b>1524.00</b>	<b>1021.67</b>	<b>578.00</b>	<b>1346.38</b>	<b>1105.80</b>	<b>282.61</b>	<b>692.17</b>	<b>26.00</b>	<b>3.24E+07</b>	<b>9.78E+06</b>	<b>76.44</b>
9	07/01/2016	25.0	8.08	344.61	78.70	881.90	380.00	863.39	206.72	965.00	447.33	517.67	526.07	332.50	193.57	438.93	9.00	8.61E+06	3.72E+06	49.86
10	12/01/2016	25.0	7.71	358.42	x	x	280.00	516.44	256.44	685.00	307.50	377.50	172.59	115.19	57.41	512.41	1.20	4.94E+06	8.75E+05	53.20
11	14/01/2016	24.5	7.50	342.63	69.70	804.90	x	482.53	222.26	667.50	315.00	352.50	136.32	102.20	34.12	531.18	1.60	1.54E+07	4.08E+06	55.68
12	19/01/2016	25.5	7.95	390.38	57.50	1004.00	270.00	428.37	274.20	592.50	302.50	290.00	80.00	53.67	26.33	512.50	0.40	8.01E+06	2.61E+06	75.14
13	21/01/2016	25.5	7.11	355.44	90.60	834.10	x	926.42	294.20	979.00	546.00	433.00	634.28	426.53	207.76	344.72	9.00	8.63E+06	3.57E+06	46.72
14	26/01/2016	25.0	7.26	246.72	74.70	684.40	250.00	469.76	172.53	612.00	280.50	331.50	191.98	166.05	25.93	420.02	1.40	4.07E+07	1.57E+07	30.96
15	28/01/2016	23.0	7.69	297.47	99.40	738.30	x	583.37	212.81	683.00	331.00	352.00	235.61	199.49	36.11	447.39	2.50	6.05E+07	5.51E+06	44.91
16	01/02/2016	24.0	7.43	295.17	53.10	634.60	180.00	392.53	164.20	640.50	57.50	583.00	240.12	112.96	127.16	400.38	1.00	1.90E+07	6.42E+06	45.46
<b>Média</b>		<b>24.69</b>	<b>7.59</b>	<b>328.86</b>	<b>74.81</b>	<b>797.46</b>	<b>272.00</b>	<b>582.85</b>	<b>225.42</b>	<b>728.06</b>	<b>323.42</b>	<b>404.65</b>	<b>277.12</b>	<b>188.57</b>	<b>88.55</b>	<b>450.94</b>	<b>3.26</b>	<b>2.07E+07</b>	<b>5.31E+06</b>	<b>50.24</b>
<b>Desvio padrão</b>		<b>0.84</b>	<b>0.33</b>	<b>45.78</b>	<b>16.66</b>	<b>125.16</b>	<b>71.90</b>	<b>201.46</b>	<b>46.50</b>	<b>154.08</b>	<b>140.55</b>	<b>100.08</b>	<b>196.21</b>	<b>128.02</b>	<b>76.72</b>	<b>64.32</b>	<b>3.59</b>	<b>1.97E+07</b>	<b>4.51E+06</b>	<b>12.50</b>
<b>Mínimo</b>		<b>23.00</b>	<b>7.11</b>	<b>246.72</b>	<b>53.10</b>	<b>634.60</b>	<b>180.00</b>	<b>392.53</b>	<b>164.20</b>	<b>592.50</b>	<b>57.50</b>	<b>290.00</b>	<b>80.00</b>	<b>53.67</b>	<b>25.93</b>	<b>344.72</b>	<b>0.40</b>	<b>4.94E+06</b>	<b>8.75E+05</b>	<b>30.96</b>
<b>Máximo</b>		<b>25.50</b>	<b>8.08</b>	<b>390.38</b>	<b>99.40</b>	<b>1004.00</b>	<b>380.00</b>	<b>926.42</b>	<b>294.20</b>	<b>979.00</b>	<b>546.00</b>	<b>583.00</b>	<b>634.28</b>	<b>426.53</b>	<b>207.76</b>	<b>531.18</b>	<b>9.00</b>	<b>6.05E+07</b>	<b>1.57E+07</b>	<b>75.14</b>

Tabela B.2 – Resultados do monitoramento do efluente do tanque séptico (TS) quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (set./2015 – fev./2016)

Amostra	Data	T. da amostra (°C)	pH	Alc. Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Turbidez (NTU)	CE (mS/cm)	DBO <sub>t5,20</sub> (mg/L)	DQO <sub>1</sub> (mg/L)	DQO <sub>5</sub> (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	SD (mg/L)	SSd (mg/L)	Coli Total (NMP/100mL)	E. Coli (NMP/100mL)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
1	29/09/2015	21.5	7.15	378.67	115.00	1138.00	460.00	928.34	x	923.50	479.00	444.50	495.59	411.76	83.83	427.91	7.70	x	x	57.33	54.04	14.89	n.d.	0.40	6.98
2	06/10/2015	21.2	7.32	455.53	95.40	1225.00	480.00	780.92	x	842.00	413.00	429.00	198.89	189.18	9.71	643.11	1.90	7.27E+06	1.52E+06	89.91	62.38	43.15	0.03	0.52	10.29
3	04/11/2015	x	6.99	479.21	125.00	x	300.00	727.51	x	761.50	400.00	361.50	301.09	260.87	40.22	460.41	2.50	1.13E+07	5.88E+06	77.70	56.03	9.08	n.d.	0.51	9.41
4	17/11/2015	x	6.70	449.51	126.00	1011.00	240.00	487.00	x	713.00	320.00	393.00	255.80	213.04	42.75	457.20	1.00	7.77E+06	2.70E+06	71.80	48.14	1.50	n.d.	0.52	9.67
5	24/11/2015	23.1	7.03	528.82	125.00	1060.00	160.00	369.22	x	661.33	264.33	397.00	200.28	152.26	48.02	461.05	0.80	6.46E+06	1.92E+06	84.36	41.14	1.65	n.d.	1.46	10.29
6	01/12/2015	23.0	6.84	533.00	115.00	1023.00	250.00	572.83	x	690.33	260.33	430.00	190.58	148.55	42.03	499.75	1.80	5.14E+06	2.45E+06	85.61	48.71	1.04	n.d.	0.60	11.92
7	08/12/2015	24.0	7.01	485.28	108.00	1058.00	180.00	452.83	212.56	662.00	326.00	336.00	173.91	151.69	22.22	488.09	2.00	4.46E+06	1.83E+06	66.41	51.74	1.11	n.d.	0.53	8.72
8	17/12/2015	25.0	7.22	457.58	122.00	1035.00	150.00	352.00	306.17	624.67	262.33	362.33	186.27	151.85	34.41	438.40	0.85	2.86E+06	8.92E+05	66.48	x	x	x	x	x
<b>Média</b>		<b>22.97</b>	<b>7.03</b>	<b>470.95</b>	<b>116.43</b>	<b>1078.57</b>	<b>277.50</b>	<b>583.83</b>	<b>259.37</b>	<b>734.79</b>	<b>340.62</b>	<b>394.17</b>	<b>250.30</b>	<b>209.90</b>	<b>40.40</b>	<b>484.49</b>	<b>2.32</b>	<b>6.46E+06</b>	<b>2.46E+06</b>	<b>74.95</b>	<b>51.74</b>	<b>10.35</b>	<b>x</b>	<b>0.65</b>	<b>9.61</b>
<b>Desvio padrão</b>		<b>1.45</b>	<b>0.20</b>	<b>49.08</b>	<b>10.60</b>	<b>76.70</b>	<b>129.03</b>	<b>208.61</b>	<b>66.19</b>	<b>102.18</b>	<b>81.90</b>	<b>38.74</b>	<b>107.85</b>	<b>90.73</b>	<b>21.58</b>	<b>68.25</b>	<b>2.26</b>	<b>2.72E+06</b>	<b>1.62E+06</b>	<b>11.33</b>	<b>6.73</b>	<b>15.41</b>	<b>x</b>	<b>0.36</b>	<b>1.53</b>
<b>Mínimo</b>		<b>21.20</b>	<b>6.70</b>	<b>378.67</b>	<b>95.40</b>	<b>1011.00</b>	<b>150.00</b>	<b>352.00</b>	<b>212.56</b>	<b>624.67</b>	<b>260.33</b>	<b>336.00</b>	<b>173.91</b>	<b>148.55</b>	<b>9.71</b>	<b>427.91</b>	<b>0.80</b>	<b>2.86E+06</b>	<b>8.92E+05</b>	<b>57.33</b>	<b>41.14</b>	<b>1.04</b>	<b>x</b>	<b>0.40</b>	<b>6.98</b>
<b>Máximo</b>		<b>25.00</b>	<b>7.32</b>	<b>533.00</b>	<b>126.00</b>	<b>1225.00</b>	<b>480.00</b>	<b>928.34</b>	<b>306.17</b>	<b>923.50</b>	<b>479.00</b>	<b>444.50</b>	<b>495.59</b>	<b>411.76</b>	<b>83.83</b>	<b>643.11</b>	<b>7.70</b>	<b>1.13E+07</b>	<b>5.88E+06</b>	<b>89.91</b>	<b>62.38</b>	<b>43.15</b>	<b>x</b>	<b>1.46</b>	<b>11.92</b>
9	07/01/2016	25.0	7.46	350.03	99.30	883.70	150.00	340.06	165.61	552.00	188.33	363.67	119.00	103.00	16.00	433.00	0.80	7.58E+06	3.56E+06	52.83	55.75	37.73	n.d.	0.48	6.10
10	12/01/2016	26.0	7.36	396.67	x	x	190.00	331.44	214.22	581.33	235.00	346.33	73.94	59.35	14.59	507.39	<0.1	1.68E+06	6.50E+05	55.33	53.92	1.92	n.d.	0.47	7.53
11	14/01/2016	26.0	7.39	374.30	49.40	839.00	x	374.20	230.03	630.00	265.00	365.00	69.81	53.87	15.94	560.19	<0.1	8.99E+06	3.02E+06	60.30	50.29	39.28	n.d.	0.54	6.85
12	19/01/2016	26.5	6.92	368.28	36.10	895.80	180.00	298.37	224.20	515.50	217.00	298.50	46.00	36.44	9.56	469.50	<0.1	1.54E+06	7.40E+05	58.13	47.76	7.95	n.d.	0.48	7.48
13	21/01/2016	27.0	7.20	392.12	107.00	825.00	x	400.03	219.76	596.00	277.00	319.00	112.52	84.02	28.50	483.48	<0.1	3.08E+06	1.89E+06	57.58	48.23	1.31	n.d.	0.50	8.09
14	26/01/2016	26.0	7.21	322.31	57.30	806.20	160.00	272.26	173.64	564.50	259.00	305.50	68.60	66.31	2.30	495.90	<0.1	8.21E+06	2.97E+06	41.83	43.80	15.34	n.d.	0.42	4.57
15	28/01/2016	26.0	6.99	308.96	40.60	771.40	x	249.48	146.14	558.00	231.00	327.00	48.00	47.67	0.33	510.00	<0.1	5.77E+06	1.23E+06	48.23	24.41	21.48	n.d.	0.31	2.06
16	01/02/2016	25.0	6.81	241.66	34.00	418.80	70.00	209.20	61.17	419.00	55.00	364.00	80.00	50.33	29.67	339.00	<0.1	9.79E+06	2.14E+06	29.39	46.44	19.67	n.d.	0.33	4.00
<b>Média</b>		<b>25.94</b>	<b>7.17</b>	<b>344.29</b>	<b>60.53</b>	<b>777.13</b>	<b>150.00</b>	<b>309.38</b>	<b>179.35</b>	<b>552.04</b>	<b>215.92</b>	<b>336.13</b>	<b>77.23</b>	<b>62.62</b>	<b>14.61</b>	<b>474.81</b>	<b>x</b>	<b>5.83E+06</b>	<b>2.03E+06</b>	<b>50.45</b>	<b>46.33</b>	<b>18.09</b>	<b>x</b>	<b>0.44</b>	<b>5.84</b>
<b>Desvio padrão</b>		<b>0.68</b>	<b>0.24</b>	<b>51.83</b>	<b>30.26</b>	<b>163.73</b>	<b>47.43</b>	<b>64.33</b>	<b>56.97</b>	<b>63.35</b>	<b>70.96</b>	<b>27.27</b>	<b>26.64</b>	<b>21.55</b>	<b>10.72</b>	<b>65.82</b>	<b>x</b>	<b>3.33E+06</b>	<b>1.10E+06</b>	<b>10.41</b>	<b>9.67</b>	<b>14.65</b>	<b>x</b>	<b>0.08</b>	<b>2.10</b>
<b>Mínimo</b>		<b>25.00</b>	<b>6.81</b>	<b>241.66</b>	<b>34.00</b>	<b>418.80</b>	<b>70.00</b>	<b>209.20</b>	<b>61.17</b>	<b>419.00</b>	<b>55.00</b>	<b>298.50</b>	<b>46.00</b>	<b>36.44</b>	<b>0.33</b>	<b>339.00</b>	<b>x</b>	<b>1.54E+06</b>	<b>6.50E+05</b>	<b>29.39</b>	<b>24.41</b>	<b>1.31</b>	<b>x</b>	<b>0.31</b>	<b>2.06</b>
<b>Máximo</b>		<b>27.00</b>	<b>7.46</b>	<b>396.67</b>	<b>107.00</b>	<b>895.80</b>	<b>190.00</b>	<b>400.03</b>	<b>230.03</b>	<b>630.00</b>	<b>277.00</b>	<b>365.00</b>	<b>119.00</b>	<b>103.00</b>	<b>29.67</b>	<b>560.19</b>	<b>x</b>	<b>9.79E+06</b>	<b>3.56E+06</b>	<b>60.30</b>	<b>55.75</b>	<b>39.28</b>	<b>x</b>	<b>0.54</b>	<b>8.09</b>

Tabela B.3 – Resultados do monitoramento do efluente do *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (set./2015 – fev./2016)

Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Turbidez (NTU)	CE (mS/cm)	DBO <sub>t5,20</sub> (mg/L)	DQO <sub>t</sub> (mg/L)	DQO <sub>s</sub> (mg/L)	ST (mg/L)	STV (mg/L)	STF (mg/L)	SST (mg/L)	SSV (mg/L)	SSF (mg/L)	SD (mg/L)	SSd (mL/L)	Coli Total (NMP/100mL)	E. Coli (NMP/100mL)	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/L)	Cl <sup>-</sup> (mg/L)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/L)	P-PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> (mg/L)
1	29/09/2015	21.1	1.60	7.79	352.96	103.00	890.90	165	363.24	x	816.50	406.50	410.00	44.46	39.50	4.96	772.04	<0.1	x	x	29.50	54.95	19.97	1.36	0.84	5.76
2	06/10/2015	21.1	0.73	7.77	405.65	116.00	1040.00	200.00	335.69	x	721.00	248.00	473.00	97.00	78.00	19.00	624.00	<0.1	2.46E+06	4.13E+05	42.03	62.35	34.23	1.76	0.73	8.50
3	04/11/2015	x	x	7.38	421.20	79.90	x	110.00	263.13	x	647.00	286.00	361.00	60.87	56.52	4.35	586.13	<0.1	2.98E+06	1.59E+06	39.15	52.26	17.18	1.75	5.56	8.42
4	17/11/2015	23.4	1.67	7.34	344.93	111.00	792.10	170.00	344.50	x	693.67	264.33	429.33	146.38	122.22	24.16	547.29	0.15	3.87E+06	1.12E+06	40.13	43.38	17.98	1.39	8.34	7.30
5	24/11/2015	23.4	3.50	7.42	431.68	117.00	815.90	125.00	327.83	x	848.00	329.67	518.33	274.14	140.94	133.20	573.86	1.20	5.21E+06	2.09E+06	51.32	38.55	23.35	0.99	15.22	9.14
6	01/12/2015	23.0	0.91	7.17	420.55	103.00	1070.00	190.00	437.00	x	787.67	354.33	433.33	240.71	172.01	68.70	546.96	0.90	5.61E+06	2.48E+06	51.86	49.16	21.13	0.00	18.43	10.98
7	08/12/2015	23.0	0.95	7.25	373.44	106.00	809.80	135.00	307.00	141.44	698.33	312.67	385.67	135.27	113.04	22.22	563.06	0.10	2.80E+06	1.29E+06	43.36	49.95	32.51	4.67	0.43	8.69
8	17/12/2015	25.5	2.75	7.41	332.56	50.00	970.60	95.00	199.50	197.83	686.50	289.00	397.50	130.56	77.31	53.24	555.94	<0.1	2.83E+06	1.10E+06	39.57	51.78	36.18	1.48	17.08	7.37
<b>Média</b>		<b>22.93</b>	<b>1.73</b>	<b>7.44</b>	<b>385.37</b>	<b>98.24</b>	<b>912.76</b>	<b>148.75</b>	<b>322.24</b>	<b>169.64</b>	<b>737.33</b>	<b>311.31</b>	<b>426.02</b>	<b>141.17</b>	<b>99.94</b>	<b>41.23</b>	<b>596.16</b>	<b>x</b>	<b>3.68E+06</b>	<b>1.44E+06</b>	<b>42.12</b>	<b>50.30</b>	<b>25.32</b>	<b>1.67</b>	<b>8.33</b>	<b>8.27</b>
<b>Desvio padrão</b>		<b>1.51</b>	<b>1.04</b>	<b>0.23</b>	<b>39.09</b>	<b>22.68</b>	<b>114.95</b>	<b>38.15</b>	<b>70.05</b>	<b>39.87</b>	<b>71.20</b>	<b>51.55</b>	<b>50.31</b>	<b>80.64</b>	<b>44.84</b>	<b>43.39</b>	<b>75.43</b>	<b>x</b>	<b>1.26E+06</b>	<b>6.87E+05</b>	<b>7.17</b>	<b>7.17</b>	<b>7.74</b>	<b>1.33</b>	<b>7.65</b>	<b>1.53</b>
<b>Mínimo</b>		<b>21.10</b>	<b>0.73</b>	<b>7.17</b>	<b>332.56</b>	<b>50.00</b>	<b>792.10</b>	<b>95.00</b>	<b>199.50</b>	<b>141.44</b>	<b>647.00</b>	<b>248.00</b>	<b>361.00</b>	<b>44.46</b>	<b>39.50</b>	<b>4.35</b>	<b>546.96</b>	<b>x</b>	<b>2.46E+06</b>	<b>4.13E+05</b>	<b>29.50</b>	<b>38.55</b>	<b>17.18</b>	<b>0.00</b>	<b>0.43</b>	<b>5.76</b>
<b>Máximo</b>		<b>25.5</b>	<b>3.5</b>	<b>7.8</b>	<b>431.7</b>	<b>117.0</b>	<b>1070.0</b>	<b>200.0</b>	<b>437.0</b>	<b>197.8</b>	<b>848.0</b>	<b>406.5</b>	<b>518.3</b>	<b>274.1</b>	<b>172.0</b>	<b>133.2</b>	<b>772.0</b>	<b>x</b>	<b>5.61E+06</b>	<b>2.48E+06</b>	<b>51.9</b>	<b>62.4</b>	<b>36.2</b>	<b>4.7</b>	<b>18.4</b>	<b>11.0</b>
9	07/01/2016	26.0	1.15	7.64	214.99	50.20	750.30	55.00	193.39	x	656.33	196.33	460.00	158.15	69.28	88.88	498.18	1.00	2.88E+06	1.41E+06	25.72	46.97	53.55	7.23	12.45	5.10
10	12/01/2016	27.0	1.41	7.38	210.73	x	x	65.00	131.44	x	603.33	224.33	379.00	48.33	26.00	22.33	555.00	<0.1	1.02E+06	4.30E+05	25.54	50.19	43.79	2.14	20.79	5.48
11	14/01/2016	27.0	1.29	7.38	210.43	22.70	732.80	x	122.26	78.43	644.16	299.19	344.97	35.06	22.11	12.94	609.10	<0.1	2.24E+06	8.23E+05	25.36	51.34	53.81	3.87	13.35	6.27
12	19/01/2016	27.0	0.72	6.78	275.50	29.10	713.80	105.00	180.03	138.64	608.00	272.00	336.00	29.33	18.67	10.67	578.67	<0.1	1.06E+06	4.90E+05	34.13	45.26	24.98	1.43	14.88	6.85
13	21/01/2016	27.0	0.80	7.42	225.49	22.90	540.20	x	137.53	75.73	629.67	260.67	369.00	40.83	22.83	18.00	588.84	<0.1	1.13E+06	4.58E+05	26.62	48.45	38.15	3.52	22.57	7.43
14	26/01/2016	29.0	1.65	7.06	164.70	13.10	707.20	40.00	88.00	64.74	600.50	198.00	402.50	28.37	27.82	0.55	572.13	0.10	1.68E+06	9.05E+05	19.83	52.20	54.93	3.00	28.90	5.98
15	28/01/2016	27.0	1.02	6.41	174.67	22.50	635.00	x	116.70	63.46	598.50	245.50	353.00	34.17	27.67	6.50	564.33	<0.1	1.42E+06	1.52E+05	23.29	20.62	25.59	1.02	25.03	4.43
16	01/02/2016	25.5	1.22	6.82	110.98	12.70	328.10	30.00	115.03	42.99	x	x	x	29.67	15.17	14.50	x	<0.1	3.31E+06	9.10E+05	15.52	45.18	41.05	1.68	25.43	4.86
<b>Média</b>		<b>26.94</b>	<b>1.16</b>	<b>7.11</b>	<b>198.44</b>	<b>24.74</b>	<b>629.63</b>	<b>59.00</b>	<b>135.55</b>	<b>77.33</b>	<b>620.07</b>	<b>242.29</b>	<b>377.78</b>	<b>50.49</b>	<b>28.69</b>	<b>21.80</b>	<b>566.61</b>	<b>x</b>	<b>1.84E+06</b>	<b>6.97E+05</b>	<b>24.50</b>	<b>45.03</b>	<b>41.98</b>	<b>2.99</b>	<b>20.42</b>	<b>5.80</b>
<b>Desvio padrão</b>		<b>1.02</b>	<b>0.31</b>	<b>0.42</b>	<b>48.68</b>	<b>12.65</b>	<b>151.25</b>	<b>29.03</b>	<b>34.97</b>	<b>32.54</b>	<b>23.31</b>	<b>38.44</b>	<b>42.59</b>	<b>44.02</b>	<b>16.98</b>	<b>27.92</b>	<b>34.88</b>	<b>x</b>	<b>8.79E+05</b>	<b>3.93E+05</b>	<b>5.40</b>	<b>10.21</b>	<b>12.06</b>	<b>1.99</b>	<b>6.18</b>	<b>1.03</b>
<b>Mínimo</b>		<b>25.50</b>	<b>0.72</b>	<b>6.41</b>	<b>110.98</b>	<b>12.70</b>	<b>328.10</b>	<b>30.00</b>	<b>88.00</b>	<b>42.99</b>	<b>598.50</b>	<b>196.33</b>	<b>336.00</b>	<b>28.37</b>	<b>15.17</b>	<b>0.55</b>	<b>498.18</b>	<b>x</b>	<b>1.02E+06</b>	<b>1.52E+05</b>	<b>15.52</b>	<b>20.62</b>	<b>24.98</b>	<b>1.02</b>	<b>12.45</b>	<b>4.43</b>
<b>Máximo</b>		<b>29.0</b>	<b>1.7</b>	<b>7.6</b>	<b>275.5</b>	<b>50.2</b>	<b>750.3</b>	<b>105.0</b>	<b>193.4</b>	<b>138.6</b>	<b>656.3</b>	<b>299.2</b>	<b>460.0</b>	<b>158.2</b>	<b>69.3</b>	<b>88.9</b>	<b>609.1</b>	<b>x</b>	<b>3.31E+06</b>	<b>1.41E+06</b>	<b>34.1</b>	<b>52.2</b>	<b>54.9</b>	<b>7.2</b>	<b>28.9</b>	<b>7.4</b>

## APÊNDICE C - Rotina de operação e monitoramento da ETE experimental

São apresentadas as principais atividades de operação e de monitoramento da ETE experimental durante os 5 (cinco) primeiros meses de operação (10 de setembro de 2015 – 02 de fevereiro de 2016):

**10/09/2015 - 04/01/2016:** Fase operacional I → O WCFV foi alimentado de forma intermitente, com 4 pulsos por dia, com volume médio de 375 L cada pulso. A alimentação/acionamento e desligamento da bomba foi controlada por temporizador. A taxa de aplicação hidráulica média do período foi de 52,38 L/m<sup>2</sup>.d, que correspondeu à vazão média de 1.283 L/d.

**05/01/2016 – 02/02/2016:** Fase operacional II → O WCFV foi alimentado de forma intermitente, com 8 pulsos por dia, com volume médio de 187,5 L cada pulso. A alimentação/acionamento e desligamento da bomba foi controlada por temporizador. A taxa de aplicação hidráulica média do período foi de 54,54 L/m<sup>2</sup>.d, que correspondeu à vazão média de 1.336 L/d.

**10/09/2015 – 02/02/2016:** Monitoramento diário do volume de esgoto afluente ao WCFV (totalizado).

**10/09/2015:** Início da operação da ETE experimental (alimentação com esgoto).

**28/09/2015:** Realização do primeiro teste hidrodinâmico (Teste A).

**29/09/2015:** Início do monitoramento físico-químico da ETE experimental.

**29/10/2015:** Substituição de conjunto motor-bomba que tem como função o recalque de esgoto contido no tanque séptico para o WCFV. Bomba submersível foi substituída por bomba centrífuga auto-aspirante.

**03/10/2015:** Transplântio de *Heliconia psittacorum* no WCFV.

**08/01/2016 e 02/02/2016:** Monitoramento do desenvolvimento (altura) da *Heliconia psittacorum* no WCFV.

**04/01/2016:** Realização do segundo teste hidrodinâmico (Teste B).

**11/01/2016:** Realização do terceiro teste hidrodinâmico (Teste C).

**01/02/2016:** Realização do quarto teste hidrodinâmico (Teste D).