

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

Samara Terezinha Decezaro

**SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E *WETLAND* CONSTRUÍDO
VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA
ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Santa Maria, RS
2018

Samara Terezinha Decezaro

**SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E *WETLAND* CONSTRUÍDO VERTICAL COM
RECIRCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO
DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado 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 **Doutora em Engenharia Civil**.

Orientadora: Prof^a Dr^a. Delmira Beatriz Wolff
Co-orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

Santa Maria, RS, Brasil
2018

Decezaro, Samara Terezinha

Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico / Samara Terezinha Decezaro.- 2018.

215 p.; 30 cm

Orientadora: Delmira Beatriz Wolff

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, RS, 2018

1. wetlands construídos 2. comportamento hidrodinâmico 3. transferência de oxigênio 4. consumo de oxigênio 5. tratamento descentralizado de esgotos I. Wolff, Delmira Beatriz II. Título.

Sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFSM. Dados fornecidos pelo autor(a). Sob supervisão da Direção da Divisão de Processos Técnicos da Biblioteca Central. Bibliotecária responsável Paula Schoenfeldt Patta CRB 10/1728.

© 2018

Todos os direitos autorais reservados a Samara Terezinha Decezaro. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho somente poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: samaradecezaro@hotmail.com

Samara Terezinha Decezaro

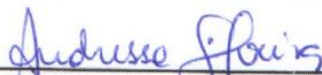
**SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL COM
RECIRCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO
DE ESGOTO DOMÉSTICO**

Tese de doutorado apresentada ao Curso de Doutorado 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 **Doutora em Engenharia Civil**.

Aprovada em 11 de maio de 2018:



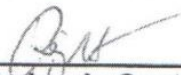
Delmira Beatriz Wolff, Dr.^a (UFSM)
(Presidente/Orientadora)



Andressa de Oliveira Silveira, Dr.^a (UFSM)



Djalma Dias da Silveira, Dr. (UFSM)



Rejane Helena Ribeiro da Costa, Dr.^a (UFSC)



Marcos Von Sperling, Dr. (UFMG)

Santa Maria, RS
2018

AGRADECIMENTOS

Agradeço em primeiro lugar à energia suprema que possibilita que as coisas aconteçam, a qual eu chamo de Deus;

À minha família, sobretudo aos meus pais, pelo incentivo, amor e compreensão que tiveram comigo durante este período;

Ao meu companheiro de todas as horas, Giliarde, por me entender e aconselhar nos momentos mais difíceis desta caminhada, por ouvir meus lamentos e pelo seu ombro amigo no qual por diversas vezes chorei;

À minha orientadora, professora Delmira Beatriz Wolff, por ter encarado junto comigo este desafio e pelos valiosos ensinamentos e conselhos;

Ao meu co-orientador, professor Pablo Heleno Sezerino, pelas orientações e conselhos durante toda a minha trajetória acadêmica, desde a graduação (professor, esta conquista só foi possível porque lá atrás você acreditou em mim e me mostrou o caminho a seguir);

À Catiane Pelissari, pela grande ajuda na elaboração da tese, pela amizade construída por meio dos *wetlands* e por me motivar sempre;

Aos professores do DESA, pelos conhecimentos transmitidos, em especial às professoras Débora Missio Bayer e Andressa de Oliveira Silveira por estarem sempre dispostas a ajudar na pesquisa;

Aos técnicos de laboratório do DESA, Thiago Formentini, Fábio França e Luís Claussen, por toda ajuda em laboratório e campo (vocês foram incríveis!);

Ao técnico do LaMIP, Gustavo Ugalde, pelo auxílio na pesquisa com relação às análises de biologia molecular;

Aos professores da banca de qualificação de doutorado, Marcos Von Sperling, Rejane Helena Ribeiro da Costa, Elvis Carissimi e Andressa de Oliveira Silveira, pelas valiosas sugestões para a realização deste trabalho;

A todos os integrantes do grupo RENTED-UFSM, Ronaldo Knopf de Araújo, Gabriel Trevisan, Henrique Baldi Faccenda, Janaína Goerck, Kelly Santos, Rolando Gonzalez R., Sheron Manganeli, Taíse Perondi, Henrique Haas e Felipe Arruda. Destes, agradecimento especial ao Ronaldo, por estar comigo desde a instalação do sistema experimental, pelo companheirismo e por tomar conta da parte burocrática da pesquisa; Ao Henrique Baldi por toda ajuda experimental e por me ensinar a não ser tão perfeccionista; Ao Rolando, que foi sensacional na etapa final de coleta dos

dados, sempre disposto a ajudar, a quem serei eternamente grata (Rolando, estou feliz por ter deixado o sistema experimental em tuas mãos!). À Kelly e à Sheron, por toda a ajuda em campo e laboratório, por terem enfrentado comigo longas jornadas de trabalho (muitas vezes sem nenhum intervalo ou sob sol quente). À Janaína, que mesmo com suas limitações de saúde, nunca hesitou em auxiliar na pesquisa;

Aos colegas do PPGEAC e PPGEAMB, em especial à Keila Hedlund, Cristiane Graepin, Júlia Manfio, Ezequiel Somavilla, Gustavo Bracher, Nathana Arboit, Tiago Liberalesso e Ana Lucia da Rosa, por toda ajuda experimental, pelas discussões, e por compartilharmos os bons e maus momentos de nossas pesquisas (meus dias se tornaram mais leves perto de vocês!);

Aos alunos bolsistas, voluntários e estagiários do LEMA, que auxiliaram nas atividades de laboratório e campo, em especial ao André Azevedo, Michéli Lenz, Júlia Konrad, Juliana Feijó, Alana Pisoni, Elzon Rippel, Bruna Schoninger e Brenda Franco;

À Gracieli Fernandes, pela amizade, companheirismo e por me motivar a estudar em casa;

Aos laboratórios do CCR, em nome dos professores Danilo Rheinheimer dos Santos, Sandro Giacomini, Jerson Guedes e Mauro Valdir Schumacher, pelas análises realizadas e empréstimos de materiais e equipamentos;

Ao IPR, da PUC-Porto Alegre, em nome do Dr. Luiz Frederico Rodrigues, pelo auxílio na pesquisa quanto à realização das análises de propano;

À PROINFRA - UFSM, em especial aos setores de elétrica, hidráulica, construção civil e paisagismo, pelo apoio na manutenção da ETE experimental;

À FINEP, pelo financiamento da pesquisa;

À CAPES, pela bolsa de doutorado concedida;

Enfim, a todos que contribuíram no desenvolvimento deste trabalho.

“Não percas a tua fé entre as sombras do mundo, ainda que os teus pés estejam sangrando, segue para a frente, erguendo-se por luz celeste, acima de ti mesmo. Crê e trabalha. Esforça-te no bem e espera com paciência. Tudo passa e tudo se renova na terra, mas o que vem do céu permanecerá!”
(Chico Xavier)

RESUMO

SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E *WETLAND* CONSTRUÍDO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO PARA REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NITROGÊNIO DE ESGOTO DOMÉSTICO

AUTORA: Samara Terezinha Decezaro
ORIENTADORA: Delmira Beatriz Wolff
CO-ORIENTADOR: Pablo Heleno Sezerino

Os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) são atrativos para o tratamento descentralizado de esgotos, possibilitando a remoção de matéria orgânica carbonácea e a promoção da nitrificação. Contudo, a desnitrificação é limitada nesses sistemas. Uma alternativa para esta questão consiste na recirculação do efluente tratado nos WCFV para uma unidade de tratamento primário, tal como o tanque séptico (TS). O objetivo deste estudo foi avaliar o desempenho de um arranjo tecnológico composto por um TS seguido de um WCFV operado com recirculação, aplicado para remoção de matéria orgânica e nitrogênio (N) presentes em esgoto doméstico. O estudo foi desenvolvido em três etapas estratégicas (etapas 1, 2 e 3), realizadas ao longo de dois anos de operação de um TS (4,7 m³) e um WCFV (24,5 m²), sob uma vazão afluente de 1,5 m³ d⁻¹. O WCFV apresentava brita como material filtrante e, durante a pesquisa, foi transplantado com *Heliconia* e *Canna*, cada uma em um período de tempo específico. Na etapa 1 foi avaliado o desempenho hidráulico e de tratamento do sistema TS/WCFV para razões de recirculação de 0%, 50% e 60%, com taxas de aplicação hidráulica (TAH) no WCFV de 60, 85 e 110 mm d⁻¹, respectivamente. Os resultados mostraram que a recirculação causou redução dos tempos de detenção hidráulica no TS e de percolação no WCFV, no entanto, isso não prejudicou o tratamento, pois a recirculação também possibilitou novas oportunidades de contato entre esgoto e micro-organismos. As plantas tiveram papel importante na retenção da água residuária no sistema (aumento do tempo de percolação), sobretudo no início do seu desenvolvimento. Com relação ao tratamento, a recirculação demonstrou potencialidade para tratar efluentes domésticos contendo elevadas concentrações de matéria orgânica e N. A operação do sistema com 50% de recirculação e TAH de 85 mm d⁻¹, dividida em oito pulsos por dia (11,3 mm pulso⁻¹), demonstrou as melhores eficiências para remoção conjunta de DQO (80%), SST (85%) e NT (42%). Na etapa 2 do estudo, foi avaliada, por meio de sequenciamento de nova geração, a influência da recirculação sobre as populações desnitrificantes presentes no lodo do TS e, também, a estrutura da comunidade bacteriana nitrificante e desnitrificante presente no WCFV. Os resultados mostraram que a recirculação proporcionou um aumento da abundância de bactérias desnitrificantes no TS. No WCFV, as bactérias desnitrificantes estiveram presentes em elevada diversidade e abundância, no entanto, bactérias oxidantes de amônia apresentaram baixa abundância, sendo identificadas somente na camada superficial (0-20 cm), e bactérias oxidantes de nitrito não foram identificadas. A presença de elevadas concentrações de N-NO₃⁻ no efluente sugere a ocorrência de nitrificação no fundo do WCFV (50-75 cm) ou ainda, a participação de outros grupos de micro-organismos no processo de nitrificação (além das bactérias autotróficas nitrificantes). Por fim, na etapa 3, foi avaliada, por meio de ensaios com traçador gasoso (propano), a capacidade de transferência de oxigênio do WCFV para TAH variando de 60 a 120 mm d⁻¹. Para as condições operacionais testadas, as taxas de transferência de oxigênio (TTO) obtidas foram suficientes para atender à demanda de oxigênio para degradação da matéria orgânica e nitrificação no WCFV, sendo que uma maior TTO foi obtida para a menor TAH (60 mm d⁻¹). Diante do exposto, a utilização da recirculação em sistema de TS/WCFV, para as condições avaliadas neste estudo, demonstrou ser uma alternativa promissora para a remoção conjunta de matéria orgânica e N, no âmbito do tratamento descentralizado de esgoto doméstico.

Palavras-chave: *Wetlands* construídos. Comportamento hidrodinâmico. Transferência de oxigênio. Consumo de oxigênio. Tratamento descentralizado de esgoto.

ABSTRACT

SEPTIC TANK AND VERTICAL FLOW CONSTRUCTED WETLAND SYSTEM WITH RECIRCULATION FOR ORGANIC MATTER AND NITROGEN REMOVAL FROM DOMESTIC WASTEWATER

AUTHOR: Samara Terezinha Decezaro

ADVISOR: Delmira Beatriz Wolff

CO-ADVISOR: Pablo Heleno Sezerino

Vertical flow constructed wetlands (VFCW) are attractive systems for decentralized wastewater treatment, enabling the organic matter removal and nitrification. However, the denitrification is limited in these systems. An alternative is to recirculate the treated effluent from VFCW to the primary treatment unit, such as a septic tank (ST). The aim of this study was to evaluate the performance of ST and VFCW system operated with recirculation, applied for organic matter and nitrogen removal from domestic wastewater. The study was developed in three strategic steps (steps 1, 2 and 3) carried out over two years of operation of ST (4.7 m^3) and VFCW (24.5 m^2) under an influent flow of $1.5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. The VFCW was filled out with gravel and during this research, it was planted with *Heliconia* and *Canna*, each one in a specific period of time. In step 1 it was evaluated the hydraulic and treatment performances of ST/VFCW system for recirculation ratios of 0%, 50% and 60%, with hydraulic loading rate (HLR) of 60, 85 and 110 mm d^{-1} in the VFCW, respectively. The results showed that recirculation reduced the hydraulic detention times on ST and the percolation times on VFCW; however, it was not detrimental to treatment since recirculation also allowed new chances of contact between wastewater and microorganisms. Besides, the results indicated that the plants played an important role in increasing wastewater percolation time, mainly at the beginning of its development. Regarding to treatment, the recirculation showed potential to treat domestic wastewater with high concentrations of organic matter and N. The system operation with 50% recirculation, HLR of 85 mm d^{-1} , and fractionated into eight batches per day ($11.3 \text{ mm batch}^{-1}$), demonstrated the best efficiencies for the joint removal of COD (80%), TSS (85%) and TN (42%). In step 2 of the study, the influence of recirculation on the denitrifying populations present in the ST sludge and the structure of the nitrifying and denitrifying bacterial community present in the WCFV were evaluated by means of new generation sequencing. The results showed that recirculation provided an increase in the abundance of denitrifying bacteria in ST. In the VFCW, denitrifying bacteria were present in high diversity and abundance, however, ammonia oxidizing bacteria were present in low abundance, being identified only in the superficial layer (0-20 cm), and nitrite oxidizing bacteria were not identified. The presence of high concentrations of $\text{NO}_3^- \text{-N}$ in the effluent suggests the occurrence of nitrification in the bottom of the VFCW (50-75 cm) or the participation of other groups of microorganisms in the nitrification process (in addition to nitrifying autotrophic bacteria). Finally, in step 3, the VFCW oxygen transfer capacity was evaluated through assays with gaseous tracer (propane), for HLR ranging from 60 to 120 mm d^{-1} . For the operating conditions tested, the oxygen transfer rates (OTR) obtained were sufficient to meet VFCW oxygen demand for organic matter degradation and nitrification, and a higher OTR was obtained for the lower HLR (60 mm d^{-1}). In view of the above, the use of recirculation in a ST/VFCW system, for the conditions evaluated in this study, proved to be a promising alternative for the joint removal of organic matter and N, in the context of the decentralized treatment of domestic wastewater.

Keywords: Constructed wetlands. Hydrodynamic behavior. Oxygen transfer. Oxygen consumption. Decentralized wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

APRESENTAÇÃO

Figura 1 - Classificação dos wetlands construídos	38
Figura 2 - Esquema representando um WCFV de fluxo descendente. 1) afluente; 2) tubulação de alimentação; 3) tubulação de drenagem; 4) sentido do fluxo; 5) macrófitas 6) impermeabilização; 7) material filtrante; 8) efluente final.	39
Figura 3 - Etapas da formação de um biofilme.....	45
Figura 4 - Principais rotas de transformação e remoção de nitrogênio em <i>wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial	50
Figura 5 - Condução do teste da Função Pulso	58
Figura 6 - Transformação de uma curva experimental C_{pulso} em uma curva $E(t)$..	59
Figura 7 - Diagrama estrutural do desenvolvimento desta pesquisa.....	71
Figura 8 - Localização da ETE experimental, na UFSM.....	72
Figura 9 - Estação de Tratamento de Efluentes experimental localizada na UFSM.....	73
Figura 10 - Estação de Tratamento de Efluentes experimental localizada na UFSM. Detalhes construtivos do tanque séptico e do wetland construído de fluxo vertical (WCFV). a) Corte longitudinal; b) Vista em planta. Dimensões em cm.	74
Figura 11 - Corte transversal esquemático evidenciando a espessura das camadas de brita no WCFV (em centímetros) e os tubos de ventilação, abertos para a atmosfera.....	76
Figura 12 - Tubulações de distribuição (a) e de drenagem de efluente (b).....	77
Figura 13 - WCFV após o transplante das macrófitas: (a) <i>Heliconia psittacorum</i> (out./2015) e; (b) <i>Canna</i> spp. (out./2016).....	77
Figura 14 - Diagrama estrutural da metodologia adotada em cada fase experimental	79
Figura 15 - Locais de coleta: a) Ponto 1 – esgoto bruto; b) Ponto 2 – tanque séptico; c) Ponto 3 – saída do WCFV	83
Figura 16 - Aparato experimental montado para a realização dos experimentos com gás traçador. a) Locais de instalação do reservatório (1) e conjunto	

	motor-bomba (2); posição da união (3); posição do medidor de vazão (4); b) Cilindro de gás propano.....	87
Figura 17 -	Demonstração fotográfica dos procedimentos adotados nos ensaios com traçador gasoso.....	88

ARTIGO 1

Figura 1 -	Representação esquemática em corte longitudinal (a) e em planta (b) do sistema de tanque séptico (TS) e wetland construído de fluxo vertical (WCFV) para tratamento descentralizado de esgoto doméstico. O esgoto bruto passa por tratamento primário em TS (4,7 m ³) e posteriormente é aplicado intermitentemente na superfície do WCFV (24,5 m ²) por bombeamento. Nessa configuração, parte do efluente tratado é recirculado de volta para o TS.....	93
Figura 2 -	Vazões efluentes do WCFV após a aplicação de um pulso de esgoto, para diferentes condições operacionais (fases I, II, III, IV e V). As legendas dos gráficos mostram em que tempo de operação (dias) os dados foram coletados	97
Figura 3 -	Curvas de distribuição dos tempos de percolação, E (t), e curvas cumulativas dos tempos de percolação, F (t)	98
Figura 4 -	Tempos de percolação médios para as diferentes fases operacionais com base nos ensaios hidrodinâmicos realizados ao longo do tempo de operação do WCFV e do desenvolvimento das plantas (mostrado em fotografias)	99
Figura 5 -	Comportamento temporal de DQO e SST no afluente e no efluente das unidades de tratamento, nas cinco fases operacionais avaliadas.....	105
Figura 6 -	Concentrações de DQO e SST no esgoto bruto e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) nas cinco fases operacionais avaliadas. Diagrama de caixa: Mediana; Caixa: 25%-75%; Whisker: intervalo não discrepante	106
Figura 7 -	Comportamento da DQO efluente do WCFV no decorrer do tempo de drenagem após a aplicação de pulsos de diferentes volumes. a) pulso de 7,5 mm; b) pulso de 11,3 mm; c) pulso de 7,5 mm. Em d) são mostradas as cargas efluentes de DQO para os três volumes de pulso aplicados	110

Figura 8 -	Concentrações de NTK no esgoto bruto e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) nas cinco fases operacionais avaliadas. Diagrama de caixa: Mediana; Caixa: 25%-75%; Whisker: intervalo não discrepante	112
Figura 9 -	Comportamento temporal das diferentes formas de nitrogênio encontradas no afluente e no efluente das unidades de tratamento, nas cinco fases operacionais avaliadas.....	112
Figura 10 -	Transformações e remoções médias de nitrogênio ocorridas no sistema TS/WCFV nas condições operacionais correspondentes às fases I, II, III, IV e V	113
Figura 11 -	Porcentagens de remoção/transformação de $N-NH_4^+$ (em massa) para as cinco fases operacionais avaliadas no tanque séptico (TS) e no wetland construído de fluxo vertical (WCFV)	114
Figura 12 -	Comparação das concentrações de nitrogênio (NTK, $N-NH_4^+$, $N-NO_2^-$ e $N-NO_3^-$), em amostragens simples e compostas realizadas durante as condições operacionais da fase V (n=3)	114
Figura 13 -	Balanços de massa de nitrogênio calculados para as cinco fases operacionais avaliadas	116
ARTIGO 2		
Figura 1 -	Diagrama do sistema de tratamento indicando os pontos de amostragem de efluente, de medição de vazão e os pontos de coleta de biomassa para as análises de sequenciamento de DNA	126
Figura 2 -	Esquema mostrando as principais etapas utilizadas para concentração de biomassa das amostras, incluindo o desprendimento da biomassa contida na brita e o processamento do lodo do TS.....	127
Figura 3 -	Cargas médias afluentes e efluentes das etapas de tratamento e respectivas eficiências, em termos de DBO, DQO e SST	130
Figura 4 -	Concentrações de N total no esgoto afluente e no efluente das unidades de tratamento ao longo do período de operação com a estratégia de recirculação.....	131
Figura 5 -	Balanços de massa de nitrogênio no afluente (EB) e efluente das unidades de tratamento, TS (volume útil= $4,7\ m^3$) e WCFV (área superficial = $24,5\ m^2$)	131

- Figura 6 - Abundância relativa identificada nas amostras de lodo no início (55 dias) e ao final do período de recirculação (263 dias), em nível de ordem .. 133
- Figura 7 - Abundância Relativa identificada nas amostras da camada da superfície (0-20 cm) e fundo (20-50 cm) coletadas no WCFV, em nível de ordem 135

ARTIGO 3

- Figura 1 - Aparato experimental montado para avaliação da transferência de oxigênio no WCFV. 1- Local de determinação de OD e temperatura; 2- Ponto de coleta de amostras do afluente (propano e OD); 3- Ponto de coleta de amostras na camada superficial do WCFV (propano e OD); 4- Ponto de coleta no efluente do WCFV (propano e OD) e determinação da temperatura 147
- Figura 2 - Exemplo de cromatograma obtido para o propano (tempo de retenção em minutos versus intensidade)..... 149
- Figura 3 - Concentrações médias de propano e oxigênio dissolvido no afluente (tubulação de distribuição), na camada superficial (brita) e no efluente do WCFV 155

DISCUSSÃO

- Figura 1 - Demonstração esquemática do desempenho das unidades experimentais durante as cinco fases operacionais 164

LISTA DE TABELAS

APRESENTAÇÃO

Tabela 1 - Condições operacionais do WCFV em cada fase78

ARTIGO 1

Tabela 1 - Condições operacionais do WCFV em cada fase operacional da pesquisa.....94

Tabela 2 - Influência de diferentes condições operacionais no tempo de detenção hidráulica do tanque séptico96

Tabela 3 - Médias e desvios padrão (entre parênteses) para as vazões de esgoto bruto, de recirculação e afluentes ao WCFV e taxas de aplicação hidráulica superficial no WCFV nas cinco fases operacionais 101

Tabela 4 - Médias (desvios-padrão) dos principais parâmetros avaliados.....102

Tabela 5 - Cargas de DQO médias no afluente e no decorrer do tratamento e respectivas eficiências de remoção107

Tabela 6 - Cargas de SST médias no afluente e no decorrer do tratamento e respectivas eficiências de remoção 107

ARTIGO 2

Tabela 1 - Valores dos parâmetros físico-químicos e vazões (médias com desvio-padrão entre parênteses) no afluente e efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) e carregamentos hidráulico, orgânico e de nitrogênio no WCFV.....129

Tabela 2 - Análise da diversidade das amostras de lodo do TS por meio de índices de diversidade α133

Tabela 3 - Análise da diversidade das amostras da camada de superfície (0-20 cm) e fundo (20-50 cm) do WCFV por meio de índices de diversidade α ...136

ARTIGO 3

Tabela 1 - Condições operacionais nas quais os experimentos foram realizados, referentes à aplicação de um pulso no WCFV em diferentes TAH.....148

Tabela 2 - Descrição do equipamento e descrição dos parâmetros de análise148

Tabela 3 - Taxas de consumo de oxigênio médias obtidas em diferentes condições operacionais do sistema ao longo de dois anos de monitoramento.....152

Tabela 4 - Comparação de valores de taxas de consumo de oxigênio (TCO) em <i>wetlands</i> construídos reportadas na literatura, com base em balanços de massa.....	153
Tabela 5 - Resultados calculados para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio do WCFV em três experimentos realizados, com variação da TAH	156
Tabela 6 - Valores de KLa, O_2 obtidos em diferentes estudos	157
Tabela 7 - Comparação de valores de taxas de transferência de oxigênio em diferentes tipos de <i>wetlands</i> construídos e em filtro de areia	158

LISTA DE QUADROS

APRESENTAÇÃO

Quadro 1 - Níveis do tratamento de esgoto	36
Quadro 2 - Processos de remoção de poluentes em WC	48
Quadro 3 - Capacidade das plantas em transferir oxigênio	64
Quadro 4 - Comparação de valores de taxas de transferência de oxigênio em <i>wetlands</i> construídos reportadas na literatura.	66
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).....	81
Quadro 6 - Parâmetros monitorados e os respectivos métodos utilizados nas análises físico-químicas do esgoto	82

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Alc. total	Alcalinidade Total
AOA	Arqueas Oxidantes de Amônia
APHA	American Public Health Association
AR	Abundância Relativa
BOA	Bactérias Oxidantes de Amônia
BON	Bactérias Oxidantes de Nitrito
CEU	Casa do Estudante Universitário
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
C_{sat}	Concentração de saturação
DTD	Distribuição dos Tempos de Detenção
d_{10}	Diâmetro Efetivo
d_{30}	Diâmetro a 30 %
d_{60}	Diâmetro a 60 %
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
DQO_t	Demanda Química de Oxigênio Total
DQO_s	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
EB	Esgoto Bruto
EPS	Substâncias poliméricas extracelulares
E (t)	Curva de distribuição dos tempos de detenção normalizada
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
F (t)	Curva cumulativa de distribuição dos tempos de detenção
GESAD	Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
K_{La}	Coeficiente de transferência de massa
K_{La, O_2}	Coeficiente de transferência de massa do oxigênio
$K_{La, P}$	Coeficiente de transferência de massa do propano
LABEFLO	Laboratório de Ecologia Florestal
LaMIP	Laboratório de Manejo Integrado de Pragas
LEMA	Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente
MO	Matéria orgânica
NBR	Norma Brasileira
NGS	<i>Next Generation Sequencing</i>
Norg.	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldahl
$N-NH_4^+$	Nitrogênio Amoniacal
$N-NO_2^-$	Nitrogênio Nitrito
$N-NO_3^-$	Nitrogênio Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
OTU	<i>Operational Taxonomic Units</i>
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Plano Nacional de Saneamento Básico
$P-PO_4^{3-}$	Fósforo Ortofosfato
PT	Fósforo Total

Q	Vazão
Rec	Recirculação
RENTED	Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados
RR	Razão de Recirculação
RWT	Rodamina WT
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SST	Sólidos Suspensos Totais
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
TCO	Taxa de Consumo de Oxigênio
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
TS	Tanque Séptico
TTO	Taxa de Transferência de Oxigênio
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
WC	Wetland (s) Construído (s)
WCFV	Wetland Construído de Fluxo Vertical
WCFH	Wetland Construído de Fluxo Horizontal
WCFS	Wetland Construído de Fluxo Superficial

SUMÁRIO

1	APRESENTAÇÃO.....	27
1.1	INTRODUÇÃO.....	27
1.1.1	Justificativa.....	30
1.1.2	Hipótese	32
1.1.3	Objetivos	33
1.2	REFERENCIAL TEÓRICO	35
1.2.1	Wetlands construídos aplicados no tratamento descentralizado de esgotos.....	35
1.2.2	Wetlands construídos	37
1.2.3	Wetland construído de fluxo vertical	39
1.2.4	Wetlands construídos de fluxo vertical com recirculação.....	40
1.2.5	Elementos atuantes no tratamento	42
1.2.5.1	<i>Material filtrante</i>	<i>42</i>
1.2.5.2	<i>Plantas.....</i>	<i>43</i>
1.2.5.3	<i>Micro-organismos</i>	<i>44</i>
1.2.6	Mecanismos de tratamento em wetlands	47
1.2.7	Transformação e remoção de nitrogênio em WCFV.....	49
1.2.7.1	<i>Amonificação</i>	<i>50</i>
1.2.7.2	<i>Nitrificação.....</i>	<i>51</i>
1.2.7.3	<i>Desnitrificação</i>	<i>52</i>
1.2.7.4	<i>Vias não convencionais de remoção e transformação do nitrogênio.....</i>	<i>53</i>
1.2.7.5	<i>Adsorção no material filtrante</i>	<i>53</i>
1.2.7.6	<i>Volatilização</i>	<i>54</i>
1.2.7.7	<i>Assimilação microbiana</i>	<i>54</i>
1.2.7.8	<i>Assimilação pelas plantas</i>	<i>55</i>
1.2.8	Aspectos hidrodinâmicos em wetlands construídos.....	56
1.2.9	Transferência de oxigênio	59
1.2.9.1	<i>Fundamentos e mecanismos da transferência de gases.....</i>	<i>60</i>
1.2.9.2	<i>Transferência de oxigênio em wetlands construídos</i>	<i>63</i>
1.2.9.3	<i>Método do traçador gasoso</i>	<i>67</i>
1.3	MATERIAL E MÉTODOS	71
1.3.1	Descrição da Estação de Tratamento de Efluentes experimental	72

1.3.1.1	<i>Tanque séptico</i>	75
1.3.1.2	<i>Wetland construído de fluxo vertical</i>	75
1.3.2	Condições operacionais	78
1.3.3	Monitoramento das vazões	79
1.3.4	Testes hidrodinâmicos (testes com traçador)	80
1.3.5	Coletas e análises físico-químicas do esgoto	81
1.3.6	Quantificação dos sólidos acumulados no sistema	83
1.3.7	Balço de nitrogênio	83
1.3.8	Análise estatística dos resultados	84
1.3.9	Caracterização da comunidade bacteriana	84
1.3.10	Transferência de oxigênio	86
1.3.10.1	<i>Experimentos com gás traçador</i>	86
1.3.10.2	<i>Determinação das concentrações de propano</i>	89
1.3.10.3	<i>Determinação das taxas de transferência de oxigênio</i>	90
2	ARTIGO 1 – REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E NITROGÊNIO EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUIDO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO	91
2.1	RELEVÂNCIA E OBJETIVOS	91
2.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	92
2.2.1	Descrição do sistema experimental.....	92
2.2.2	Monitoramento das características hidráulicas.....	94
2.2.3	Monitoramento físico-químico.....	95
2.2.4	Análise estatística	95
2.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	95
2.3.1	Avaliação do comportamento hidráulico do sistema TS/WCFV.....	95
2.3.2	Avaliação do desempenho do sistema TS/WCFV.....	101
2.3.2.1	<i>Remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos</i>	104
2.3.2.2	<i>Transformação e remoção de nitrogênio</i>	111
2.4	CONCLUSÃO	118
2.5	REFERÊNCIAS.....	119
3	ARTIGO 2 – INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE BACTERIANA NITRIFICANTE E DENITRIFICANTE PRESENTE EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E WETLAND CONSTRUIDO VERTICAL	123

3.1	RELEVÂNCIA E OBJETIVOS	123
3.2	MATERIAL E MÉTODOS	125
3.2.1	Descrição da estação de tratamento de esgoto	125
3.2.2	Coleta e preparo de amostras para avaliações da comunidade bacteriana.....	126
3.2.3	Sequenciamento de nova-geração	128
3.2.4	Análises estatísticas	128
3.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	128
3.3.1	Desempenho do sistema experimental	128
3.3.2	Efeito da recirculação na comunidade presente no lodo do tanque séptico	132
3.3.3	Dinâmica bacteriana nitrificante e desnitrificante presente no WCFV	134
3.4	CONCLUSÃO	138
3.5	REFERÊNCIAS	138
4	ARTIGO 3 – EFEITO DAS TAXAS DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA NA TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO EM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL.....	143
4.1	RELEVÂNCIA E OBJETIVOS	143
4.2	MATERIAL E MÉTODOS	145
4.2.1	Consumo de oxigênio.....	146
4.2.2	Ensaio com o gás traçador	146
4.2.2.1	<i>Análises de propano.....</i>	<i>148</i>
4.2.2.2	<i>Cálculo das taxas de transferência de oxigênio</i>	<i>150</i>
4.3	RESULTADOS E DISCUSSÃO	151
4.3.1	Consumo de oxigênio no WCFV	151
4.3.2	Transferência de oxigênio no WCFV - Método do traçador gasoso	154
4.4	CONCLUSÃO	158
4.5	REFERÊNCIAS	159
5	DISCUSSÃO	163
6	CONCLUSÕES	169
7	RECOMENDAÇÕES.....	173
	REFERÊNCIAS.....	175
	APÊNDICE A – RESULTADOS DOS ENSAIOS HIDRODINÂMICOS.....	189
	APÊNDICE B – RESULTADOS DO MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO	199

APÊNDICE C – RESULTADOS DO SEQUENCIAMENTO DE DNA.....	209
APÊNDICE D – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO	213

1 APRESENTAÇÃO

1.1 INTRODUÇÃO

Por meio da Lei nº 11.445/2007 (BRASIL, 2007) foram estabelecidas as diretrizes nacionais para o saneamento básico, que tem como um dos princípios fundamentais, a universalização do acesso aos serviços de saneamento. Porém, ainda hoje no Brasil, uma parcela significativa da população não tem acesso a estes serviços básicos (SNIS, 2017). Em relação ao tratamento de esgoto, ainda há um grande déficit, principalmente em locais afastados dos grandes centros, nos quais não há rede de coleta e tratamento dos esgotos, como é o caso das periferias e áreas rurais.

O Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB), previsto na Lei nº 11.445/2007, elaborado pelo Ministério das Cidades e aprovado pela portaria interministerial nº 571/2013 (BRASIL, 2013), determina a elaboração de três programas para a sua operacionalização: saneamento básico integrado, o saneamento estruturante e o saneamento rural. Este último é de fundamental importância, considerando o censo demográfico realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE (IBGE, 2010), que mostrou que cerca de 29,9 milhões de pessoas residem em domicílios localizados nas áreas rurais. Além disso, considerando a estimativa de que 44% dos municípios brasileiros apresentam menos de 10.000 habitantes (IBGE, 2016), se nota a necessidade de fomentar a instalação no país de unidades de tratamento de esgoto do tipo descentralizadas, tais como os tanques sépticos e unidades complementares.

Porém, nos efluentes de sistemas de tratamento descentralizados convencionais (ex.: tanques sépticos seguidos por filtros anaeróbios, filtros de areia ou valas de infiltração), normatizados pelas NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997), nutrientes como o nitrogênio (N) normalmente apresentam-se em elevadas concentrações (acima de 60 mg NT L⁻¹), podendo trazer riscos à saúde da população e à biota presente no corpo receptor (USEPA, 2002; MOTA e VON SPERLING, 2009). Por essa razão, é uma necessidade crescente que, além da remoção da matéria orgânica carbonácea, também seja possível realizar as transformações e consequente remoção de nitrogênio presentes no esgoto doméstico. Contudo, atualmente isso ainda é um desafio no tratamento de efluentes,

principalmente em países em desenvolvimento. Neste sentido, dentre as tecnologias de tratamento descentralizado investigadas para esta finalidade, destacam-se os *wetlands* construídos (WC). Esses sistemas vêm sendo cada vez mais utilizados em todo o mundo, por constituírem uma tecnologia natural, de baixo custo de operação e manutenção comparando-os aos sistemas tipo lodo ativado, por exemplo, e por isso, atraente para pequenas comunidades (equivalentes populacionais inferiores a 2.000 habitantes) (CASELLES-OSORIO et al., 2007; MORVANNOU et al., 2011; ADRADOS et al., 2014).

Dentre as várias configurações de WC existentes, os *wetlands* construídos de fluxo vertical (WCFV) são sistemas nos quais é possível obter significativa nitrificação, além de elevada remoção de matéria orgânica carbonácea e de sólidos dos esgotos (SAEED e SUN, 2012). Os WCFV são projetados para alcançarem uma efetiva oxigenação do material filtrante, por meio de alimentação intermitente, juntamente com controle das taxas de aplicação hidráulica (TAH) e do regime de alimentação.

Em WCFV, o nitrogênio contido nas águas residuárias pode passar pela sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, ser assimilado pelas plantas e micro-organismos ou ainda, ser adsorvido no material filtrante, além de outros processos que podem ocorrer. No entanto, como nos WCFV são predominantes ambientes aeróbios, a desnitrificação é comumente limitada ou desprezível nesses sistemas, não ocorrendo remoção significativa de N, e sim, somente transformação, pelos processos de amonificação e nitrificação (SAEED e SUN, 2012).

Para maximizar a remoção de N nos WCFV, uma modificação operacional vinculada com a recirculação do efluente tem sido proposta nos últimos anos (BRIX e ARIAS, 2005; HE et al., 2006a,b; PROST-BOUCLE e MOLLE, 2012; HUANG et al., 2013; FOLADORI, RUABEN e ORTIGARA, 2013). Esta estratégia está bem consolidada no norte da Europa, destacando-se a Dinamarca, onde apresenta-se nas diretrizes governamentais do país, que o efluente nitrificado no WCFV seja recirculado para o tratamento primário para a promoção da desnitrificação (BRIX e ARIAS, 2005). A recirculação pode aumentar significativamente a eficiência do tratamento nos WC devido ao maior contato dos micro-organismos com as águas residuárias, tanto na superfície do material suporte quanto na rizosfera (ZHAO, SUN e ALLEN, 2004).

Independentemente da configuração adotada de WCFV, evidencia-se a necessidade de avaliações vinculadas às características hidráulicas, pois variáveis como o tempo de detenção hidráulica e o grau de mistura nesses sistemas são fatores determinantes para um tratamento eficiente (GIRALDI et al., 2009). Entretanto, entende-se que o termo “tempo de detenção hidráulica” não é o mais apropriado para WCFV de fluxo descendente, nos quais a drenagem é livre e o fluxo intermitente. Considera-se que o termo mais adequado para WCFV seja “tempo de percolação”, o qual é utilizado neste trabalho, pois a água residuária aplicada apenas percola através do material filtrante, não ficando, portanto, retida no sistema. O tempo de percolação em WCFV pode variar conforme a TAH, com o tempo de operação, e crescimento das plantas e do biofilme nesses sistemas.

Além disso, a eficiência dos WCFV na remoção de matéria orgânica carbonácea e nas transformações de nitrogênio depende especialmente da disponibilidade de oxigênio no meio filtrante. As entradas de oxigênio, de forma geral ocorrem por difusão atmosférica, por convecção e através das plantas (PLATZER, 1999; TANNER e KADLEC, 2003; KADLEC e WALLACE, 2009). Assim, a quantificação do valor total de oxigênio que fisicamente passa para a subsuperfície do WCFV, em termos de taxa de transferência de oxigênio, bem como o conhecimento das taxas de consumo de oxigênio pelos micro-organismos se mostram fatores principais para maximizar o desempenho de tratamento nesses sistemas. Identificando-se a dinâmica da transferência e consumo de oxigênio, é possível avaliar condições que intensifiquem os processos de transferência e consumo de oxigênio e, conseqüentemente, melhorar o desempenho de tratamento.

Além disso, outro aspecto importante diz respeito ao conhecimento da comunidade microbiana presente em condições operacionais específicas, e sua relação com os processos biológicos de tratamento. Os micro-organismos são os principais elementos atuantes na ciclagem de nutrientes em WC, e por isso, sua distribuição espacial e temporal em um sistema de tratamento operando sob determinada condição operacional, pode dar indícios de como e onde os processos biológicos acontecem dentro do sistema.

Dessa forma, fica evidente que para projetar e operar WCFV, são necessários uma série de estudos, incluindo a avaliação do desempenho em condições operacionais específicas, das características hidrodinâmicas resultantes, da

disponibilidade de oxigênio, bem como dos elementos atuantes no tratamento, incluindo plantas, material filtrante e micro-organismos.

Nesse contexto, foi implementado em nível nacional um projeto denominado Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados (RENTED), financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP) no Edital Chamadas Públicas MCT/Finep/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 06/2010. O projeto visou o desenvolvimento de sistemas locais e descentralizados de manejo de águas residuárias de origem doméstica, incluindo aspectos de sustentabilidade e de gerenciamento de subprodutos líquidos, sólidos e gasosos. Neste projeto participaram 13 instituições, dentre elas a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Na UFSM, foi implantada e avaliada desde 2015, uma estação experimental composta por tanque séptico seguido de WCFV com recirculação, para tratamento de esgoto doméstico não segregado. Dentre os trabalhos já concluídos destacam-se trabalhos em nível de graduação (PERONDI, 2016; RAMÍREZ, 2017; FACCENDA, 2017) e dissertações de mestrado (DECEZARO, 2016; ALVES, 2016; TREVISAN, 2017).

1.1.1 Justificativa

A aplicação de WC para tratamento de esgoto no Brasil ainda é incipiente. Cabe citar que a construção destes sistemas ainda não está normatizada no país e não existe uma padronização no uso. Além disso, a legislação atual brasileira, tal como a Resolução CONAMA nº 430/2011 (BRASIL, 2011), não contempla a obrigatoriedade de um tratamento a nível mais elevado no caso do tratamento de esgoto sanitário/doméstico, não dispondo valores limites para as concentrações de nutrientes no esgoto. Contudo, percebe-se a necessidade de buscar soluções no contexto do tratamento descentralizado, visando atingir um nível mais elevado de tratamento, especialmente em relação às transformações e remoção de N, devido aos possíveis danos ambientais e à saúde da população que este elemento pode causar.

Já foi relatado que a configuração composta por unidade de tratamento primário, como tanque séptico (TS), seguida de WCFV na qual se utiliza recirculação, aplicável ao tratamento de esgoto descentralizado, pode alcançar um elevado nível de tratamento, contemplando nitrificação no WCFV e desnitrificação no

TS (BRIX, ARIAS e JOHANSEN, 2002, 2003; MARTI et al., 2003; ARIAS, BRIX e MARTI, 2005; BRIX e ARIAS, 2005). Porém, não se tem estudos no país contemplando esta configuração. Cabe ressaltar que o desempenho desses sistemas depende não somente de taxas e cargas aplicadas, mas também das condições de contorno, tais como o clima local e o regime de alimentação.

Com vistas à construção de um sistema robusto, a brita se destaca como um material filtrante possível de aplicação em WCFV. A brita é um material facilmente encontrado no país e devido às boas condições de fluxo desse material, os requisitos operacionais são reduzidos, pois se previne o problema da colmatagem e assim, a vida útil do sistema é prolongada. Por outro lado, dependentemente das características da brita, o uso da mesma em WCFV pode acarretar em baixos tempos de percolação, podendo levar à redução da eficiência do tratamento, devido ao curto tempo de contato entre o esgoto afluyente e os elementos atuantes no WCFV.

Com vistas a resolver esta questão, alguns trabalhos relatam a operação de WCFV preenchidos com brita com taxa de aplicação hidráulica (TAH) abaixo das comumente utilizadas em WCFV de areia (ABOU-ELELA e HELLAL, 2012; GARCÍA, PAREDES e CUBILLOS, 2013; NIVALA et al., 2013). Contudo, isso acaba aumentando os requisitos de área para implantação do tratamento, bem como os custos para construção e manutenção. Diante disso, surge a necessidade de estudar formas de aumentar o tempo de percolação em WCFV com brita como material filtrante, sem que seja necessário reduzir a TAH.

Diversos trabalhos já foram publicados mencionando que as plantas influenciam nas características hidrodinâmicas desses sistemas. Em WCFV do tipo “sistema francês” foi verificado que a presença de plantas proporciona menores tempos de percolação, devido à criação de caminhos preferenciais pelas raízes na camada de depósito de lodo (TORRENS et al., 2009; COTA, 2011; PENIDO, 2009). Entretanto, entende-se que em WCFV preenchidos com brita de elevada porosidade e aplicados ao tratamento de esgoto após remoção de sólidos suspensos (SST) em unidade primária, as plantas podem desempenhar função inversa àquela verificada em “sistema francês”. Isso parte do pressuposto de que as plantas podem contribuir para o aumento do TDH, por meio do crescimento das raízes, as quais podem ocupar os espaços vazios contidos no material filtrante, fazendo com que o esgoto permaneça na unidade de tratamento por um tempo maior.

Desde 2015, pesquisas vêm sendo realizadas na UFSM com vistas à avaliação do desempenho de um WCFV preenchido com brita e transplantado com plantas ornamentais no tratamento descentralizado de esgoto doméstico, pós tanque séptico. Nesse contexto, pretende-se avaliar o desempenho de tratamento desse sistema em fases com e sem recirculação, com ênfase nos processos de transformação e remoção de N, procurando entender como as características hidrodinâmicas, a disponibilidade de oxigênio e a composição da comunidade bacteriana variam conforme as TAH.

1.1.2 Hipótese

A pesquisa está baseada na seguinte hipótese: um WCFV preenchido com brita, ao invés de areia, pode proporcionar nível de tratamento avançado quando combinado com unidade primária (tanque séptico - TS) com recirculação do efluente final para o TS, promovendo a remoção de matéria orgânica em conjunto com a nitrificação e a desnitrificação em esgoto doméstico.

A partir desta hipótese surgiram as seguintes questões norteadoras:

- (i) O desenvolvimento do sistema radicular das plantas possibilita melhoria do desempenho do WCFV, favorecendo um maior tempo de percolação?
- (ii) Com a recirculação de efluente tratado no WCFV para o TS, é possível obter remoção de NT superior a 30%?
- (iii) Com a recirculação de efluente para o TS ocorre aumento da abundância de bactérias desnitrificantes nesta unidade?
- (iv) Com a recirculação e respectivo aumento das TAH no WCFV, ocorre maior nitrificação, devido à maior transferência de oxigênio para o material filtrante?

1.1.3 Objetivos

- Objetivo geral

Avaliar o desempenho de um arranjo tecnológico composto por um tanque séptico seguido de um *wetland* construído de fluxo vertical, operado com recirculação do efluente para o tanque séptico e aplicado para remoção de matéria orgânica e nitrogênio presentes em esgoto doméstico.

- Objetivos específicos

- Identificar as variações das condições hidráulicas do sistema TS/WCFV ao longo do desenvolvimento das plantas e sob diferentes razões de recirculação e TAH;

- Avaliar o desempenho do tratamento do sistema de TS/WCFV quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio em diferentes razões de recirculação e TAH;

- Identificar a estrutura da comunidade bacteriana presente no TS e no WCFV, com ênfase nas bactérias envolvidas nos processos de transformação/remoção de nitrogênio;

- Avaliar o efeito da recirculação e respectivo aumento das TAH na transferência de oxigênio para o maciço filtrante do WCFV.

1.2 REFERENCIAL TEÓRICO

1.2.1 *Wetlands* construídos aplicados no tratamento descentralizado de esgotos

O acesso aos serviços de coleta e tratamento dos esgotos no Brasil, ainda é um privilégio de pequena parcela da população, pois somente 50,3% do esgoto gerado é coletado e desta parcela somente 74% é tratado. Além disso, considerando o total de esgotos gerados no país, apenas 42,7% é tratado, segundo dados do Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto - 2015 (SNIS, 2017). Isso acontece devido ao fato de que a coleta e o tratamento são caros e muitas vezes problemáticos, por diversas razões, incluindo longas distâncias aos cursos d'água, limitações topográficas ou custo (GARCÍA, PAREDES e CUBILLOS, 2013). Nessas áreas, o tratamento de esgoto descentralizado é a única opção.

O tratamento descentralizado de esgoto inclui: (i) nível coletivo, atendendo as pequenas comunidades, condomínios ou conjunto de edificações e; (ii) individual, conhecido na literatura internacional como sistema *on site*. Algumas das tecnologias aplicáveis como tratamento descentralizado são apresentadas nas normas brasileiras NBR 7229 (ABNT, 1993) e NBR 13969 (ABNT, 1997), incluindo tanque séptico e unidades complementares, tais como filtro anaeróbio submerso, filtro aeróbio, filtro de areia, vala de infiltração, lodo ativado por batelada e lagoas com plantas.

Nos sistemas descentralizados convencionais, é atingido o nível de tratamento secundário, ou seja, somente remoção de SST e de matéria orgânica carbonácea. Então, devido à presença de nutrientes e patógenos no efluente final destes sistemas, a disposição dos mesmos nos corpos d'água pode trazer riscos à saúde da população (meta-hemoglobinemia, por exemplo) (USEPA, 2002). Por essa razão, percebe-se a necessidade de atingir níveis mais elevados de tratamento. Uma concepção atual de níveis de tratamento de esgoto é demonstrada no quadro 1.

Além disso, nos últimos anos houve uma modificação na forma de concepção de estações de tratamento de esgoto. A proposta atual é que as novas estações de tratamento devem ser planejadas não apenas para produzir efluentes de qualidade elevada, mas também para minimizar os custos operacionais associados à mão de

obra, à energia, à estabilização de subprodutos e para a disposição final/reúso (METCALF e EDDY, 2016).

Quadro 1 - Níveis do tratamento de esgoto

Nível de tratamento	Descrição
Preliminar	Remoção de constituintes como trapos, galhos, flotáveis, areia e graxa que possam causar problemas operacionais ou de manutenção às operações e aos processos de tratamento e sistemas auxiliares.
Primário	Remoção de parte de sólidos suspensos e matéria orgânica do esgoto.
Primário avançado	Remoção melhorada de sólidos suspensos e de matéria orgânica do esgoto. Tipicamente efetuado pela adição de compostos químicos ou filtração.
Secundário	Remoção de matéria orgânica biodegradável (em solução ou em suspensão) e sólidos suspensos. A desinfecção é, também, tipicamente incluída na definição de tratamento secundário convencional.
Secundário com remoção de nutrientes	Remoção de compostos orgânicos biodegradáveis, sólidos suspensos e nutrientes (nitrogênio, fósforo ou ambos).
Terciário	Remoção de sólidos suspensos residuais (após tratamento secundário), usualmente por filtros granulares, filtros de tecido ou microtelas. A desinfecção é, também, um componente típico do tratamento terciário. Remoção de nutrientes é, geralmente, incluído nessa definição.
Avançado	Remoção de materiais, suspensos ou dissolvidos, que permanecem após tratamento biológico, quando requerido para aplicações diversas de reúso.

Fonte: Adaptado de Metcalf e Eddy (2016).

Nesse contexto, a utilização de *wetlands* para tratamento de esgoto está de acordo com a filosofia de desenvolvimento sustentável. De acordo com Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014), os WC podem desempenhar a mesma função que as estações de tratamento de esgoto centralizadas (inclusive um elevado nível de tratamento de esgoto), porém, de forma mais econômica, com eficiência energética e mais amigável ao meio ambiente.

1.2.2 *Wetlands* construídos

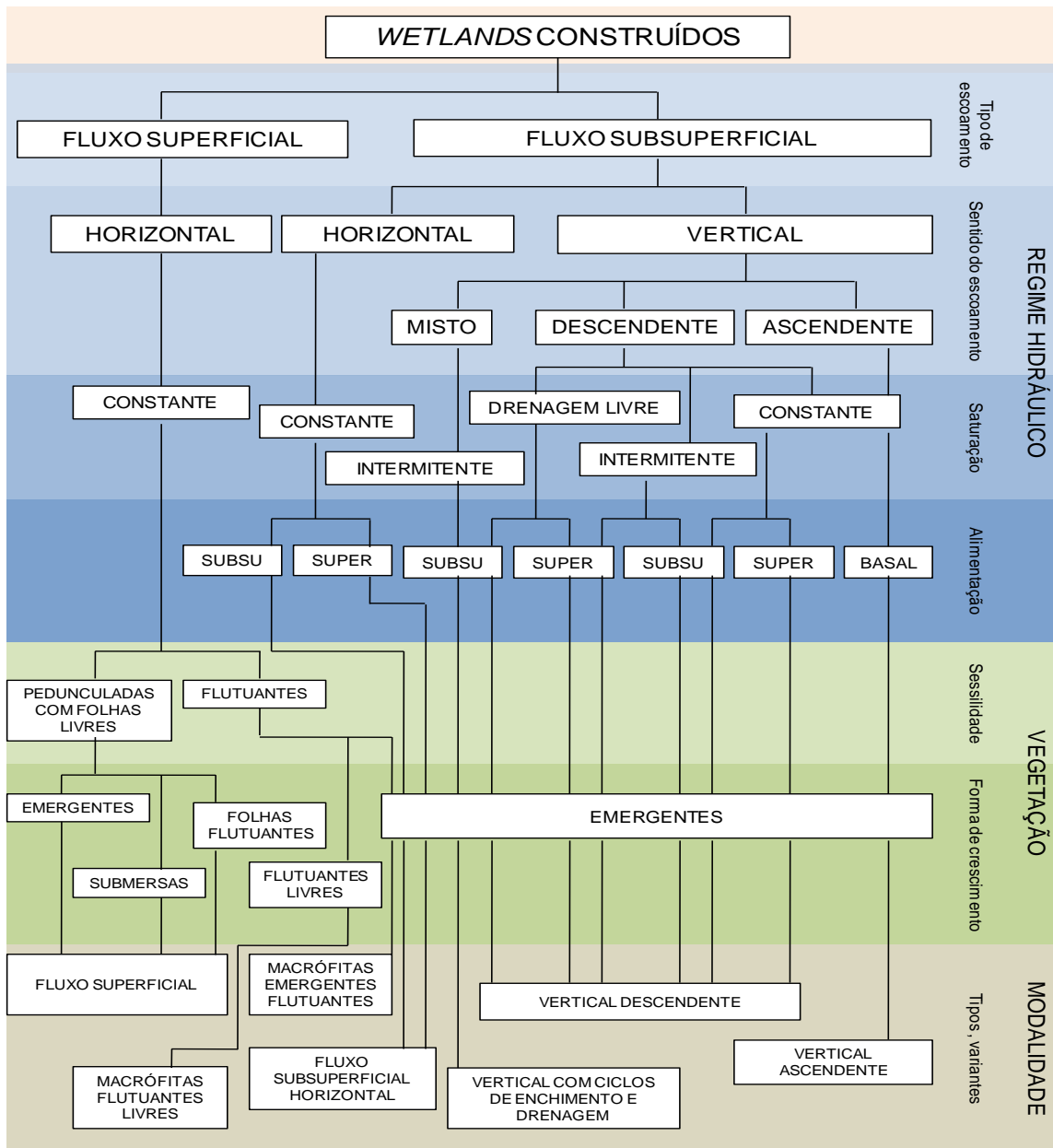
Os *wetlands* construídos (WC) consistem em uma tecnologia sustentável que evoluiu muito nas últimas décadas, desde as primeiras aplicações, na década de 1950 (KADLEC e WALLACE, 2009). Atualmente, esta tecnologia é considerada uma opção confiável para tratamento de esgoto doméstico ou sanitário, podendo ser aplicada para tratamento de vários tipos de águas residuárias, tais como efluentes industriais (WU, S. et al., 2015; SERRANO et al., 2011; MULIDZI, 2007), lixiviados de aterros sanitários (WOJCIECHOWSKA, 2017; BIALOWIEC et al., 2012), águas residuárias da pecuária (PELLISSARI et al., 2014; SEZERINO et al., 2003), como também para tratamento de águas superficiais poluídas (DONG et al., 2012) e desaguamento de lodo (MAGRI et al., 2016; STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012a).

O uso de WC para tratamento do esgoto sanitário é atraente para pequenas comunidades (< 2000 pessoas) (CASELLES-OSORIO et al., 2007; MORVANNOU et al., 2011; ADRADOS et al., 2014), e por isso esses sistemas vêm sendo cada vez mais utilizados. Na Europa vários países aderiram à tecnologia, com um total de mais de 10.000 sistemas em operação (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

Os WC são sistemas projetados para utilizar os mesmos componentes (plantas, solo e micro-organismos) e processos de tratamento que ocorrem em *wetlands* naturais, mas de forma que seja possível acompanhar/controlar o tratamento (VYMAZAL, 2005). Os micro-organismos que crescem aderidos ao material suporte e às raízes das plantas são os principais responsáveis pelo tratamento, atuando na ciclagem de nutrientes (STOTTMEISTER et al., 2003).

Existem diversas configurações de WC desenvolvidas ao longo dos anos a fim de atender a objetivos específicos de tratamento. Na figura 1 apresenta-se uma classificação bem abrangente, proposta por Fonder e Headley (2013). Basicamente existem variações quanto ao regime hidráulico aplicado (fluxo superficial ou subsuperficial / vertical ou horizontal / constante ou intermitente, etc.) e quanto ao tipo de vegetação empregada. Além disso, pode haver combinação de dois ou mais tipos de fluxo ou ainda, intensificação dos processos, como por exemplo, com a introdução de aeração artificial (WU, H. et al., 2015).

Figura 1 - Classificação dos wetlands construídos



Nota: Tipo de alimentação: subsuperficial (subsu); superficial (super) ou; basal.
 Fonte: Adaptado de Fonder e Headley (2013).

No Brasil, os WC também são conhecidos por: zonas de raízes, filtros plantados com macrófitas, banhados construídos, sistemas alagados construídos, leitos cultivados, biofiltros com macrófitas, entre outros (SEZERINO et al., 2015). Contudo, como o termo *wetland* é utilizado na literatura internacional, neste trabalho optou-se pela utilização do mesmo, destacando a necessidade de uma padronização de nomenclatura.

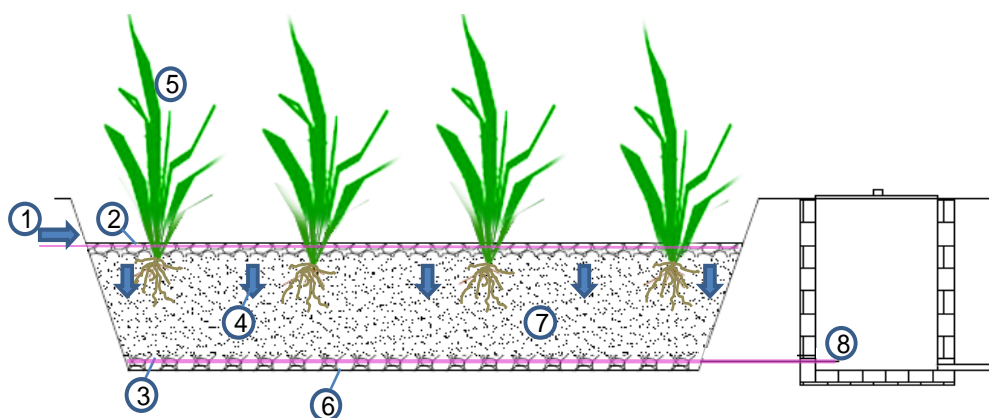
1.2.3 *Wetland* construído de fluxo vertical

Nos últimos anos, trabalhos de pesquisa foram direcionados a WCFV, pois são concebidos como sistemas muito eficientes não apenas para remoção de DBO_5 e SST, mas também na nitrificação, mesmo em clima frio (WANG, M. et al., 2017) e/ou recebendo altas taxas de carregamento.

Existem diversas variações de WCFV. Além das apresentadas na figura 1, alguns autores distinguem os WCFV de acordo com a direção do fluxo ao longo do eixo vertical e também de acordo com o nível e duração da saturação. As variantes apresentadas por Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014) são: (i) WCFV com fluxo intermitente descendente (*down flow VFCW*); (ii) WCFV com recirculação; (iii) WCFV com ciclos de enchimento e drenagem (*tidal flow*); (iv) WCFV saturados com fluxo ascendente; (v) WCFV saturados com fluxo descendente e; (vi) WCFV integrados (WCFV descendente seguido de WCFV ascendente).

Porém, o tipo mais comumente utilizado é WCFV de fluxo descendente (Figura 2). Este conceito operacional de WCFV foi inicialmente introduzido por Seidel (1965) ao empregar um WCFV como estágio intermediário, localizado após um tanque séptico e antes de um *wetland* construído de fluxo horizontal (WCFH) (TS→WCFV→WCFH). A partir de então, a tecnologia se desenvolveu na Europa para possibilitar altos níveis de transferência de oxigênio e consequentemente, produzir efluentes nitrificados (KADLEC e WALLACE, 2009).

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



Fonte: A autora.

Nesse tipo de sistema, a alimentação é realizada de forma intermitente, com entrada de esgoto na superfície do leito em curtos períodos de tempo. Geralmente, se utiliza uma rede de tubos perfurados para garantir uma distribuição uniforme sobre toda a superfície do leito. O esgoto aplicado é então, drenado verticalmente através do material filtrante, por gravidade, até o fundo do leito, onde existe uma tubulação para drenagem do efluente tratado. Assim que ocorre a drenagem, o ar atmosférico entra no material filtrante, preenchendo os espaços vazios, possibilitando assim, que os processos de tratamento ocorram aerobicamente. Geralmente, o número de bateladas por dia varia de 3 a 10 (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Hoffmann et al. (2011) recomendam que a alimentação de WCFV seja realizada por meio de 4 a 12 pulsos por dia, todos de curta duração, e longos períodos de descanso entre as alimentações, a fim de permitir a completa drenagem do efluente entre as bateladas e aumentar a transferência de oxigênio para o material filtrante.

Contudo, a partir da configuração básica de WCFV com fluxo intermitente e descendente, podem ser feitas modificações no sistema para possibilitar maior transferência de oxigênio para o material filtrante, e conseqüentemente maximizar o desempenho, principalmente no que diz respeito às transformações de nitrogênio. Exemplos de modificações adotadas são: a adoção de aeração artificial (DONG et al., 2012); tubos de ventilação (BRIX e ARIAS, 2005); operação com ciclos de enchimento e esvaziamento (*tidal flow*) (SUN, ZHAO e ALLEN, 2005); e recirculação do efluente (BRIX e ARIAS, 2005). A recirculação, devido à importância para a pesquisa, apresenta-se descrita com detalhes no item 1.2.4.

1.2.4 Wetlands construídos de fluxo vertical com recirculação

A recirculação do efluente tratado tem sido proposta como estratégia para aumentar a eficiência de WCFV (BRIX e ARIAS, 2005). A recirculação faz aumentar o tempo de percolação e fornece entrada de oxigênio adicional por convecção (PLATZER, 1999).

A estratégia de recirculação já foi adotada em várias configurações de WCFV, para diferentes finalidades de tratamento. Em WCFV do tipo sistema francês de um único estágio, utilizando razão de recirculação de 100%, Prost-Boucle e Molle (2012) obtiveram eficiências semelhantes às encontradas na configuração clássica de

sistema francês (remoção de 85% para DQO e de 50-60 % para NTK), porém, com menor demanda de área.

A recirculação também já foi aplicada em WCFV para tratamento de águas residuárias contendo elevada concentração de matéria orgânica. Nesse aspecto, He et al. (2006a) tratando águas residuárias da suinocultura (carga em torno de 170 g DQO $m^{-2} d^{-1}$), obtiveram com a recirculação um considerável aumento da remoção de DBO₅, SST e N-NH₄⁺ (de 50%, 49% e 36% sem recirculação para 81%, 77% e 62% com recirculação, respectivamente) e atribuíram os resultados à maior interação entre os poluentes contidos na água residuária com os micro-organismos aderidos às raízes das plantas e às superfícies das britas. Tratando o mesmo tipo de água residuária, Huang et al. (2013) verificaram com a recirculação, maiores remoções de N-NH₄⁺, NT e PT, contudo, não observaram o mesmo para a DQO. Para tratamento de esgoto doméstico com alta carga (83 g DQO $m^{-2} d^{-1}$), Foladori, Ruaben e Ortigara (2013) obtiveram maiores cargas removidas com o uso da recirculação em WCFV, tanto para DQO quanto para nitrogênio, alcançando eficiente nitrificação e desnitrificação, o que segundo os autores, possibilita redução na demanda de área para 1,5 $m^2.pessoa^{-1}$.

Outra possibilidade estudada consiste em levar o efluente nitrificado no WCFV de volta para o tratamento primário (tanque séptico, por exemplo). Assim, o carbono contido no esgoto bruto juntamente com as condições anóxicas da unidade primária podem favorecer o processo de desnitrificação (PLATZER, 1999; ARIAS, BRIX e MARTI, 2005). Além disso, a recirculação proporciona diluição do esgoto, o que muitas vezes é importante para que se consiga atingir baixas concentrações no efluente final, principalmente no caso do esgoto de residências unifamiliares, cujas concentrações de nitrogênio amoniacal podem ser superiores a 100 mg L⁻¹ (BRIX e ARIAS, 2005).

A utilização de sistema de tanque séptico seguido de WCFV, com recirculação de efluente nitrificado de volta para o tanque séptico, foi estudada na Dinamarca (BRIX, ARIAS e JOHANSEN, 2002, 2003; MARTI et al., 2003; ARIAS, BRIX e MARTI, 2005). Arias, Brix e Marti (2005) obtiveram remoção de NT variando de 1% (sem recirculação), a 52%, 66% e 68% para razões de recirculação de 100%, 200% e 300%, respectivamente, com nitrificação completa, independente da taxa de recirculação. Os resultados satisfatórios fizeram com que o governo da Dinamarca adotasse esta configuração como forma de tratamento descentralizado de efluentes

domésticos. A recomendação na Dinamarca é utilizar uma taxa de recirculação de 100% em WCFV com areia como material filtrante, a fim de atingir 95% de remoção de DBO, 90% de nitrificação, melhorar a desnitrificação e estabilizar o desempenho de tratamento do sistema (BRIX e ARIAS, 2005).

1.2.5 Elementos atuantes no tratamento

Na sequência, é detalhado o papel de cada elemento atuante no tratamento de águas residuárias em WC: material filtrante, plantas e micro-organismos.

1.2.5.1 Material filtrante

O crescimento aderido, por meio da utilização de algum tipo de material filtrante no tratamento de esgoto, possibilita inúmeras vantagens em comparação com o crescimento disperso, tais como: maiores tempos de detenção celular com maior concentração de biomassa ativa, maior coexistência entre micro-organismos aeróbios e anaeróbios e possibilidade de utilização de menores tempos de detenção hidráulica no reator (VON SPERLING, 1996). Em WC de fluxo subsuperficial, a utilização de material filtrante proporciona estas vantagens, servindo de suporte para desenvolvimento do biofilme e também para sustentação das plantas.

Buscando simular *wetlands* naturais, tentou-se primeiramente utilizar solo como material suporte nos WC. Porém, problemas de colmatção eram frequentes. Com a evolução da tecnologia, foram utilizados materiais com maior permeabilidade, tais como a areia e a brita. Por essa razão, a brita e a areia logo se consolidaram como os materiais mais utilizados (SEZERINO et al., 2015). No entanto, vários materiais continuam sendo testados, buscando reduzir custos e/ou aumentar a capacidade de adsorção de poluentes. Alguns exemplos de materiais alternativos já testados no país são apresentados no trabalho de Sezerino et al. (2015), incluindo pneu picado, cascas de arroz, bambu, escória de aciaria, e outros.

O material filtrante ideal seria aquele capaz de manter boas condições hidráulicas ao longo do tempo (prevenindo colmatção), mas que fornecesse condições ótimas para o crescimento microbiano e também para retenção de poluentes, tais como PO_4^{3-} e NH_4^+ . Todos estes aspectos, segundo Tietz et al. (2007), estão relacionados ao tamanho dos grãos do material filtrante. Contudo,

existe uma grande dificuldade de encontrar materiais que apresentem simultaneamente todas essas características.

De acordo com Sezerino (2006), a escolha do tipo de material filtrante a ser utilizado num WC depende dos objetivos do tratamento. Dessa forma, a escolha vai depender da qualidade da água residuária afluyente, principalmente no que diz respeito à concentração de sólidos em suspensão, da eficiência desejada, bem como do tempo de vida útil desejada para o sistema.

Durante os últimos anos, com o aumento do uso de brita, um material de alta permeabilidade, problemas de colmatação estão se tornando cada vez mais raros (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). No entanto, o uso de brita, principalmente em WCFV, leva a baixos tempos de percolação, ou seja, rápida passagem do esgoto aplicado, que acontece com fluxo intermitente. Dessa maneira, o projetista deve considerar as vantagens e desvantagens de cada material, de acordo com o objetivo do tratamento, sendo que independente do material escolhido, diferentes aspectos operacionais devem ser controlados, tais como a TAH e a carga de sólidos aplicada. Por exemplo, a TAH em WCFV com brita não poderá ser a mesma comumente aplicada em WCFV com areia (50 a 150 mm d^{-1} , de acordo com Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014)), devido aos diferentes tempos de percolação resultantes nessas unidades, os quais determinam a eficiência de tratamento. Boas eficiências foram relatadas em WCFV com brita operados com baixas TAH, em torno de 40 mm d^{-1} (ABOU-ELELA e HELLAL, 2012).

1.2.5.2 Plantas

Durante anos o papel das plantas no tratamento em WC foi alvo de discussão, com muitos trabalhos publicados comparando eficiência de unidades plantadas e não plantadas (TANNER, 2001; AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2007). Atualmente, é consenso que as plantas fornecem uma série de benefícios e contribuem direta ou indiretamente na eficiência de tratamento. As macrófitas assumem várias funções: estabilização da superfície do filtro, fornecimento de condições para o processo de filtração, prevenção da colmatação, atenuação da luz, isolamento da superfície do frio no inverno, aderência de micro-organismos nas raízes, assimilação de nutrientes, transferência e liberação de oxigênio no material filtrante, habitat para animais selvagens e efeito estético (BRIX, 1994; BRIX, 1997).

Além destas funções, recentemente foi estudada a influência das macrófitas no processo da desnitrificação, por meio da liberação de carbono pelos exsudados radiculares (ZHAI et al., 2013). Os autores quantificaram a concentração de carbono orgânico dissolvido liberada pelas raízes de três espécies de plantas, comumente utilizadas em WC, *Phragmites australis*, *Iris pseudacorus* e *Juncus effusus*. Os resultados mostraram que os exsudatos radiculares podem ser uma fonte importante de carbono para a desnitrificação, com uma taxa potencial de desnitrificação de 94-267 kg N ha⁻¹ ano⁻¹.

Numa pesquisa realizada dentre 643 WC de fluxo superficial implantados em 43 países, Vymazal (2013a) registrou a aplicação de 150 gêneros de plantas, sendo as macrófitas *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites*, *Juncus* e *Eleocharis* as mais utilizadas. Já em relação ao Brasil, dentre 42 trabalhos publicados entre os anos de 1998 e 2011, a *Typha* se destacou como sendo a macrófita mais empregada em WCFH, seguida de *Eleocharis* e *Zizaniopsis* (SEZERINO et al., 2015). Além de macrófitas, têm sido utilizados outros tipos de plantas, abrangendo espécies da família das gramíneas, tais como *Cynodon* sp. (capim tifton 85) (MATOS et al., 2010; COTA, 2011) e *Brachiaria arrecta* (CALIJURI et al., 2009), e também espécies ornamentais, como *Heliconia psittacorum* (KONNERUP, KOOTTATEP e BRIX, 2009; BOHÓRQUES, PAREDES e ARIAS, 2016), *Cyperus papyrus* (KYAMBADDE et al., 2004; ABOU-ELELA e HELLAL, 2012) e *Canna* spp. (CUI et al., 2010; ABOU-ELELA e HELLAL, 2012). A presença de plantas torna o sistema de tratamento de águas residuárias agradável esteticamente (BRIX, 1994), e esse efeito é maior quando se utiliza plantas ornamentais.

Nota-se a partir destes dados da literatura, que existe uma grande variedade de espécies possíveis de utilização. Porém, a seleção inicial de plantas para aplicação em WC depende de condições hidráulicas, culturais e climáticas (VYMAZAL, 2007). Além disso, segundo Sezerino et al. (2015), é interessante que as plantas estejam adaptadas às condições climáticas locais para posterior aplicação em WC.

1.2.5.3 Micro-organismos

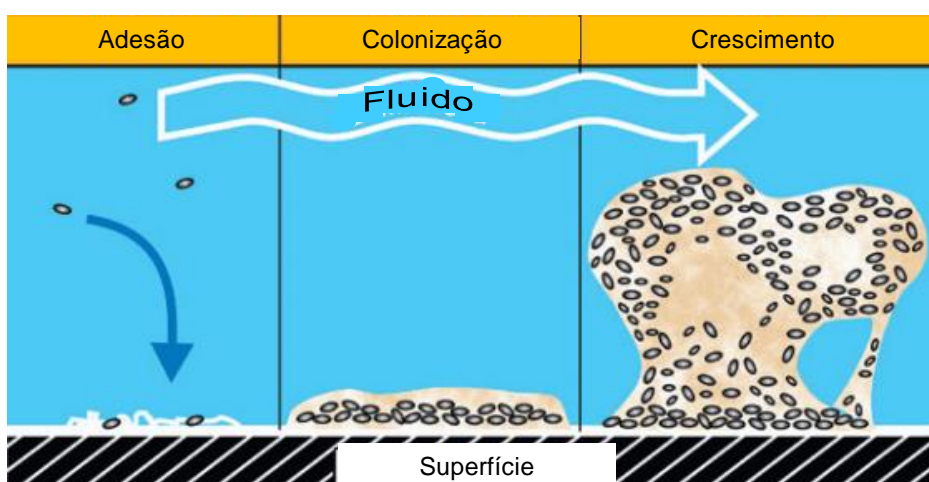
Os micro-organismos constituem o principal elemento atuante no tratamento em WC (STOTTMEISTER et al., 2003). Eles utilizam os poluentes contidos nas

águas residuárias em várias reações, tais como mineralização e assimilação, oxidação e desoxidação (HUANG et al., 2012). Os WC são colonizados principalmente por bactérias, fungos e algas, dentre os quais, as bactérias têm importância principal, atuando nos processos de transformação e remoção de poluentes das águas residuárias (SAEED e SUN, 2012).

Nos WC os micro-organismos podem crescer sobre a superfície do material filtrante e sobre as raízes das plantas, que atuam como suporte, formando o biofilme. É no biofilme que se encontra a microbiota mais estável dos WC (ADRADOS et al., 2014). O biofilme é constituído por micro-organismos, material particulado e polímeros extracelulares, os quais se aderem e cobrem o material suporte (METCALF e EDDY, 2016).

O desenvolvimento do biofilme em WC é um processo lento e progressivo e depende das condições ambientais e operacionais adotadas. Segundo Butler e Boltz (2014), os requisitos mínimos para a formação do biofilme são superfície, nutrientes e água. A formação do biofilme consiste na sequência de três etapas: adesão, colonização e crescimento (BUTLER e BOLTZ, 2014; LEWANDOWSKI e BOLTZ, 2011), conforme figura 3.

Figura 3 - Etapas da formação de um biofilme



Fonte: Adaptado de Lewandowski e Boltz (2011).

Segundo Butler e Boltz (2014), o processo de formação do biofilme inicia com a aderência de moléculas orgânicas, proteínas, polissacarídeos e outras macromoléculas na superfície de um material suporte. Uma vez que a superfície é

preparada, os micro-organismos começam a se aderir na superfície, primeiramente reversivelmente por meio de forças eletrostáticas e depois irreversivelmente utilizando pili, fímbrias, e/ou por meio de polímeros adesivos secretados pelas células. Com a agregação de micro-organismos, os mesmos começam a produzir substâncias poliméricas extracelulares (EPS), que são substâncias adesivas viscosas, constituídas predominantemente por polissacarídeos e proteínas. Essas substâncias também causam ligação irreversível e por isso, auxiliam na formação de biofilmes maduros, pois constituem a chamada matriz do biofilme. Dessa forma, os micro-organismos crescem dentro de microcolônias se encapsulando nas EPS. Uma vez que uma massa significativa de micro-organismos tenha colonizado a superfície, substratos e nutrientes são transportados para dentro do biofilme e produtos metabólicos são transportados para fora do mesmo. Eventualmente, micro-organismos, bem como a matriz do biofilme podem ser removidos por desprendimento ou *sloughing*.

Diversos fatores podem influenciar na formação do biofilme, incluindo disponibilidade de nutrientes, características do material suporte e características hidrodinâmicas (DONLAN, 2002). Esses fatores devem ser levados em consideração na definição de critérios operacionais de WC, incluindo carregamento orgânico e TAH, pois as eficiências destes sistemas na remoção de poluentes dependem de um bom desenvolvimento do biofilme, da quantidade de micro-organismos e espécies ali presentes.

Normalmente, a estabilidade da comunidade microbiana em WC é atingida após um período que varia de 75 a 100 dias de operação (WEBER e LEGGE, 2011; RAMOND et al., 2012), podendo ser superior a 100 dias (TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009; RAGUSA et al., 2004; SAMSÓ e GARCÍA, 2013). Por essa razão, é importante o monitoramento da comunidade bacteriana e do desempenho desses sistemas em longo prazo.

Nos últimos anos, com os avanços das ferramentas de biologia molecular, se tornou possível caracterizar as populações microbianas presentes nos WC. Com isso, se consegue melhor compreender os processos biológicos atuantes no tratamento, bem como obter orientações para projeto e operação desses sistemas (HUANG et al., 2017).

Diversos estudos foram feitos para caracterizar as populações microbianas em WCFV, sob condições específicas (ADRADOS et al., 2014; GUAN et al., 2015;

HU et al., 2016; PELISSARI et al., 2016; PELISSARI et al., 2017a,b). Estes estudos têm mostrado que a dinâmica da comunidade microbiana está relacionada com aspectos operacionais (carga orgânica, taxa hidráulica aplicada), mas também com as particularidades de cada sistema (configuração, clima, material de recheio, tipo de planta, etc.).

Adrados et al. (2014) descreveram que a estrutura da comunidade microbiana depende do carregamento orgânico aplicado bem como da configuração de WC utilizada, devido a diferentes condições de oxigenação (saturado/insaturado). Os autores encontraram uma elevada diversidade de bactérias tanto em WCFV quanto em WCFH, e uma baixa diversidade de archaeas em comparação com a população de bactérias.

Pelissari et al. (2017b) avaliaram a dinâmica da população microbiana envolvida nas transformações de nitrogênio ao longo da profundidade de um WCFV operado com elevada carga orgânica (80-130 g DQO m⁻² d⁻¹). Os autores identificaram que a nitrificação esteve associada tanto com bactérias oxidantes de amônia - BOA (*Nitrospira*), quanto com archaeas oxidantes de amônia - AOA (*Nitrososphaeraceae*) e bactérias oxidantes de nitrito (BON), como as *Nitrobacter*.

Contudo, apesar dos avanços, ainda não há uma clara compreensão de como varia a estrutura da comunidade microbiana de acordo com as diferentes configurações e condições operacionais, bem como sobre a diversidade espacial e temporal dos micro-organismos em WC. Por essa razão, um conhecimento detalhado da estrutura das comunidades microbianas e seus processos biológicos se fazem fundamentais para melhorar o projeto e desempenho desses sistemas (TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009).

1.2.6 Mecanismos de tratamento em *wetlands*

O tratamento de águas residuárias em WC ocorre por atuação do material filtrante, das plantas e dos micro-organismos, por meio de mecanismos físicos, químicos e biológicos. No quadro 2 são apresentados os principais mecanismos de remoção de poluentes.

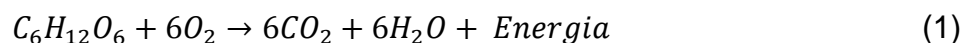
Quadro 2 - Processos de remoção de poluentes em WC

Poluente	Processo de transformação/remoção		
	Físico	Químico	Biológico
Matéria orgânica (MO) carbonácea (DBO, DQO)	Filtração e sedimentação (MO particulada)	Oxidação	Degradação bacteriana (MO solúvel) Consumo microbiano
Sólidos em suspensão	Filtração, sedimentação		Decomposição bacteriana
Nitrogênio	Volatilização	Troca iônica	Nitrificação/desnitrificação, consumo microbiano, absorção pelas plantas
Fósforo	Filtração	Adsorção, precipitação	Absorção pelas plantas, consumo microbiano
Patógenos	Filtração	Degradação UV, adsorção	Predação, morte natural
Metais pesados	Sedimentação	Adsorção, precipitação	Biodegradação, fitodegradação, fitovolatilização, absorção pelas plantas

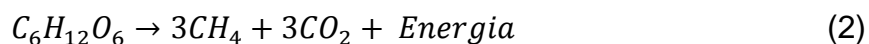
Fonte: Adaptado de Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014).

Dentre os listados, a matéria orgânica (MO) é o principal poluente presente no esgoto sanitário/doméstico. Para sua remoção, atuam mecanismos físicos e químicos e também micro-organismos, responsáveis pela estabilização da MO solúvel. Esta estabilização/degradação pode ocorrer aerobicamente ou anaerobicamente em WC.

A degradação aeróbia da matéria orgânica carbonácea acontece via bactérias quimioheterotróficas, as quais utilizam oxigênio como receptor final de elétrons e liberam dióxido de carbono e energia, conforme a equação 1 (VON SPERLING, 2007).



Por outro lado, a degradação anaeróbia da matéria orgânica ocorre sem a utilização de oxigênio, na qual após várias etapas, incluindo uma fase acidogênica e por fim uma fase metanogênica, ocorre a produção de metano e gás carbônico e liberação de energia, conforme equação 2 (VON SPERLING, 2007).



Em WCFV, devido à alimentação intermitente que favorece a entrada de oxigênio atmosférico para o material filtrante, predomina a degradação aeróbia da matéria orgânica. Por essa razão, geralmente os WCFV são muito eficientes na remoção de DBO. A intensidade da degradação depende das características da MO (composição/biodegradabilidade) (SAEED e SUN, 2012). Além disso, também depende do TDH aplicado, pois a MO facilmente biodegradável é rapidamente oxidada nos WCFV, na presença de oxigênio, enquanto que substâncias refratárias são parcialmente degradadas, uma vez que estas exigem maior tempo de contato para sua completa degradação (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

Juntamente com a remoção de MO, uma significativa remoção de sólidos em suspensão ocorre em WCFV. Porém, a remoção de SST se dá predominantemente por meio de mecanismos físicos, ou seja, filtração e sedimentação. Ao longo do tempo de operação de WCFV, os sólidos vão sendo acumulados nos poros do substrato, sobre a superfície dos grãos de material filtrante, como também, na superfície do filtro (geralmente acima de uma camada de areia, quando houver), criando uma camada de lodo (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Nesses locais de acúmulo de sólidos, pode ocorrer o fenômeno da colmatação, ou seja, a redução da capacidade de infiltração (obstrução do material filtrante). Por essa razão, os carregamentos orgânico e principalmente de SST devem ser apropriados, a fim de prevenir este fenômeno. Além disso, a alimentação intermitente e a aplicação de períodos de repouso possibilita boa aeração e oxidação dos sólidos orgânicos acumulados, o que também é muito importante para prevenir a colmatação (NIVALA et al., 2012).

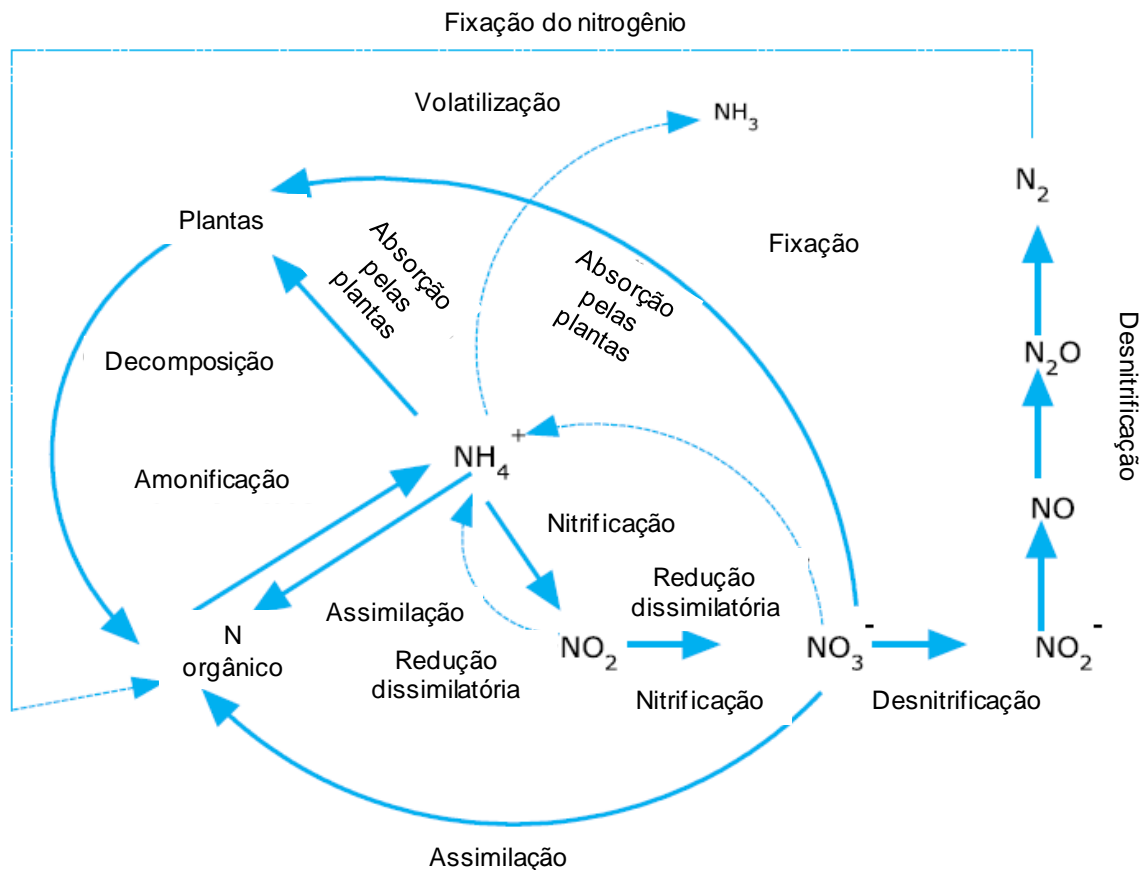
Mecanismos relacionados às transformações e remoção de nitrogênio também ocorrem em WCFV. Devido à importância dos mesmos para este trabalho, serão apresentados com maior detalhamento no item 1.2.7.

1.2.7 Transformação e remoção de nitrogênio em WCFV

Vários mecanismos biológicos e físico-químicos são responsáveis pelas transformações e remoção de nitrogênio em WC (Figura 4). Entretanto, a remoção

de nitrogênio em WCFV, na grande maioria das vezes, depende da eficiência dos processos microbianos de amonificação seguida por nitrificação e desnitrificação.

Figura 4 - Principais rotas de transformação e remoção de nitrogênio em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial



Fonte: Adaptado de Saeed e Sun (2012).

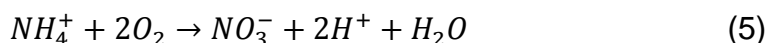
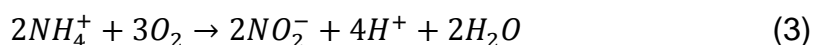
1.2.7.1 Amonificação

A amonificação é a primeira etapa na cadeia de transformações de nitrogênio. É um processo no qual o nitrogênio orgânico é convertido por micro-organismos à nitrogênio amoniacal (inorgânico). Em WC, essa transformação pode ocorrer tanto em zonas aeróbias quanto em zonas anaeróbias. Contudo, a amonificação acontece mais rapidamente em camadas ricas em oxigênio, variando de $0,22$ a $0,53$ g de $\text{N m}^{-2} \text{d}^{-1}$ (TANNER et al., 2002). O processo é afetado pela temperatura, pH, razão C/N e

teor de nutrientes. O pH ótimo se situa entre 6,5 e 8,5 e a temperatura entre 40 e 60°C (VYMAZAL, 1995 apud VYMAZAL, 2007).

1.2.7.2 Nitrificação

A nitrificação é a segunda etapa do processo de transformação de nitrogênio, no qual o N amoniacal é convertido a nitrato. A nitrificação ocorre em duas etapas, como mostrado nas equações 3 e 4. Primeiro, o nitrogênio amoniacal é oxidado a nitrito (nitritação) e posteriormente, o nitrito é oxidado a nitrato (nitratção). A equação 5 representa a reação geral da nitrificação (METCALF e EDDY, 2016).

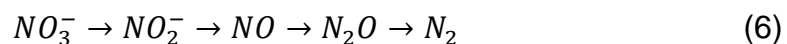


Conforme supracitado, os WCFV são projetados para nitrificação de águas residuárias, pois a configuração desses reatores possibilita concentrações de oxigênio no meio filtrante compatíveis com a ocorrência do processo. Segundo a estequiometria da reação, considerando que uma parte de N-NH₄⁺ é utilizada para síntese celular, resulta que para cada g de N-NH₄⁺ nitrificado, 4,25g de O₂ são consumidos, 0,16g de biomassa é formada e 7,09g de alcalinidade (CaCO₃) são consumidas (METCALF e EDDY, 2016).

As taxas de nitrificação em WC variam de 0,01 a 2,15 g N m⁻².d⁻¹ (MARTIN e REDDY, 1997; TANNER et al., 2002). As bactérias que oxidam amônia (BOA) e as bactérias que oxidam nitrito (BON) são quimioautotróficas, ou seja, utilizam CO₂ como fonte de carbono e necessitam de oxigênio dissolvido para oxidar compostos inorgânicos (N-NH₄⁺ ou N-NO₂⁻) e assim, obter energia (METCALF e EDDY, 2016). Atualmente se sabe que dentro do domínio Bactéria, *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* e *Nitrosospira* são responsáveis pela nitritação e, *Nitrospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus* e *Nitrobacter*, responsáveis pela nitratção (KADLEC e WALLACE, 2009; FAULWETTER et al., 2009; SAEED e SUN, 2012; METCALF e EDDY, 2016).

1.2.7.3 Desnitrificação

A desnitrificação consiste no processo de redução de nitrito e/ou nitrato para óxido nítrico e óxido nitroso (produtos intermediários) e posteriormente a N gasoso, por arqueas e bactérias desnitrificantes, conforme equação 6 (METCALF e EDDY, 2016).



A desnitrificação ocorre, principalmente, devido à atuação de uma grande variedade de espécies de micro-organismos heterotróficos, incluindo: *Achromobacter*, *Acinetobacter*, *Agrobacterium*, *Alcaligenes*, *Arthrobacter*, *Bacillus*, *Chromobacterium*, *Corynebacterium*, *Flavobacterium*, *Halobacterium*, *Hypomicrobium*, *Methanomonas*, *Moraxella*, *Neisseria*, *Paracoccus*, *Propionibacterium*, *Pseudomonas*, *Rhizobium*, *Rhodopseudomonas*, *Spirillum* e *Vibrio* (METCALF e EDDY, 2016). No entanto, segundo os autores, bactérias autotróficas também podem realizar desnitrificação, sob condições anaeróbias, incluindo as BOA autotróficas e bactérias Anammox.

Em WC, a desnitrificação é influenciada por diversos fatores ambientais, tais como a ausência de O₂, o potencial redox, o teor de umidade, temperatura, pH (ideal: 6-8), presença de micro-organismos desnitrificantes, o tipo de material filtrante, a presença e o tipo de matéria orgânica, a concentração de nitrato e a presença de água sobrejacente (GARCÍA et al., 2010). Geralmente, os WCFV não proporcionam condições adequadas para a desnitrificação (VYMAZAL, 2011), pois são sistemas predominantemente aeróbios.

Porém, a desnitrificação pode ocorrer em WCFV que operam com altas cargas orgânicas e também em microzonas anóxicas desses sistemas (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012b). Além disso, recentemente, alguns trabalhos vêm buscando a nitrificação seguida da desnitrificação numa mesma unidade de WCFV por meio da utilização de fundo saturado, tais como Dong e Sun (2007), Prigent et al. (2013) e Silveira et al. (2015) em sistema francês e Pelissari et al. (2017a) em WCFV aplicado ao pós tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado.

1.2.7.4 Vias não convencionais de remoção e transformação do nitrogênio

Além da nitrificação seguida de desnitrificação, vários estudos relatam a ocorrência de outras vias metabólicas para transformação e remoção de nitrogênio em WC, tais como: ANAMMOX - *Anaerobic Ammonium Oxidation* (DONG e SUN, 2007; WANG e LI, 2011), CANON - *Complete Autotrophic Nitrogen removal Over Nitrite* (SUN e AUSTIN, 2007), e nitrificação parcial-desnitrificação (ZHANG et al, 2011). No entanto, segundo Saeed e Sun (2012), existe uma grande dificuldade em implementar de forma consistente estas rotas de biodegradação nos WC, pois as mesmas se desenvolvem sob condições operacionais e ambientais muito específicas e por isso, ainda não estão bem elucidadas.

1.2.7.5 Adsorção no material filtrante

A adsorção de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+) no material filtrante ocorre devido à troca iônica. É um processo que depende de características específicas do material utilizado (BAYLEY, DAVISON e HEADLEY, 2003). Por essa razão, diversos substratos têm sido testados, a fim de melhorar a remoção de nitrogênio (e também fósforo), tais como: brita de origem ígnea e calcária, zeólita e bauxita (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012b); cascas de arroz (TEE et al., 2012); escória de carvão (CHAN et al., 2008; CUI et al., 2010); turfa (GUNES, 2007) e; composto (ASLAM et al., 2007).

Em WCFV com alimentação intermitente, o baixo tempo de contato da água residuária com o material filtrante, devido à rápida drenagem por gravidade, pode fazer com que o processo de remoção de NT por meio da adsorção não seja significativo (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012b). Por outro lado, um aspecto interessante é que nos WCFV, devido às condições aeróbias, o N-NH_4^+ adsorvido pode ser convertido a nitrato ($\text{N-NH}_4^+ \rightarrow \text{N-NO}_2^- \rightarrow \text{N-NO}_3^-$), no intervalo entre os pulsos. Dessa maneira, a adsorção pode facilitar a conversão do N-NH_4^+ em N-NO_3^- . Contudo, este processo na maioria das vezes não altera a quantidade líquida de NT no efluente (SAEED e SUN, 2012), ou seja, não ocorre remoção de N por este mecanismo, mas sim, apenas conversão de uma forma a outra.

1.2.7.6 Volatilização

A volatilização é um processo físico de remoção de N, na qual a amônia (NH_3) passa da fase líquida para a fase gasosa, por transferência de massa (SAEED e SUN, 2012). A ocorrência deste fenômeno é dependente do pH, de modo que valores elevados favorecem a conversão de nitrogênio da forma ionizada (NH_4^+) para amônia livre (NH_3). Segundo Von Sperling (2005), em $\text{pH} < 8$ predomina a forma ionizada (NH_4^+), em $\text{pH} = 9,5$ aproximadamente 50% do N amoniacal está na forma livre (NH_3) e 50% na forma ionizada (NH_4^+), já em $\text{pH} > 11$, predomina a forma NH_3 , a qual pode ser removida da massa líquida por volatilização.

Este mecanismo de remoção é importante em *wetlands* de fluxo superficial, nos quais existe uma lâmina livre de água em contato com a atmosfera. Por outro lado, em *wetlands* de fluxo subsuperficial, como os WCFV, a remoção de N por este processo é de pouca importância, especialmente quando valores de pH são inferiores a 8 (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

1.2.7.7 Assimilação microbiana

O nitrogênio, na forma de N-NH_4^+ , pode ser assimilado/incorporado na biomassa heterotrófica para suprir as necessidades nutricionais (SAEED e SUN, 2012). Sun, Zhao e Allen (2005) relataram assimilação microbiana de nitrogênio em WCFV alimentados com efluente de suinocultura diluído. Segundo os autores, a assimilação de nitrogênio via biomassa pode ter desempenhado um importante papel, devido a boa remoção de matéria orgânica, indicando grande quantidade de biomassa produzida (o nitrogênio constitui cerca de 12,4% da biomassa), e visto que a nitrificação correspondeu a menos 10% da remoção de N-NH_4^+ , enquanto que a remoção total de N-NH_4^+ variou entre 27 e 48%.

No entanto, deve-se considerar o fato de que o N assimilado pela biomassa pode ser liberado para o efluente após algum tempo de imobilização, devido à morte e decomposição microbiana, pelo processo de amonificação (SUN, ZHAO e ALLEN, 2005).

1.2.7.8 Assimilação pelas plantas

Para que as plantas cresçam nos WC é necessário que elas absorvam e utilizem os nutrientes contidos nas águas residuárias. As plantas assimilam N sob duas formas, amônia e nitrato (VYMAZAL, 2007). A taxa potencial de assimilação de nutrientes pelas plantas depende da concentração dos mesmos nos seus tecidos e da produtividade líquida (taxa de crescimento) das plantas (GARCÍA et al., 2010). Dessa forma, as plantas com maior capacidade de absorção de N são as que têm desenvolvimento rápido e elevado teor de N armazenado nos seus tecidos. Com dados de produtividade de biomassa e teor de N nas plantas, é possível estimar as taxas de absorção de nutrientes pelas plantas.

Na literatura, existem vários trabalhos que mostram as concentrações de N nos tecidos das plantas, bem como a capacidade de armazenamento nas mesmas. Segundo Brix (1994), a capacidade de assimilação de N em macrófitas emergentes com remoção de N por meio de poda, varia na faixa de 100 a 250 g N m⁻² ano⁻¹. Contudo, Stefanakis e Tsihrintzis (2012b) relataram remoções inferiores, de 7,6 a 23,1 g N m⁻² ano⁻¹ utilizando as macrófitas *Phragmites australis* e *Typha latifolia* em WCFV, o que correspondeu a somente 1,3 a 4% de remoção em relação à carga de N aplicada. Esses valores são semelhantes aos relatados por Pelissari et al. (2014), de 9,4 g N m⁻² ano⁻¹, para *Typha domingensis* em WCFV, a qual foi responsável por apenas 0,88% de remoção da carga total de N aplicada no sistema. Portanto, com relação às cargas de N removidas pelas plantas, percebe-se que existe uma ampla faixa de variação. Segundo Saeed e Sun (2012), a absorção de nitrogênio pelas plantas pode variar de acordo com a configuração de WC adotada, as cargas utilizadas, o tipo de água residuária e também com as condições ambientais. Além disso, o teor de N na biomassa de plantas varia consideravelmente entre espécies e até mesmo entre as partes da planta (KADLEC e WALLACE, 2009).

O conteúdo de N assimilado pelos tecidos das plantas é removido dos WC por meio da poda da biomassa produzida. Por isso, para manter a eficiência de remoção de N ao longo do tempo é importante adotar podas regulares. Entretanto, a quantidade de N removida por assimilação e consequente poda das plantas pode ser insignificante dependendo da carga de N aplicada nos WC (BRIX, 1994).

Além disso, com a senescência, parte da biomassa, e seu nitrogênio contido, se decompõem para liberar carbono e nitrogênio. Esta liberação é importante no

ciclo de nitrogênio em *wetlands*, pois parte do nitrogênio armazenado é liberado ao sistema, outra fração é submetida a processos aeróbicos em plantas mortas que estão acima da coluna d'água, e outra parte do nitrogênio pode ser translocada para os rizomas (VYMAZAL, 2007).

1.2.8 Aspectos hidrodinâmicos em *wetlands* construídos

Características hidrodinâmicas, tais como o tempo de detenção hidráulica (TDH) (em WCFV = tempo de percolação) e o grau de mistura, podem determinar a eficiência de remoção de poluentes em WC. Diferentes tempos de percolação significam diferentes tempos de contato entre poluentes e micro-organismos (GIRALDI et al., 2009). Da mesma forma, o uso ineficiente do volume de um reator, devido à ocorrência de curtos circuitos, a presença de zonas mortas, mistura inadequada e dispersão, pode prejudicar o desempenho do tratamento (METCALF e EDDY, 2016).

Variações no tempo de percolação podem ocorrer ao longo do tempo de operação de WCFV devido a fatores como o crescimento do biofilme, desenvolvimento das raízes das macrófitas, acúmulo de sólidos no material filtrante, bem como devido a efeitos climáticos como precipitação e evapotranspiração (HEADLEY e KADLEC, 2007). O regime de alimentação também afeta o tempo de percolação nesses sistemas. Molle et al. (2006) observaram em um WCFV do tipo sistema francês, que a taxa de infiltração e o tempo de percolação variam conforme o número de bateladas, para uma mesma TAH diária.

De maneira similar, Decezaró (2016) avaliou o sistema experimental foco deste estudo, quanto ao regime de alimentação e comparou o efeito do fracionamento da TAH de projeto (60 mm d^{-1}), utilizando 4 pulsos por dia numa fase operacional e posteriormente 8 pulsos por dia em outra fase da pesquisa. Por meio de testes hidrodinâmicos, foi verificado que para uma mesma TAH diária, a utilização de um maior número de pulsos, com menor volume cada, possibilitou maior tempo de percolação no WCFV e assim, melhoria do desempenho quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea e, também, na nitrificação.

A avaliação das características hidrodinâmicas de um WCFV, incluindo o tempo de percolação médio, é feita a partir da construção de curvas de distribuição dos tempos de detenção hidráulica (DTD), as quais podem ser obtidas por meio de

testes com traçador (HEADLEY e KADLEC, 2007). Os traçadores têm como função alterar alguma característica do líquido, tais como a cor, a fluorescência ou a condutividade. Contudo, segundo Kadlec (2007), eles teoricamente, não interagem com o material filtrante e com a biota de WC. Uma grande variedade de substâncias têm sido utilizadas como traçadores, incluindo íons salinos como lítio, brometo, cloreto e iodeto, corantes fluorescentes como rodamina, fluoresceína, além de traçadores radioativos, como a água tritiada (KADLEC, 2007).

A DTD é uma função estatística que descreve a probabilidade de uma fração de partículas do fluido permanecer no volume de controle por um determinado tempo (BORGES et al., 2009). Elementos de fluido seguem diferentes caminhos dentro do reator e por isso, podem levar tempos diferentes para passar através do mesmo (LEVENSPIEL, 1999).

Análises de DTD são bastante utilizadas em *wetlands*, as quais foram primeiramente aplicadas em *wetlands* de fluxo superficial (KADLEC, 1994; KADLEC, 2007; GUO et al., 2017) e posteriormente em WCFH (BONNER et al., 2017), e em WCFV (LANGERGRABER, 2003; GIRALDI et al., 2009; TOSCANO et al., 2009). Os métodos utilizados atualmente em WCFV derivam de estudos clássicos de engenharia química de reatores (LEVENSPIEL, 1999) e de experiências obtidas na modelagem de filtros biológicos percoladores, devido sua semelhança com os WCFV (GIRALDI et al., 2009). No que se refere a diferenças hidrodinâmicas relativas ao grau de saturação dos WC, em um estudo realizado por Giraldi et al. (2009), foi analisada a hidrodinâmica de WCFV por meio de parâmetros clássicos de DTD, em diferentes condições de saturação, incluindo saturação completa, saturação parcial (20 cm no fundo) e drenagem livre (meio não saturado). Os resultados deste estudo mostraram que o grau de mistura global em WCFV aumenta conforme se eleva a altura de saturação (GIRALDI et al., 2009). Dessa forma, verifica-se que a hidrodinâmica dos WCFV pode ser influenciada por diversos fatores, e entre os principais se destacam os aspectos construtivos (configuração adotada, tipo de material filtrante e de planta) e operacionais (TAH, volume das bateladas e cargas de sólidos aplicadas).

Dentre os métodos existentes para determinar a DTD (ou curva E), existe o método da função pulso, descrito por Levenspiel (1999).

Primeiramente, uma massa (M) de traçador (kg ou mols) é introduzida de forma instantânea no fluido que entra no reator, registrando-se na saída do mesmo a

concentração e o tempo. Assim, obtém-se a curva C_{pulso} (Figura 5) (LEVENSPIEL, 1999).

A área sob a curva C_{pulso} é dada pela equação 7, onde t_i é o intervalo de tempo de amostragem e C_i é a concentração de determinada fração de fluido. O tempo médio de detenção hidráulica pode ser calculado pela equação 8 (LEVENSPIEL, 1999).

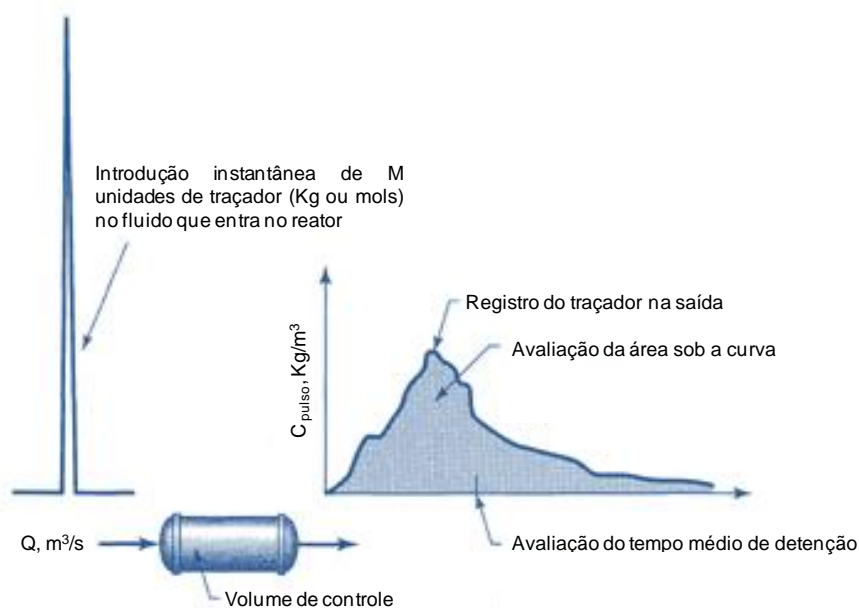
$$A = \int_0^{\infty} C dt \cong \sum C_i \Delta t_i = \frac{M}{Q} \quad \left[\frac{Kg.s}{m^3} \right] \quad (7)$$

$$\bar{t} = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \cong \frac{\sum t_i C_i \Delta t_i}{\sum C_i \Delta t_i} [s] \quad (8)$$

Para encontrar a curva E a partir da curva C_{pulso} , a escala de concentração é alterada para que a área abaixo da curva seja unitária, como mostrado na figura 6 (LEVENSPIEL, 1999). Dessa forma, utilizando a equação 9, cada leitura de concentração é dividida pela área previamente determinada por meio da equação 7.

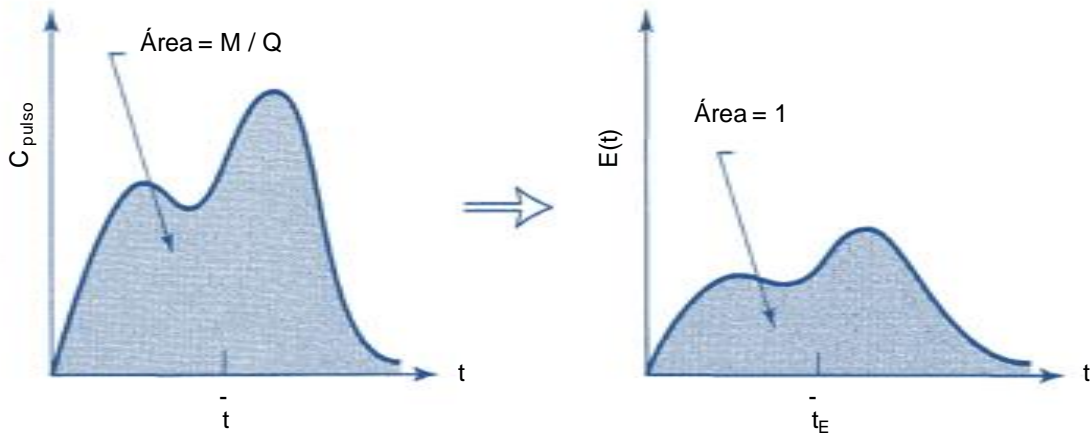
$$E = \frac{C_{pulso}}{M/Q} \quad (9)$$

Figura 5 – Condução do teste da Função Pulso



Fonte: Adaptado de Levenspiel (1999).

Figura 6 - Transformação de uma curva experimental C_{pulso} em uma curva $E(t)$



Fonte: Adaptado de Levenspiel (1999).

Após construída a curva $E(t)$, pode-se ainda determinar o percentual de traçador aplicado que deixou o reator até um tempo qualquer t . Para isso é aplicada a equação 10, obtendo-se a Curva Cumulativa de Distribuição dos Tempos de Residência, $F(t)$ (LEVENSPIEL, 1999).

$$F(t) = \int_0^t E(t) dt \cong \sum E(t)\Delta t \quad (10)$$

1.2.9 Transferência de oxigênio

No tratamento de águas residuárias, inúmeras reações que transformam e removem os poluentes do meio líquido, necessitam de oxigênio. Como o oxigênio é um gás que naturalmente não se dissolve muito bem no meio líquido, muitas vezes, nos reatores de tratamento, busca-se acelerar o processo de aeração natural, para que a transferência de massa de oxigênio da fase gasosa para a fase líquida aconteça em taxas mais elevadas, equivalente ao consumo de oxigênio pelos microorganismos (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Exemplos destes sistemas são os lodos ativados, as lagoas aeradas, os filtros biológicos percoladores, os biodiscos, os biofiltros aerados e os próprios WCFV.

1.2.9.1 Fundamentos e mecanismos da transferência de gases

1.2.9.1.1 Concentração de saturação

A exposição de um líquido a um gás gera um contínuo intercâmbio de moléculas da fase gasosa para a fase líquida e vice-versa (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Essa transferência de massa ocorre predominantemente na direção da redução da concentração, ou seja, a partir da região de alta concentração para a região de baixa concentração (ÇENGEL e GHAJAR, 2012). Quando atingida a concentração de solubilidade (concentração de saturação) na fase líquida, ambos os fluxos passam a ter igual magnitude, ou seja, ocorre um equilíbrio dinâmico. Em condições de equilíbrio, as velocidades de absorção (v_g) e de liberação (v_l) do gás são iguais ($v_g=v_l$) e as concentrações de saturação nas fases líquida e gasosa, são proporcionais a essas velocidades, conforme a equação 11 (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

$$k_g \times C_g = k_l \times C_s \quad (11)$$

Em que: k_g é a constante de proporcionalidade na fase gasosa; k_l é a constante de proporcionalidade na fase líquida; C_g é a concentração do gás na fase gasosa (mg L^{-1}) e; C_s é a concentração do gás na fase líquida (mg L^{-1}).

Ao tomar $k_g/k_l = k_D$ (coeficiente de distribuição), pode-se determinar a concentração de saturação do gás na fase líquida, por meio da equação 12 (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005):

$$C_s = k_D \times C_g \quad (12)$$

Nota-se que a concentração de saturação, C_s , é diretamente proporcional à concentração na fase gasosa, C_g . O coeficiente k_D depende da natureza do líquido e do gás e também da temperatura, sendo que quanto maior a temperatura, menor a solubilidade de um gás em um meio líquido, devido à maior agitação das moléculas na água (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

A concentração de saturação de um gás na água, em função da temperatura e pressão, pode ser obtida a partir da equação 12, incluindo como C_g a equação da lei universal dos gases ($pV=nRT$), e corrigindo-se a pressão para aquela do vapor de água, conforme equação 13 (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

$$C_s = k_D \times d_v \times (P_a - P_v) \times \frac{PM}{R \times T} \quad (13)$$

Em que: d_v é a distribuição volumétrica do oxigênio no ar atmosférico (0,21 ou 21% do ar é representado por oxigênio); P_a é a pressão atmosférica (em Pa); P_v é a pressão de vapor de água (em Pa); PM é o peso molecular do oxigênio (32 g mol^{-1}); R é a constante universal ($8,3143 \text{ J.K}^{-1}.\text{mol}^{-1}$) e; T é a temperatura ($^{\circ}\text{K}$).

No entanto, para facilitar os cálculos, a concentração de saturação pode ser calculada utilizando fórmulas empíricas, que fornecem o valor de C_s (mg L^{-1}) a partir da temperatura (T) (equação 14) e da altitude (equação 15), por exemplo (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005).

$$C_s = 14,652 - 4,1022 \times 10^{-1} \times T + 7,9910 \times 10^{-3} \times T^2 - 7,7774 \times 10^{-5} \times T^3 \quad (14)$$

$$f_H = \frac{C'_s}{C_s} = \left(1 - \frac{H}{9450}\right) \quad (15)$$

Em que: f_H é o fator de correção da concentração de saturação de OD pela altitude (-); C'_s é a concentração de saturação na altitude H (mg L^{-1}) e; H é a altitude (m).

1.2.9.1.2 Mecanismos de transferência

Existem dois mecanismos básicos de transferência de oxigênio da fase gasosa para a líquida: difusão molecular e difusão turbulenta. A difusão molecular é definida como “a tendência de qualquer substância de se espalhar uniformemente pelo espaço disponível” (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). De acordo com a lei de Fick, a taxa de difusão de uma espécie química em um local é proporcional ao gradiente de concentração dessa espécie nesse local (ÇENGEL e GHAJAR, 2012). Considerando um corpo d’água de profundidade ilimitada, exposto à fase gasosa através de uma superfície A , a taxa de transferência de massa dM/dt de gás

na fase líquida é governada pela lei de Fick (POPEL, 1979 apud VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005):

$$\frac{dM}{dt} = -D A \frac{\partial C}{\partial x} \quad (16)$$

Em que: D é o coeficiente de difusão molecular ($\text{m}^2 \text{s}^{-1}$); A é a área superficial (m^2), x é a distância da interface (m) e $\partial C/\partial x$ é o gradiente de concentração ($\text{g m}^{-3} \text{m}^{-1}$). O sinal negativo indica que a direção da difusão é oposta ao gradiente de concentração.

Diversas teorias já foram propostas para explicar o mecanismo de transferência de gases através da interface gás-líquido, tais como: a teoria dos dois filmes, proposta por Lewis e Whitman (1924); a teoria da penetração, proposta por Higbie (1935); e a teoria da renovação da superfície, proposto por Danckwerts (1951). No entanto, a teoria dos dois filmes é a mais simples, e também a mais popular (METCALF e EDDY, 2016). Segundo os autores, essa teoria é baseada em um modelo físico que supõe que existem dois filmes na interface gás-líquido, um líquido e outro gasoso. São esses dois filmes que proporcionam a resistência à passagem de moléculas de gás entre a massa gasosa e a massa líquida. Na interface gás-líquido, duas condições podem ocorrer: a “absorção”, na qual um gás é transferido de uma fase gasosa para uma fase líquida e; a “dessorção”, na qual um gás é transferido para fora da fase líquida, para dentro da fase gasosa. (METCALF e EDDY, 2016).

Por outro lado, a difusão turbulenta é caracterizada pela criação e renovação das interfaces, devido às oscilações e turbilhonamentos, que transportam partículas de fluido de uma camada para outra, com diferentes velocidades (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Para atender aos requisitos de oxigênio do tratamento aeróbio dos esgotos, interfaces adicionais devem ser formadas, e isso é possível por meio da aeração mecânica (METCALF e EDDY, 2016). Esta possibilita aumento da taxa de transferência de oxigênio para os reatores, pois segundo Von Sperling e Chernicharo (2005), a difusão turbulenta é extremamente superior à difusão molecular.

1.2.9.1.3 Fatores intervenientes na transferência de oxigênio

Dentre os principais fatores de influência na taxa de transferência de oxigênio em reatores utilizados para o tratamento de águas residuárias, estão (VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005):

- Temperatura: A elevação da temperatura causa redução da concentração de saturação C_s , e isso implica na redução da taxa de transferência dC/dt . Por outro lado, a elevação da temperatura causa um aumento no coeficiente de transferência de oxigênio, $K_L a$, e isto acarreta em aumento da taxa de transferência dC/dt ;

- Pressão atmosférica (altitude): A altitude influencia na concentração de saturação de oxigênio C_s . Quanto maior a altitude, menor é a pressão atmosférica e conseqüentemente, menor a concentração de saturação;

- Concentração de oxigênio dissolvido: Quanto maior a concentração de oxigênio dissolvido mantida num reator, em condições estacionárias, menor será a taxa de transferência de oxigênio, pois a mesma é proporcional ao déficit deste elemento no reator;

- Características do esgoto e do reator: Os constituintes do esgoto (tais como sais, matéria particulada e agentes tensoativos) influenciam na concentração de saturação do líquido no reator bem como no coeficiente de transferência de oxigênio, $K_L a$. Além disso, a geometria do reator e o grau de mistura também influenciam no $K_L a$.

1.2.9.2 Transferência de oxigênio em wetlands construídos

A disponibilidade de oxigênio é um dos fatores limitantes para a remoção de matéria orgânica carbonácea e transformações do nitrogênio em reatores aeróbios aplicados ao tratamento dos esgotos, e isso não é diferente no caso dos WC. Pode-se dizer que a principal vantagem dos WCFV em relação aos demais tipos de WC, é a capacidade de transferência de quantidades superiores de oxigênio da atmosfera para o substrato. Essa transferência ocorre de forma natural, passiva, sem fonte externa de energia.

A transferência de oxigênio nos WCFV pode ocorrer de diferentes maneiras: por difusão atmosférica; por convecção devido à alimentação intermitente e; através das plantas (PLATZER, 1999; TANNER e KADLEC, 2003; KADLEC e WALLACE,

2009). Além dessas formas, também pode ocorrer entrada de oxigênio nos WCFV quando este apresentar-se diluído na água residuária a ser tratada (TORRENS et al., 2009).

Além disso, tubos de ventilação conectando a rede de tubos de drenagem de efluente à atmosfera são frequentemente instalados para fornecer um caminho para o ar ser arrastado para o substrato a partir do fundo do leito (NIVALA et al., 2013). Essa característica é utilizada nos WCFV há décadas, fazendo parte do conceito de WCFV introduzido por Seidel (1965).

Para Platzer (1999), a transferência de oxigênio para o substrato de WCFV é simplesmente a soma das entradas por difusão e convecção. O autor desenvolveu a primeira equação de difusão aplicável ao tratamento de águas residuárias, a qual está relacionada com os parâmetros físicos do solo/material filtrante utilizado, tais como o diâmetro efetivo (d_{10}) e a porosidade. Quanto à convecção, Platzer (1999) destaca que se a aplicação de esgoto na superfície de um WCFV e a consequente infiltração ocorrerem rapidamente (< 10 min), pode-se assumir que a entrada de ar no material filtrante é igual à quantidade de esgoto que entra, ou seja, a entrada de oxigênio por convecção depende da carga hidráulica aplicada.

A capacidade das plantas em transferir oxigênio e liberá-lo dentro no substrato de WC por meio das raízes é ainda controversa e um dos tópicos mais debatidos na literatura especializada (NIVALA et al., 2013; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Apesar de ser aceito que essa transferência acontece, existe uma grande variabilidade nas taxas reportadas na literatura (Quadro 3), mas em geral, a quantidade de oxigênio transferida por esse mecanismo é pequena.

Quadro 3 - Capacidade das plantas em transferir oxigênio

(continua)

Método	Planta	Liberção radial de oxigênio ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)	Referência
Câmara fechada	<i>Scirpus validus</i>	0,0023	Bezbaruah e Zhang (2005)
Câmara fechada	<i>Phragmites australis</i>	0,14	Wu et al. (2014)
Simulação de modelo	<i>Typha orientalis</i>	0,45	Mburu et al. (2012)
Simulação de modelo	<i>Schoenoplectus</i>	0,94	Mburu et al. (2012)

(conclusão)

Simulação de modelo	<i>Carex rostrata</i>	1,91	Mburu et al. (2012)
Simulação de modelo	<i>Phragmites australis</i>	de 3,94 a 25,20	Wu et al. (2014)
Estequiometria	<i>Phragmites australis</i>	0,85	Choi et al. (2006)
Microeletrodo	35 espécies de plantas	de 0,1 a 2,2	Lai, Zhang e Chen (2012)
Análise de isótopos	<i>Phragmites australis</i>	4,1	Wu et al. (2011)
Balanço de massa	<i>Acorus calamus</i>	38,4	Dong et al. (2011)

Fonte: Adaptado de Liu et al. (2016).

Entre algumas espécies de plantas comumente utilizadas em WC (*Phragmites* sp., *Scirpus* sp., *Typha* sp., *Carex* sp., *Potamogeton* sp. e *Schoenoplectus* sp.), foram reportados valores de transferência de oxigênio mediada por plantas na faixa de 0,005 a 12 g O₂ m⁻² d⁻¹ (NIVALA et al., 2013). Ye et al. (2012) encontraram que mais de 99,9% do oxigênio dissolvido em um WCFV com *Phragmites* foi fornecido por reaeração atmosférica, com menos de 0,1% sendo atribuído à entrada com afluente e liberação pelas plantas. Apesar da quantidade de oxigênio liberada pelas plantas/raízes não ser elevada o suficiente para suprir a demanda de oxigênio do sistema, mesmo assim, pode influenciar no desempenho do tratamento, pois geralmente, concentrações de oxigênio dissolvido são maiores no efluente de *wetlands* plantados (0,8 – 3 mg.L⁻¹) do que em *wetlands* sem planta (DAN et al., 2011).

Dados disponíveis atualmente, em relação à capacidade de transferência de oxigênio em WCFV, são limitados e apresentam uma grande faixa de variação (Quadro 4). Essa variação ocorre porque na maioria das vezes, as taxas são deduzidas (por balanço de massa - estequiometria) a partir de dados de qualidade da água, com base na quantidade de poluentes (que consomem oxigênio) removidos do *wetland*, ou seja, estimam a quantidade de oxigênio consumida no sistema. Segundo Nivala et al. (2013), o termo mais apropriado nesse caso seria *taxa de consumo de oxigênio*. Por essa razão, Nivala et al. (2013) propõem que o termo *taxa de transferência de oxigênio* seja utilizado somente quando estiver relacionado à quantificação do valor total de oxigênio que fisicamente passa para a

subsuperfície do *wetland*. Isso atualmente é possível com a utilização de traçadores gasosos.

Quadro 4 - Comparação de valores de taxas de transferência de oxigênio em *wetlands* construídos reportadas na literatura.

Tipo de WC ^a	Área (m ²)	Planta	Método ^b	TTO (g m ⁻² d ⁻¹)	Referências
FH	940	<i>Phragmites australis</i>	BM	5,86	Brix (1990)
FH	2,7	Não vegetado	CF	6,01-7,47	Wu et al. (2001)
FH	2,7	<i>Typha latifolia</i>	CF	6,47-7,92	Wu et al. (2001)
FH	0,06	Não vegetado	TG	0,3-5	Tyroller et al. (2010)
FH	0,77	<i>Phragmites australis</i>	TG	0,3-3,2	Tyroller et al. (2010)
FH	-	<i>Phragmites australis</i>	BM	3,87-11,66	Gasiunas (2011)
FS	2,7	Não vegetado	CF	1,37-1,49	Wu et al. (2001)
FS	2,7	<i>Typha latifolia</i>	CF	1,36-1,76	Wu et al. (2001)
FS	675	<i>Phragmites australis</i>	BM	1,66-5,27	Gasiunas (2011)
FV	-	-	BM	23-64	Platzer (1998) apud Cooper (1999)
FV	16,75	<i>Phragmites australis</i>	BM	28-35	Weedon (2003)
FV	2250	<i>Phragmites australis</i>	BM	55	Kayser e Kunst (2005)
FV	0,50	<i>Typha angustifolia</i> L. e <i>Cyperus involucratus</i>	BM	80	Kantawanichkul, Kladprasert e Brix (2009)
FV	0,50	Unidades não vegetadas	BM	60	Kantawanichkul, Kladprasert e Brix (2009)
FV	1500	<i>Phragmites australis</i>	BM	5,77-18,45	Gasiunas (2011)
FV	0,65	<i>Phragmites australis</i>	BM	24-213	Saeed et al. (2012)

^a Tipo de *wetland* construído (WC): fluxo superficial (FS), fluxo subsuperficial horizontal (FH) e fluxo subsuperficial vertical (FV).

^b Método utilizado para medição das TTO: método da câmara fechada (CF), método do balanço de massa (BM), método do traçador gasoso (TG).

1.2.9.3 Método do traçador gasoso

O método do traçador gasoso foi inicialmente desenvolvido para aplicação em rios, a fim de quantificar o coeficiente de reaeração, K_2 (TSIVOGLOU, 1965 apud BOUMANSOUR e VASEL, 1998). Entretanto, sua utilização para determinação das taxas de transferência de oxigênio em reatores utilizados para tratamento de esgoto já vem sendo feita há algum tempo, como por exemplo, em filtros biológicos percoladores (VASEL e SCHROBILTGEN, 1991; VIEIRA, 2013) e em biodiscos (BOUMANSOUR e VASEL, 1998), utilizando gás propano como traçador.

Um traçador gasoso é um gás inerte tanto quimicamente quanto biologicamente, ou seja, não pode ser produzido e nem consumido no sistema e para o qual a taxa de transferência de massa é proporcional à taxa de transferência de oxigênio (TYROLLER et al., 2010). A utilização de traçadores gasosos é necessária para determinação da taxa global de transferência de oxigênio em WC, pois a mesma não pode ser estimada simplesmente por meio de medições das concentrações de oxigênio no efluente, devido ao rápido consumo deste no meio.

O método é semelhante àquele utilizado para avaliação da hidrodinâmica de WC, conforme descrito no item 1.2.8. Porém, o traçador gasoso necessita ser adicionado à água para posteriormente ser injetado no sistema. O método utilizado por Tyroller et al. (2010) para medição das taxas de transferência de oxigênio em WCFH consistiu, resumidamente, na injeção de água limpa contendo propano no WCFH, coleta de amostras no afluente e nas zonas de entrada e saída do sistema, e determinação de propano nas amostras por meio de cromatografia gasosa (técnica *headspace*).

Embasamento teórico

Em condições estacionárias, o coeficiente de transferência de gases (K_L) é constante. Assim, para água limpa, em condições de mistura completa, a massa de oxigênio transferida por unidade de tempo pode ser expressa como (BOUMANSOUR e VASEL, 1998; VON SPERLING, 1996):

$$\frac{d[O_2]}{dt} = K_L a_{O_2} \cdot (C_{sat} - C_t) \quad (17)$$

em que: $d[O_2]/dt$ é a taxa de transferência de oxigênio (TTO) volumétrica, $mg O_2 L^{-1} h^{-1}$; K_{L,a,O_2} é o coeficiente de transferência de massa do oxigênio, h^{-1} ; C_{sat} é a concentração de saturação de OD (dependente da temperatura), $mg L^{-1}$ e; C_t é a concentração de OD no tempo t , $mg L^{-1}$.

O K_{L,a,O_2} pode ser determinado por meio de um simples experimento de transferência de oxigênio, da seguinte maneira: Na ausência de processos de consumo de oxigênio, utilizando água limpa em contato com o ar, são feitas medições das mudanças de concentração de oxigênio ao longo do tempo, iniciando em uma concentração menor que a de saturação. Assim, o K_{L,a,O_2} pode ser calculado com uma versão linearizada da equação 17, conforme equação 18 (TYROLLER et al., 2010):

$$K_{L,a,O_2} \cdot t = \ln\left[\frac{C_{sat}-C_0}{C_{sat}-C_t}\right] \quad (18)$$

na qual: C_0 é a concentração de OD no tempo inicial, $mg L^{-1}$ e; t é o tempo decorrido em horas.

O pressuposto central para o método do traçador gasoso é que existe uma razão constante (R) entre o oxigênio que entra na água e o traçador gasoso que sai da água (propano, por exemplo) (RATHBUN et al., 1978). Essa razão é expressa como:

$$R = K_{L,a,O_2}/K_{L,a,P} \quad (19)$$

na qual: R é a razão entre os coeficientes de transferência de massa dos dois gases (adimensional); $K_{L,a,P}$ é o coeficiente de transferência de massa do propano, h^{-1} .

O propano pode ser utilizado como traçador, pois é um gás que não é produzido e nem consumido pela biomassa (tempo insuficiente nos ensaios para adaptação dos micro-organismos para sua degradação). A única reação que pode ocorrer no sistema é a dessorção física, pois o propano tem uma baixa solubilidade em água.

Nem todos os gases têm uma razão constante em relação ao oxigênio, conforme variações de temperatura, qualidade da água e turbulência. Contudo, no caso do propano puro, a razão R independe de mudanças na temperatura, presença

de sólidos em suspensão e das condições de mistura (MADSEN, VOLLERTSEN e HVITVED-JACOBSEN, 2006). De acordo com Boumansour e Vasel (1998), a razão R para propano puro é constante e igual a $1,389 \pm 0,024$. Já para propano contido no gás de cozinha comercial, Tyroller et al. (2010) obtiveram valor inferior, $R=1,028 \pm 0,121$.

O $K_{L,a,P}$ pode ser calculado baseado na equação 20 (THENE e GULLIVER, 1990):

$$K_{L,a,P} = -\ln\left(\frac{P_{efl}}{P_{afl}}\right) \times \frac{1}{t} \quad (20)$$

onde: P_{efl} é a concentração de propano no efluente, mg L^{-1} ; P_{afl} é a concentração de propano afluente, mg L^{-1} e; t é o tempo de percolação.

Essa equação é aplicável ao modelo de fluxo pistão e já foi utilizada para cálculo das taxas de transferência de oxigênio em WCFH (TYROLLER et al., 2010). Em um estudo realizado em filtros biológicos percoladores, Vasel e Schrobiltgen (1991) avaliaram diferentes equações para cálculo da transferência de oxigênio, e verificaram que os resultados foram semelhantes para os modelos de fluxo pistão e de dispersão axial. Dessa forma, a partir da obtenção do $K_{L,a,P}$, e considerando $R=1,389$, o coeficiente de transferência de massa do oxigênio, K_{L,a,O_2} pode ser calculado para as condições de campo, de acordo com a equação 19.

A padronização do coeficiente de transferência de oxigênio para a temperatura de 20°C pode ser feita utilizando alguma equação empírica, tal como a equação 21 (STENSTROM e GILBERT, 1981):

$$K_{L,a}(20^\circ\text{C}), O_2 = K_{L,a}(T), O_2 \times (1,024)^{(20-T)} \quad (21)$$

A partir dessa etapa, esse coeficiente padronizado pode ser utilizado para cálculo da taxa de transferência de oxigênio (TTO). Em *wetlands* construídos, as TTO são comumente expressas em $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, relacionando K_{L,a,O_2} com as dimensões do sistema. Dessa forma, as taxas podem ser obtidas com a utilização da equação 22 (TYROLLER et al., 2010):

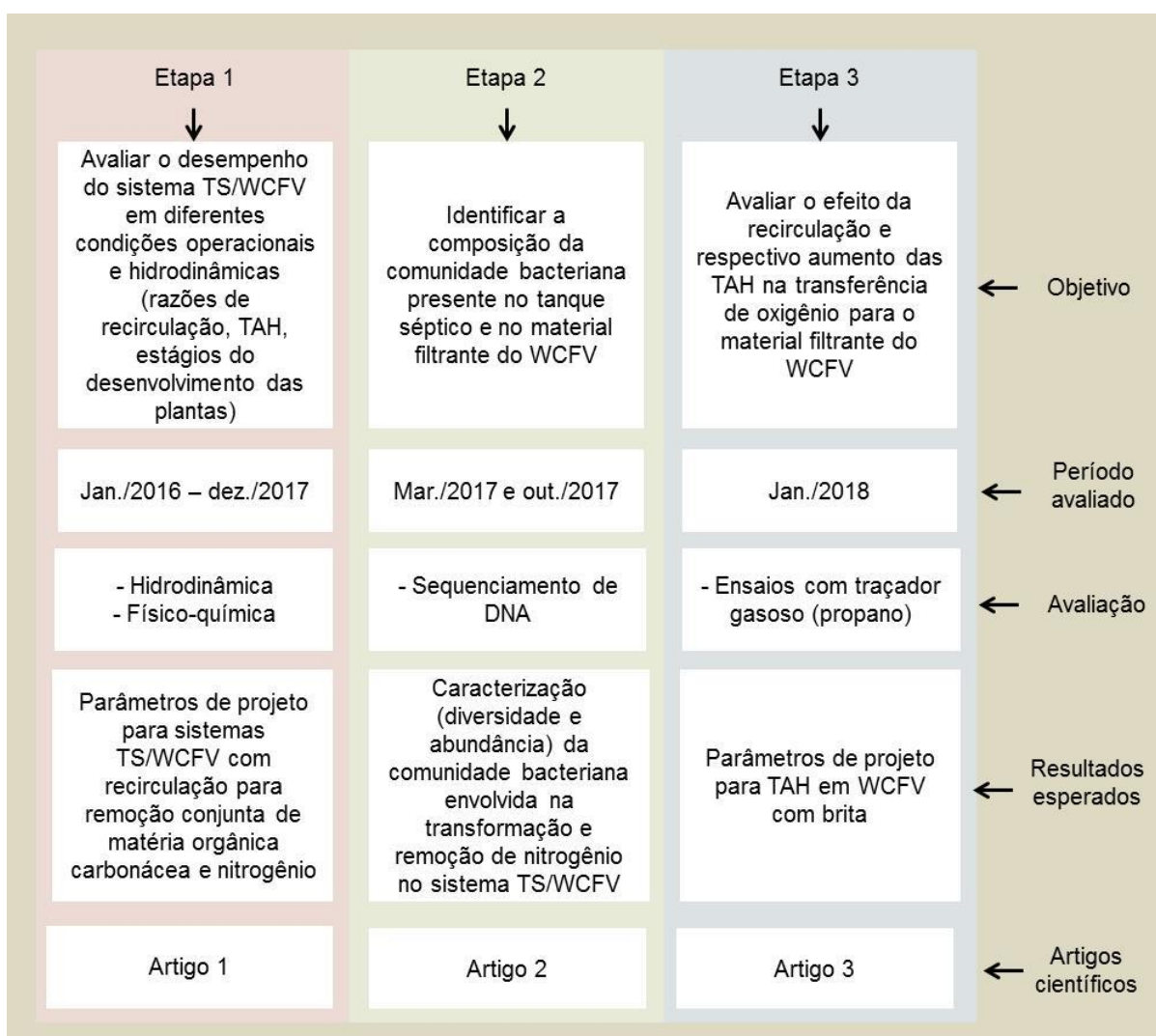
$$TTO = [K_{L,a,O_2} \cdot (C_{sat} - C_t) \cdot V] / A \quad (22)$$

em que: V é o volume real do *wetland* (considerando a porosidade no material filtrante), m^3 ; A é a área superficial do *wetland*, m^2 .

1.3 MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido em um sistema de tratamento de efluentes experimental composto por TS e WCFV. Esse sistema foi operado e monitorado durante 25 meses, sob cinco fases operacionais distintas (variação da razão de recirculação) e com diferentes espécies de plantas (*Heliconia psittacorum* ou *Canna* spp.). Ao longo deste período de estudo, foram desenvolvidas três estratégias de trabalho, denominadas etapa 1, etapa 2 e etapa 3 (Figura 7). Cada uma destas etapas deu origem a um artigo científico. Os artigos são apresentados nos itens 2, 3 e 4, e serão submetidos aos periódicos científicos de alto fator de impacto.

Figura 7 - Diagrama estrutural do desenvolvimento desta pesquisa



Fonte: A autora.

1.3.1 Descrição da Estação de Tratamento de Efluentes experimental

A Estação de Tratamento de Efluentes (ETE) experimental está localizada na Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), município de Santa Maria, Rio Grande do Sul (Figura 8). A estação, construída em escala real, é destinada ao tratamento de esgotos domésticos do prédio 35 da Casa do Estudante Universitário II (CEU II), da UFSM. A mesma entrou em operação em setembro de 2015.

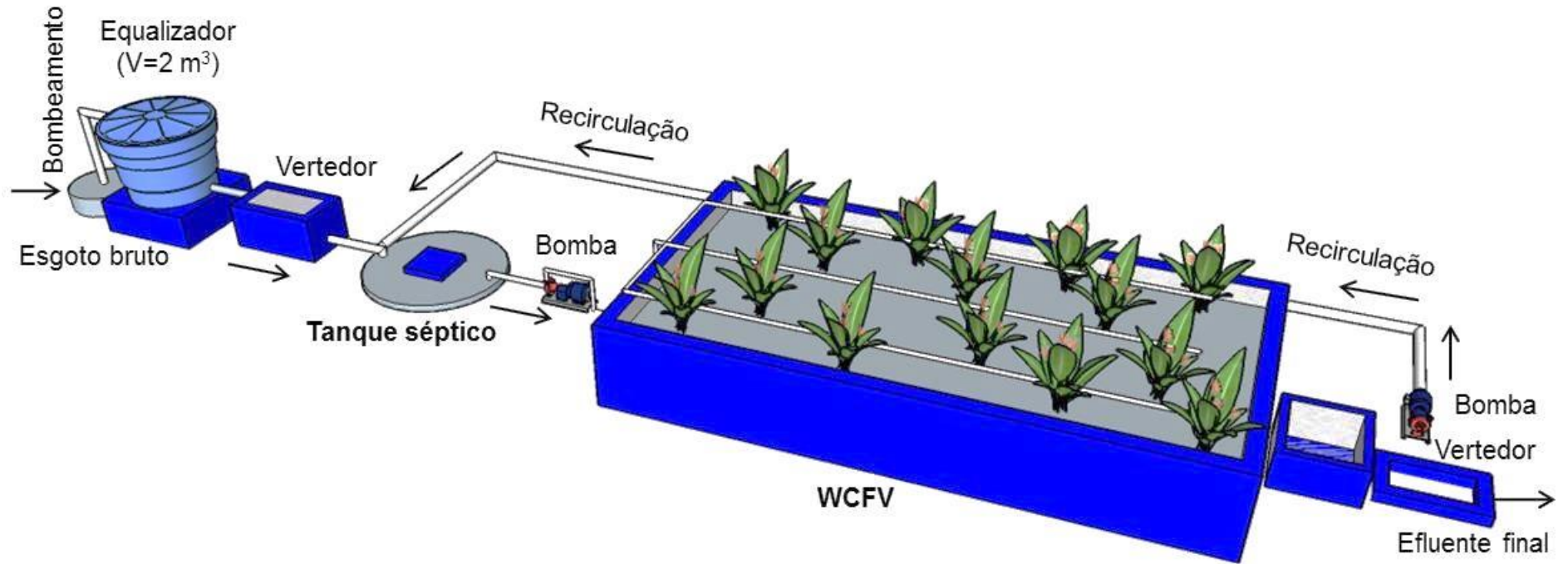
O sistema experimental (Figura 9) foi implantado para tratamento de uma parcela dos efluentes domésticos gerados na CEU II (vazão = 1.500 L.d^{-1}), equivalente a 10 habitantes. Uma estação deste porte é classificada pela USEPA (2004) como um sistema de tratamento descentralizado do tipo *cluster* (em grupo), que pode incluir duas ou mais residências ou edifícios. O sistema apresenta tanque séptico (TS) (volume = $4,71 \text{ m}^3$) para tratamento primário seguido de um WCFV como pós tratamento. A planta da estação está apresentada na figura 10.

Figura 8 - Localização da ETE experimental, na UFSM



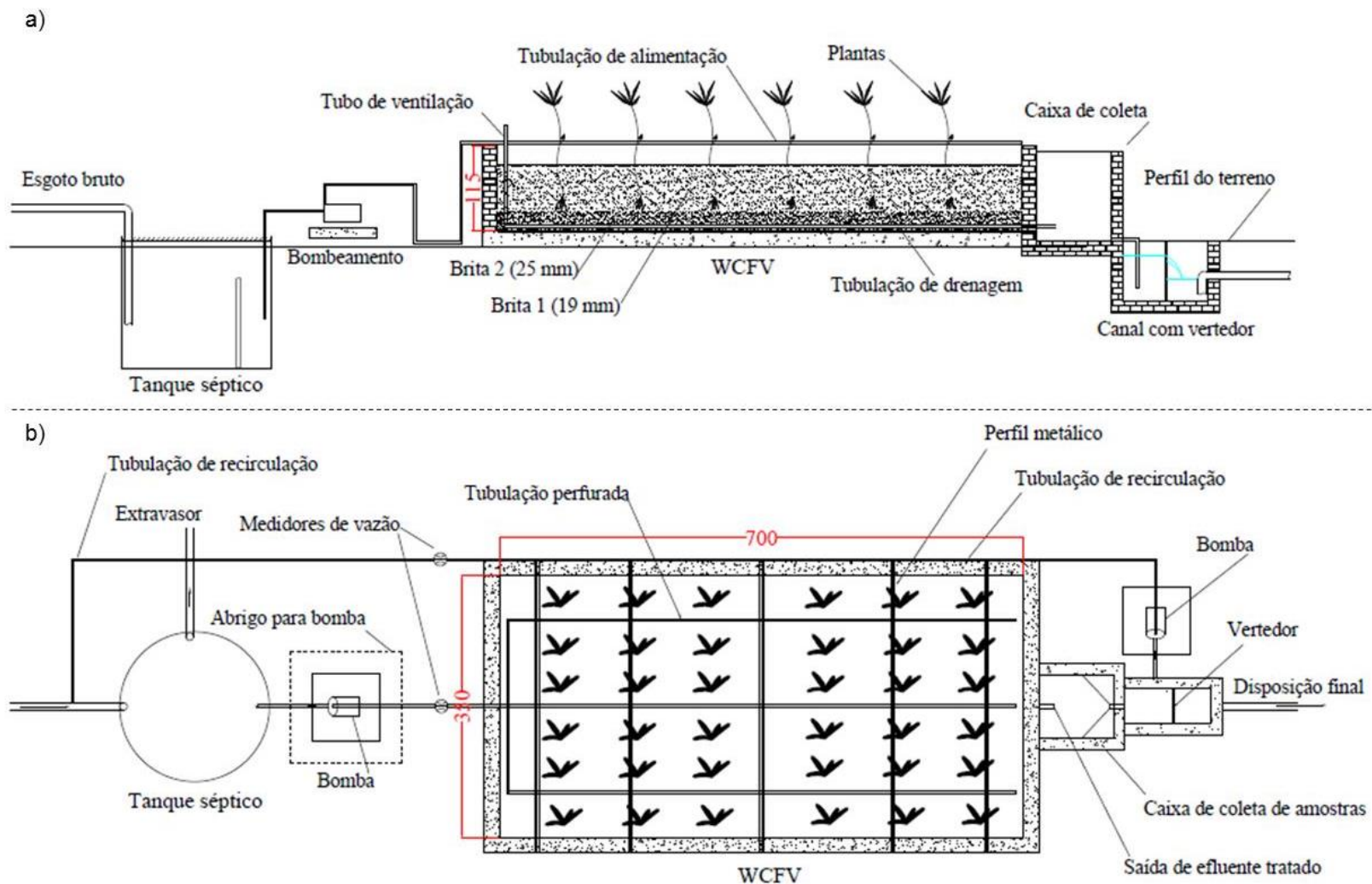
Fonte: Adaptado de Google Earth (2014).

Figura 9 - Estação de Tratamento de Efluentes experimental localizada na UFSM



Fonte: A autora.

Figura 10 - Estação de Tratamento de Efluentes experimental localizada na UFSM. Detalhes construtivos do tanque séptico e do *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV). a) Corte longitudinal; b) Vista em planta. Dimensões em cm.



Fonte: A autora.

1.3.1.1 Tanque séptico

O tanque séptico foi projetado conforme recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993), conforme equação 23, considerando: unidade multifamiliar com número de pessoas (N) = 10 habitantes; contribuição de despejos (C) de 300 L pessoa⁻¹ d⁻¹ (contribuição de 150 L pessoa⁻¹ d⁻¹ acrescido 100% de recirculação); contribuição de lodo fresco (Lf) de 1 L pessoa⁻¹ d⁻¹; período de detenção (T) = 1 d; intervalo de limpeza de 1 ano e taxa de acumulação total de lodo (K) de 65 dias. Assim, o tanque séptico foi projetado para um volume útil de 4,65 m³, com formato cilíndrico e altura útil de 1,5 m. As dimensões resultantes foram: A = 3,14 m²; diâmetro = 2 m; profundidade útil = 1,5 m; V_{útil} = 4,7 m³.

$$V = 1000 + N(C T + K Lf) \quad (23)$$

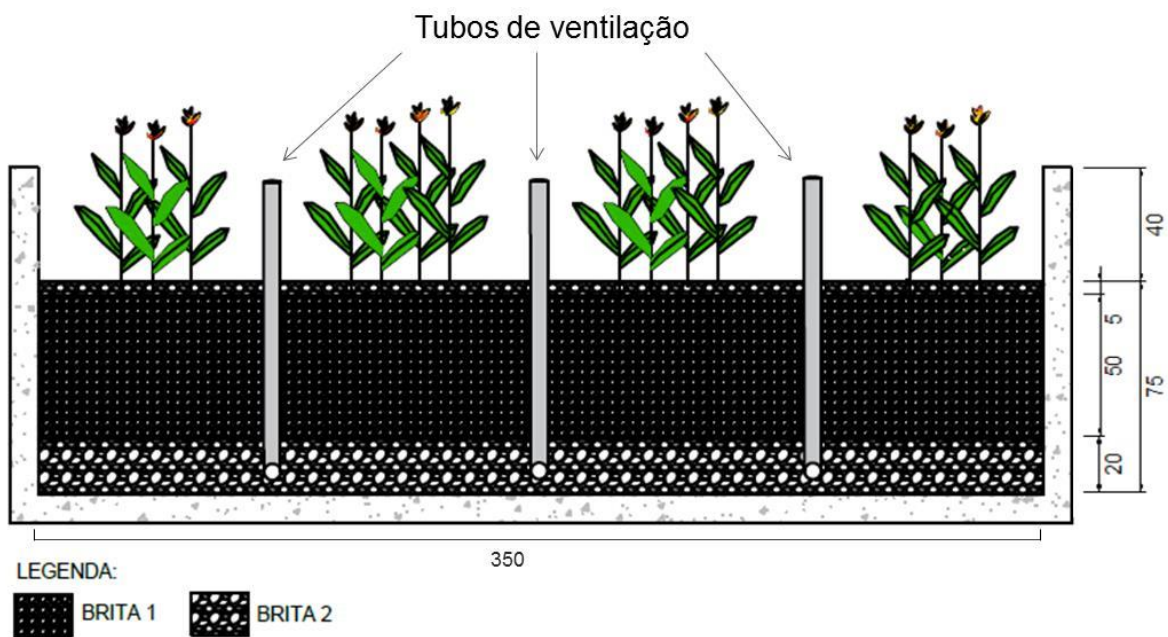
O tanque séptico foi chamado de modificado, pois recebe esgoto bruto de forma intermitente, havendo variação de nível d'água dentro do tanque. Quando há o rebaixamento a um determinado nível, automaticamente é acionada a entrada de esgoto bruto, por meio de sensores de nível instalados dentro do tanque (boias elétricas). Além disso, este tanque, diferentemente dos tanques sépticos convencionais, foi projetado para receber, além de esgoto bruto, o efluente do WCFV, que contém elevada concentração de N-NO₃⁻, por meio da recirculação. Portanto, a recirculação faz com que o tanque opere em condições anóxicas e, ao mesmo tempo, proporciona a diluição do esgoto neste tanque, a qual também acaba influenciando no tratamento.

1.3.1.2 Wetland construído de fluxo vertical

O WCFV foi dimensionado para uma TAH de 120 mm d⁻¹, referente a um cenário de 100% de recirculação. Dessa forma, para atender a uma vazão de esgoto bruto de 1500 L d⁻¹ (equivalente a 10 pessoas, com contribuição de 150 L pessoa⁻¹ d⁻¹) mais um cenário de 1500 L d⁻¹ de recirculação (100%), a vazão afluyente ao WCFV deve ser aproximadamente 3000 L d⁻¹. Para essa vazão e uma TAH de 120 mm d⁻¹, a área superficial necessária é de 25 m². Como a relação comprimento/largura

adotada foi igual a 2, as dimensões resultantes do WCFV foram 7 m de comprimento por 3,5 m de largura, ou seja, área superficial de 24,5 m². O WCFV apresenta altura útil de 0,75 m e uma borda livre de 0,40 m (Figura 11). As laterais e o fundo do WCFV foram impermeabilizados com manta asfáltica.

Figura 11 - Corte transversal esquemático evidenciando a espessura das camadas de brita no WCFV (em centímetros) e os tubos de ventilação, abertos para a atmosfera.



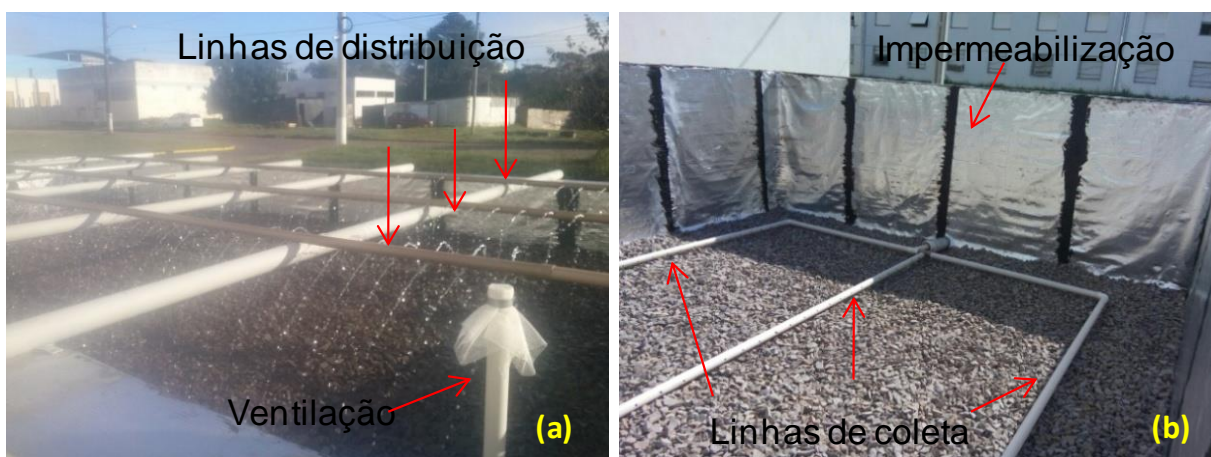
Fonte: A autora.

O material filtrante utilizado foi brita lavada, sendo uma camada de 20 cm de brita 2 no fundo, 50 cm de brita 1 ($d_{10} = 9.5$ mm, $d_{30} = 12.5$ mm, $d_{60} = 15$ mm; coeficiente de uniformidade = 1,58) na camada intermediária e mais 5 cm de brita 2 na camada superficial do WCFV (Figura 11). A porosidade total média do WCFV foi de 49%, conforme ensaio descrito no item 1.3.1.2.1, realizado em janeiro/2018.

A tubulação de distribuição de esgoto está posicionada 50 cm acima da superfície do WCFV, fixada em suportes de ferro. A distribuição ocorre em três linhas de tubo PVC de 32mm de diâmetro, as quais contêm orifícios de 6 mm de diâmetro. Nessa unidade, a água residuária aplicada percola verticalmente até atingir uma tubulação de coleta localizada no fundo, também em três linhas, mas com tubos PVC de 40 mm de diâmetro, contendo orifícios de 8 mm de diâmetro

(Figura 12). Na tubulação de drenagem foram conectados tubos de ventilação, um para cada linha de drenagem (Figuras 11 e 12). Outros detalhes construtivos podem ser encontrados no trabalho de Decezaro (2016).

Figura 12 - Tubulações de distribuição (a) e de drenagem de efluente (b).



Fonte: A autora.

O WCFV foi transplantado com *Heliconia psittacorum*, numa densidade de 7,7 mudas m^{-2} (3 indivíduos por muda) em outubro de 2015 (Figura 13a). Porém, como as plantas não suportaram o inverno, em setembro de 2016 foi feita uma poda para retirada das plantas mortas da superfície do WCFV. Em seguida, no mês de outubro de 2016 foram transplantadas mudas de *Canna x generalis* e *Canna indica*, numa densidade de 2,3 mudas m^{-2} (Figura 13b).

Figura 13 - WCFV após o transplântio das macrófitas: (a) *Heliconia psittacorum* (out./2015) e; (b) *Canna* spp. (out./2016)



Fonte: A autora.

1.3.1.2.1 Porosidade do material de recheio no WCFV

Em janeiro de 2018, foram realizados ensaios para determinação da porosidade do material de recheio do WCFV. Foram coletadas amostras de brita contendo biofilme, em diferentes profundidades do WCFV. Essas amostras foram secadas em estufa por 24h, a 105°C. O material seco foi colocado dentro de um béquer de vidro de 2.000 mL. A este béquer foi adicionado água lentamente, até que água e brita atingissem o mesmo nível. O volume de água adicionado ao béquer foi anotado. Esse procedimento foi feito triplicata para cada camada filtrante e depois calculada a média. A porosidade total do material de recheio do WCFV foi calculada como a relação entre o volume de água adicionada e o volume de brita contida no béquer.

1.3.2 Condições operacionais

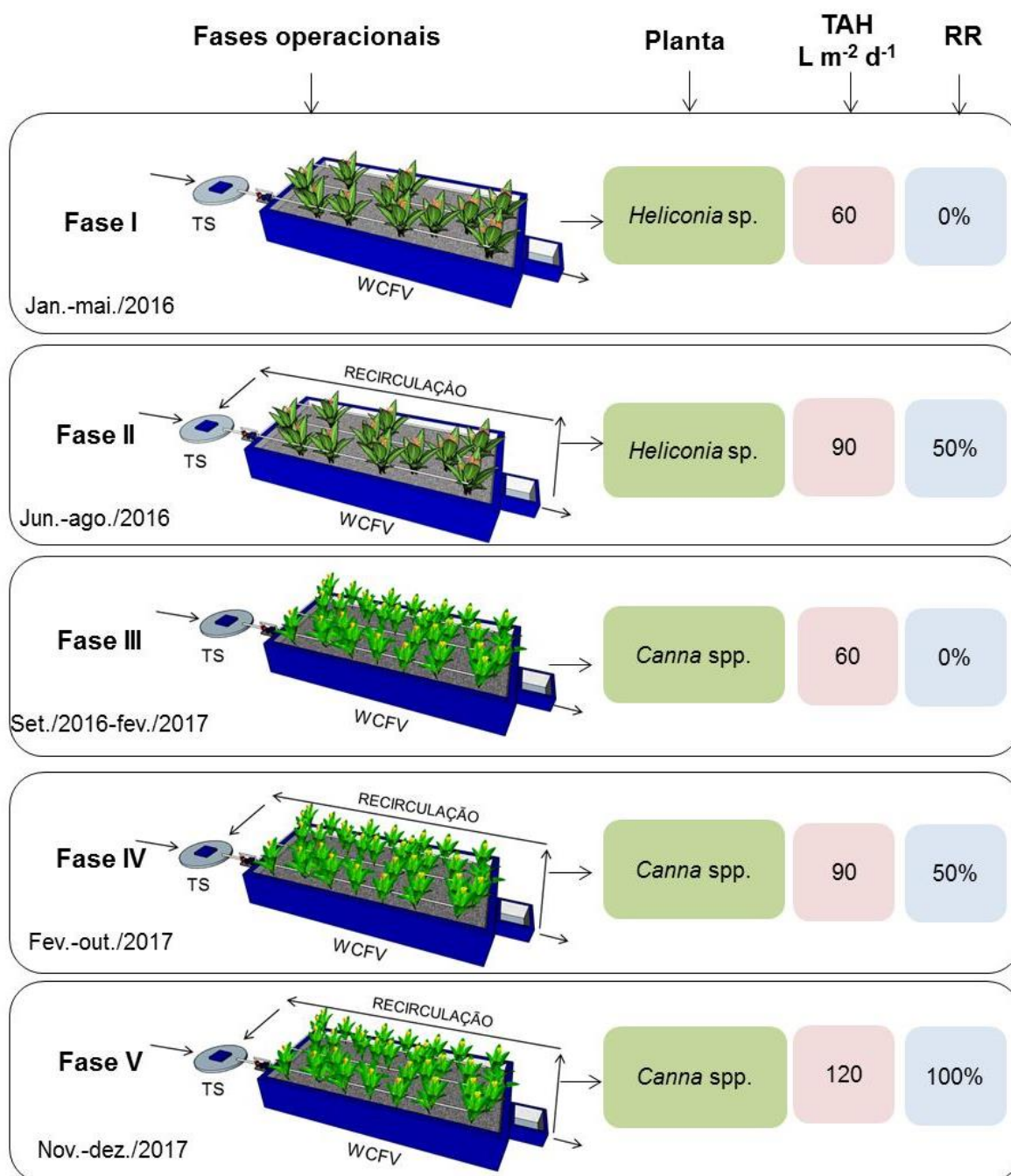
A estação experimental durante todo o período de estudo atendeu a uma vazão afluyente aproximada de 1.500 L d⁻¹. Porém, apresentou diferentes razões de recirculação do efluente tratado no WCFV para o TS. As condições operacionais do WCFV ao longo do monitoramento são mostradas na tabela 1 e em forma esquemática na figura 14. A razão de recirculação (RR) em porcentagem é calculada da seguinte forma: RR = volume de efluente recirculado diariamente / volume de esgoto bruto tratado diariamente x 100. As RR planejadas para este estudo foram de 0 a 100%. O sistema foi dimensionado para receber no máximo 100% de recirculação, ou seja, para uma vazão afluyente de 1.500 L d⁻¹, a vazão máxima de recirculação deve ser 1.500 L d⁻¹, a fim de não ultrapassar, por exemplo, a TAH de projeto do WCFV, de 120 L m⁻².d⁻¹.

Tabela 1 - Condições operacionais do WCFV em cada fase

Fase	Planta	Número de pulsos por dia	Volume médio por pulso (L)	TAH (L m ⁻² d ⁻¹)	RR (%)
I	<i>Heliconia</i> sp.	8	187,5	60	0
II	<i>Heliconia</i> sp.	8	281,3	90	50
III	<i>Canna</i> spp.	8	187,5	60	0
IV	<i>Canna</i> spp.	8	281,3	90	50
V	<i>Canna</i> spp.	8	375	120	100

Fonte: A autora.

Figura 14 - Diagrama estrutural da metodologia adotada em cada fase experimental



Fonte: A autora.

1.3.3 Monitoramento das vazões

O monitoramento das vazões foi feito por meio do registro manual do volume totalizado diariamente em medidores de vazão instalados na estação experimental.

A vazão afluyente (esgoto bruto) foi medida por medidor ultrassônico (Incontrol, ITS 2000), acoplado a um vertedor triangular de 60°. Por outro lado, as vazões afluentes e efluentes do WCFV, bem como a vazão de recirculação foram medidas por medidores eletromagnéticos (Incontrol, VMF), instalados nas linhas de recalque, conforme descritos por Decezaro (2016).

1.3.4 Testes hidrodinâmicos (testes com traçador)

Testes hidrodinâmicos foram realizados no decorrer do tempo de operação do WCFV (jan./2016-jan./2018), em diferentes fases de desenvolvimento das plantas e em diferentes condições operacionais (TAH). O traçador utilizado foi a rodamina WT (RWT). Os testes foram feitos conforme recomendações de um guia elaborado por Headley e Kadlec (2007) para aplicação de testes hidrodinâmicos em WC. Em resumo, a cada teste uma quantidade determinada de traçador era previamente diluída em 10 L de água da torneira e colocado dentro do tanque séptico, instantes antes da aplicação de um pulso, tempo suficiente para sua mistura com o esgoto do tanque. Foram registradas tanto no afluyente quanto no efluente do WCFV, a fluorescência e a vazão, durante o período de 120 min após o pulso, com leituras mais frequentes em períodos com maior variação de vazão. As concentrações de RWT foram obtidas com a utilização de uma curva de calibração entre fluorescência x concentração de RWT. Mais detalhes da metodologia adotada constam no trabalho de Decezaro (2016).

Devido à grande variação da vazão efluente do WCFV, foram utilizados os valores de carga (ao invés dos valores de concentração) para obtenção das curvas $E(t)$ e $F(t)$. Assim, nos cálculos, a designação C , que consta nas equações 7, 8 e 9, representa 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 sai 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 ($F(t)$), foram utilizadas as equações descritas no quadro 5.

Os tempos médios de residência (ou tempos de detenção médios) (\bar{t}), serão chamados, neste trabalho, de tempos de percolação (t). Esta nomenclatura foi

considerada mais conveniente, já que o WCFV estudado é do tipo drenagem livre, ou seja, um reator no qual a água residuária aplicada apenas percola, sem ficar retida no sistema.

Quadro 5 - Equações utilizadas nos cálculos para obtenção da massa total de traçador (M) efluente, do tempo médio de percolação (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 percolação (t)	$t = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \cong \frac{\sum t_i C_i Q_i \Delta t_i}{\sum C_i Q_i \Delta t_i} [s]$
Função E (t)	$E(t) = \frac{C Q}{M}$
Função F (t)	$F(t) = \int_0^t E(t) dt \cong \sum E(t) \Delta t$

Fonte: A autora.

1.3.5 Coletas e análises físico-químicas do esgoto

Foram realizadas amostragens simples, sempre às 8:30h, no período de janeiro de 2016 a dezembro de 2017 em três pontos (Figura 15): Ponto 1: Esgoto bruto; Ponto 2: Efluente do tanque séptico (na linha de recalque); Ponto 3: Efluente do WCFV. As amostras de efluente do WCFV foram coletadas sempre no período de vazão máxima, pois as concentrações de poluentes podem variar conforme a vazão. Ao longo do período avaliado, também foram realizadas algumas amostragens compostas, proporcionais à vazão, no efluente do WCFV.

As análises físico-químicas 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 N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ foram analisados por cromatografia iônica em dois laboratórios distintos, ambos da UFSM. No período de janeiro de 2016 até outubro de 2017 estes parâmetros foram analisados no Laboratório de Ecologia

Florestal (LABEFLO). Após esse período, os mesmos passaram a serem analisados no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente (LEMA).

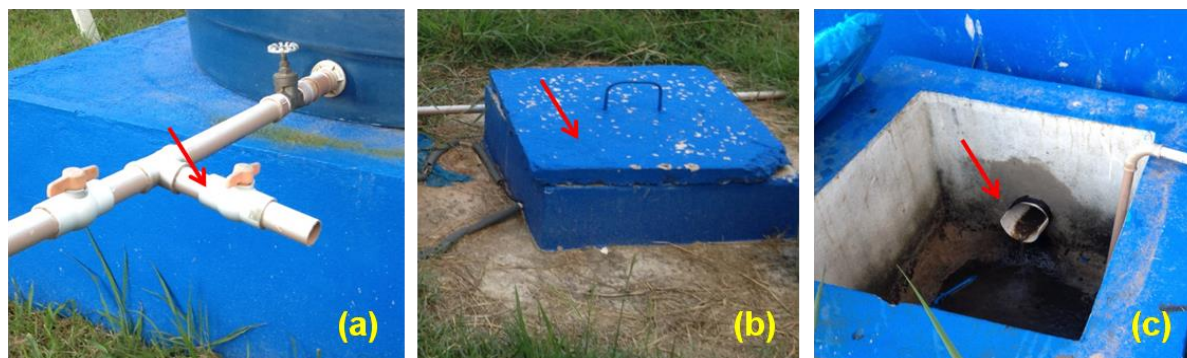
Os parâmetros oxigênio dissolvido, temperatura e pH foram analisados, sempre que possível, nos próprios locais de coleta, utilizando medidores portáteis, respeitando o prazo para realização das análises, que é de no máximo 15 min (APHA, 2012). Os demais parâmetros foram analisados no LEMA.

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

Parâmetro	Método	Código (APHA, 2012)
Oxigênio dissolvido (OD)	Eletrométrico	4500-O G.
Temperatura (T)	Termométrico	2550
pH	Eletrométrico	4500-H ⁺ B.
Alcalinidade total (Alcal. total)	Titulométrico	2320
Sólidos suspensos totais (SST)	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 carbonácea de oxigênio (DBO)	Respirométrico manométrico	5210 D
Demanda química de oxigênio total (DQO _t)	Refluxo fechado - colorimétrico	5220 D
Demanda química de oxigênio solúvel (DQO _s)	Refluxo fechado - colorimétrico	5220 D
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	Macro-Kjeldahl	4500-N _{org} B.
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₄ ⁺)	Destilação e titulometria	4500-NH ₃ B.; 4500-NH ₃ C.
Nitrogênio nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Cromatografia iônica	4110
Nitrogênio nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Cromatografia iônica	4110

Fonte: A autora.

Figura 15 - Locais de coleta: a) Ponto 1 – esgoto bruto; b) Ponto 2 – tanque séptico; c) Ponto 3 – saída do WCFV



Fonte: A autora.

1.3.6 Quantificação dos sólidos acumulados no sistema

Amostras do material filtrante do WCFV foram coletadas para avaliar o acúmulo de sólidos e a concentração de biomassa ao longo do tempo (em termos de SSV). Foram feitas no total duas coletas (mar./2017 e out./2017). As coletas foram realizadas em três pontos do WCFV, escolhidos aleatoriamente, em diferentes profundidades do material filtrante (0-20 cm e 20-50 cm a partir da superfície), com auxílio de uma pá.

O volume de material filtrante coletado foi medido em cilindro de PVC ($V \approx 0,615$ L). Posteriormente, o material foi transportado em sacos plásticos até o laboratório onde foi feita a escovação das pedras, juntamente com a lavagem com água destilada para desprendimento dos sólidos aderidos. Posteriormente, foi feita a determinação de SST, SSV, SSF, ST, STV e STF no material proveniente da lavagem. As análises de sólidos foram feitas conforme recomendado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012). Os resultados foram expressos em g MS/m^3 de material filtrante.

1.3.7 Balanço de nitrogênio

Para cada fase operacional, das cinco avaliadas, foram calculadas as cargas de N-org, N-NH_4^+ e N-NO_x^- (em g d^{-1}) liberadas no efluente do tratamento, as cargas de N que passaram pelos processos de nitrificação no WCFV e desnitrificação no

TS, as cargas residuais removidas no TS e no WCFV por outros processos e as cargas assimiladas pelas plantas. As análises de N no tecido vegetal da *Canna* spp. foram feitas conforme orientações de Tedesco (1995).

1.3.8 Análise estatística dos resultados

Para caracterização dos parâmetros físico-químicos analisados foi utilizada a estatística descritiva. Para apresentação dos resultados foram utilizados gráficos (*box plot*, séries temporais, etc.).

Para comparação entre as fases operacionais do sistema experimental com relação à concentração dos poluentes de interesse no efluente final e comparação entre as eficiências do tratamento, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kruskal Wallis*, em nível de significância igual a 5%. Os testes estatísticos foram feitos empregando o *software Statistica 12*.

1.3.9 Caracterização da comunidade bacteriana

A caracterização das bactérias presentes no sistema TS/WCFV com recirculação foi feita durante a fase IV, a partir de coletas de amostras do lodo do tanque séptico e da biomassa do WCFV. As amostras do lodo do tanque séptico foram coletadas no início (mar./2017) e ao final da fase IV (out./2017). Já as amostras da biomassa do WCFV foram coletadas somente ao final desta fase operacional (out./2017). As amostras da biomassa contida no WCFV foram coletadas na camada superficial (0-20 cm) e na camada intermediária (20-50 cm) com auxílio de uma pá de concha.

Os materiais necessários para a coleta e preparo das amostras (frascos de vidro, tubos, cápsulas de porcelana, balde, escovas, água destilada, espátulas, etc.) foram previamente esterilizados em autoclave, com exceção de uma pá de concha, utilizada para coleta de brita e de rizosfera do WCFV. A pá foi esterilizada no campo, antes e entre cada tipo de amostra, com álcool 95% e fogo. As amostras de lodo do tanque séptico foram coletadas ao fundo, na região central do tanque, com auxílio de balde e corda. As amostras de brita do WCFV foram coletadas em triplicata, em três diferentes pontos do WCFV, escolhidos aleatoriamente. Imediatamente após a coleta, as amostras de lodo (200 mL), bem como as amostras de brita

(aproximadamente 250 g de brita de cada camada) foram colocados em frascos de vidro de 250 mL, preservadas a -4°C e encaminhadas até o laboratório (LEMA - UFSM).

No laboratório, foi adicionado água destilada estéril aos frascos contendo as amostras de brita, até completar o volume de 200 mL. Em seguida, os frascos foram colocados em agitação (200 rpm), durante três horas. Após este tempo, a parte líquida dos frascos, contendo a biomassa desprendida, foi transferida para tubos de centrifugação (Falcon) de 50 mL. O lodo coletado foi diretamente transferido para os tubos. Após a passagem do líquido para os tubos, as amostras de brita passaram por escovação, e o líquido resultante desta escovação foi também transferido para os tubos de centrifugação. Os tubos foram então submetidos à centrifugação (1200 rpm) durante 10 min e o sobrenadante foi descartado. Os *pellets* resultantes (volume foi anotado) foram preservados em temperatura aproximada de -80°C , no Laboratório de Manejo Integrado de Pragas (LaMIP), localizado na UFSM e posteriormente enviados para sequenciamento de DNA de Nova Geração (Next Generation Sequencing – NGS), na empresa Neopropecta Microbiome Technologies, em Florianópolis - SC.

O sequenciamento NGS de Amplicons foi feito utilizando marcadores V3/V4 do gene ribossomal 16S, para identificação de bactérias, com cobertura de sequenciamento média de 10 mil leituras por amostra, com uma corrida *single-end*. As leituras obtidas foram compiladas em um arquivo FASTq para a análise de bioinformática. A análise de bioinformática foi feita no laboratório do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), na Universidade Federal de Santa Catarina. Foi utilizado o software QIIME (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*) (CAPORASO et al., 2010a), versão 1.8.0. As OTU (*Operational Taxonomic Units*) foram taxonomicamente classificadas pelo método UCLUST (EDGAR, 2010). As sequências representativas de cada OTU foram alinhadas com a utilização do PyNAST (CAPORASO et al., 2010b) e ChimeraSlayer (Chimeric Sequence Detection Utility) (HAAS et al., 2011). Posteriormente, para a classificação taxonômica das OTUs representativas, foi utilizado o RDP Classifier (Ribossomal Database Project; <http://rdp.cme.msu.edu/>) e BLASTn Greengenes 5.6 (DESANTIS et al., 2006).

1.3.10 Transferência de oxigênio

A avaliação da transferência de oxigênio nas diferentes condições operacionais estudadas (TAH de 60, 90 e 120 mm d⁻¹) foi feita no WCFV da Estação de Tratamento de Efluentes em escala real localizada junto a CEU II da UFSM. Os ensaios foram feitos em janeiro/2018, ao longo de 3 semanas, sendo um ensaio por semana, quando o sistema apresentava 28 meses de operação e *Canna* spp. em seu estágio máximo de crescimento. As taxas de transferência de oxigênio foram obtidas por meio do método do traçador gasoso (1.2.9.3).

1.3.10.1 Experimentos com gás traçador

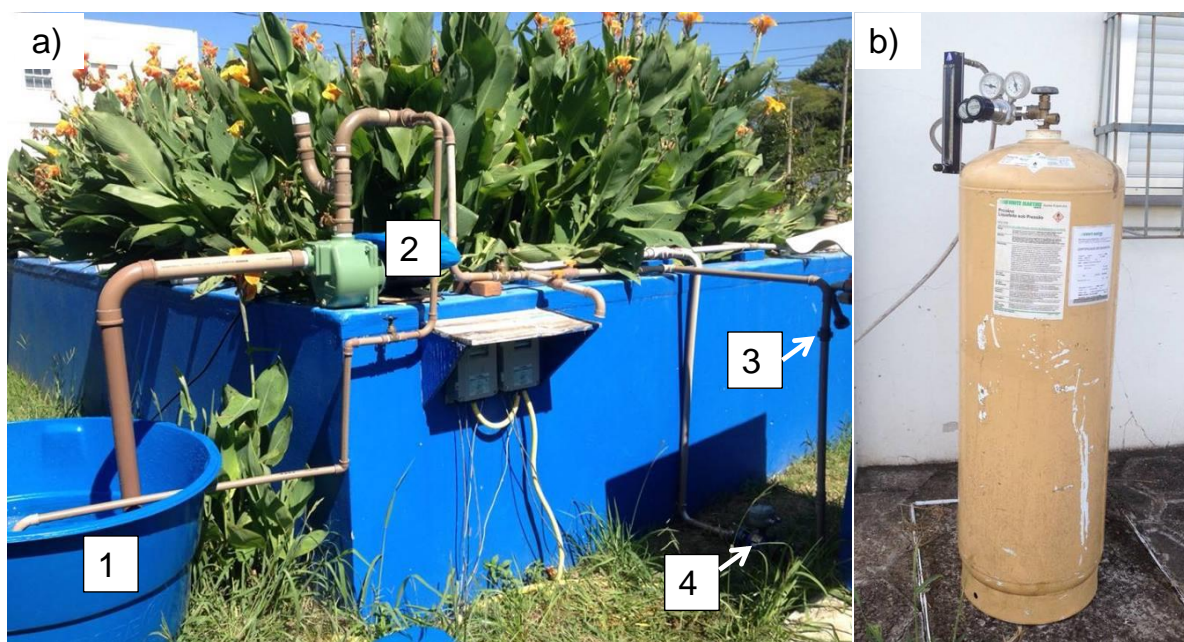
Os experimentos foram realizados a partir da dissolução de gás traçador em água e sua aplicação no WCFV de modo a simular um pulso de esgoto. Para isso, foi necessário instalar na ETE experimental um reservatório de 500 L e uma bomba autoaspirante extra (Figura 16a). Nos dias de realização dos ensaios com gás traçador, a tubulação de recalque dessa bomba era conectada (por meio de união) à tubulação de alimentação do WCFV, à montante do medidor de vazão existente. Dessa forma, foi possível ajustar e controlar as vazões afluentes ao WCFV durante os experimentos com gás. O gás traçador utilizado foi o propano, da marca White Martins, liquefeito em cilindro com capacidade de 45 kg e pureza mínima de 99,5% (Figura 16b).

Os experimentos foram feitos com a biomassa em condições endógenas. Para isso, a alimentação das unidades com esgoto foi interrompida 24 horas antes da realização dos testes, para serem alimentadas somente com água limpa. O biofilme foi considerado em estado endógeno quando a sua taxa de respiração se tornou constante, ou seja, quando as concentrações de OD no efluente não apresentavam variações.

O cilindro de gás utilizado (Figura 16b) estava acoplado com uma válvula reguladora de pressão e um fluxômetro para o controle da vazão de gás, conectados a uma mangueira contendo um difusor de ar na extremidade. O difusor utilizado foi uma mangueira de gás com um metro de comprimento, perfurada com furos de agulha a cada 5 mm. Em cada ensaio, o gás foi primeiramente injetado em água limpa (água da torneira potável), contida no reservatório de 500 L, até que a

concentração de oxigênio dissolvido fosse próxima de zero. Em seguida, esta água contendo propano foi conduzida para o WCFV, por bombeamento. A quantidade e o modo de aplicação foram equivalentes a um pulso de esgoto.

Figura 16 - Aparato experimental montado para a realização dos experimentos com gás traçador. a) Locais de instalação do reservatório (1) e conjunto motor-bomba (2); posição da união (3); posição do medidor de vazão (4); b) Cilindro de gás propano.

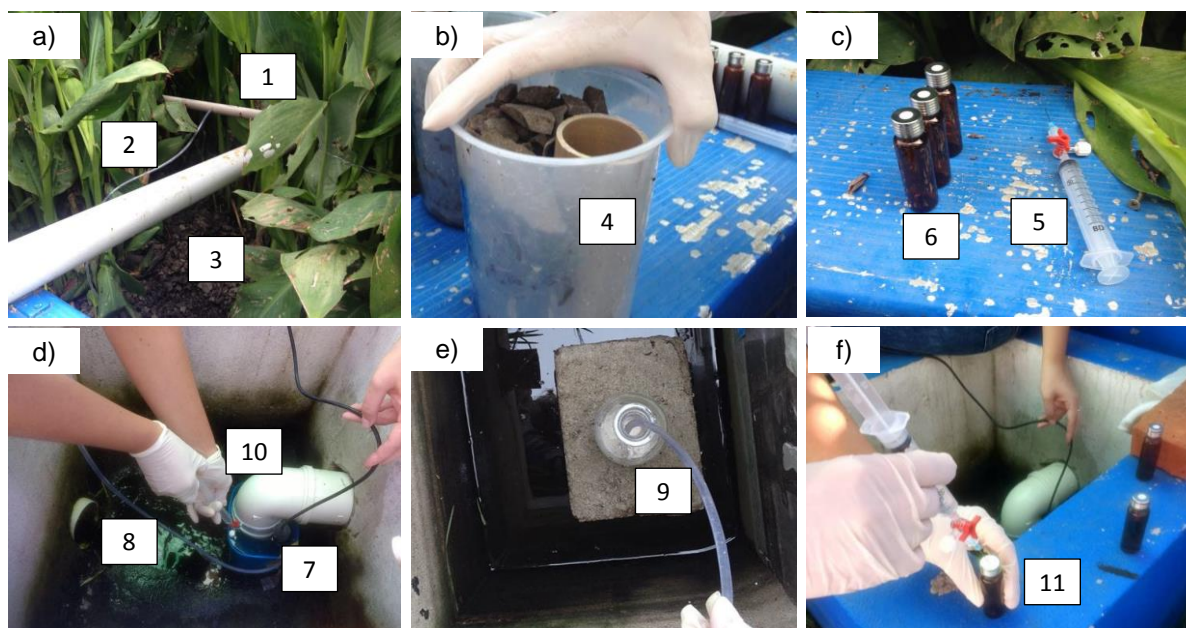


Fonte: A autora.

Para a determinação de propano no afluente do WCFV, foram coletadas amostras (triplicata) da mistura afluente (água contendo propano), diretamente na tubulação de alimentação do WCFV (nos orifícios) e além disso, para verificar a quantidade de propano que chegou até a superfície do WCFV, foram coletadas amostras (triplicata) de água na camada superficial de brita (Figura 17 a, b). Em relação à determinação de propano no efluente do WCFV, foram coletadas amostras (triplicata) na tubulação de saída em quatro diferentes tempos de drenagem (na vazão máxima e após um, três e seis tempos médios de percolação). Para evitar a perda de gás na tubulação de saída devido à turbulência, foi conectado um joelho na extremidade e este foi ligado a um pequeno reservatório, dentro do qual as amostras foram coletadas (Figura 17 d).

As amostragens para determinação de propano foram feitas utilizando conjuntos de seringas de 10 mL, agulhas e torneiras de três vias (Figura 17 c, f). Tomou-se o cuidado de sempre coletar o mesmo volume de amostra, 10 mL. O volume coletado nas seringas era imediatamente transferido para *vials* de vidro âmbar de 20 mL, com tampa rosqueável (marca Agilent) a partir de perfuração no septo de silicone (Figura 17 f). Para verificação dos volumes de amostra contidos nos *vials*, os mesmos foram pesados antes e após conterem as amostras, sendo a diferença de massa, o volume de amostra. Um total de dezoito amostras para determinação de propano foram coletadas em cada experimento. Imediatamente após as coletas, as amostras foram refrigeradas a aproximadamente 4°C e encaminhadas para determinação do propano.

Figura 17 - Demonstração fotográfica dos procedimentos adotados nos ensaios com traçador gasoso.



Nota: 1- local de coleta do aflente do WCFV (tubulação); 2- mangueira para coleta de amostras para determinação de OD (Winkler); 3- local de coleta de amostras na camada superficial do WCFV, preparado para acomodar um béquer; 4- béquer utilizado para a coleta na camada superficial; 5- conjunto utilizado para a coleta da mistura água e propano (seringa, torneira de três vias e agulha); 6- vials utilizados para armazenamento das amostras; 7- local de medição de OD na saída do WCFV (oxímetro); 8- mangueira (em sifão) para coleta de amostras para medição de OD (Winkler); 9- enchimento de garrafa Winkler por sifão; 10- coleta de amostra para determinação de propano; 11- transferência de amostra de seringa para vial.

Fonte: A autora.

Durante os experimentos, periodicamente foram registradas as concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura do líquido afluente e efluente das unidades experimentais, assim como a temperatura do ar. As medições de oxigênio dissolvido e temperatura na saída do WCFV foram feitas de minuto em minuto, utilizando medidor portátil (oxímetro) e em quatro diferentes tempos de percolação (na vazão máxima e após um, três e seis tempos médios de percolação) pelo Método de Winkler (Figura 17). Além disso, também foram feitas medições de vazão periódicas na entrada e na saída do WCFV. Cada ensaio teve duração de 120 min, ou seja, período de drenagem resultante de um pulso de esgoto no WCFV.

1.3.10.2 Determinação das concentrações de propano

As análises quantitativas de propano foram realizadas por cromatografia gasosa, utilizando a técnica de *headspace* e conforme metodologia descrita por Rodrigues et al. (2014), no Laboratório de Análises Geoquímicas do Instituto do Petróleo e Recursos Naturais da Pontifícia Universidade Católica (PUC), de Porto Alegre - RS. Os resultados foram fornecidos em termos de concentrações de propano (ppm) no *headspace* das amostras. Essas concentrações foram então convertidas para percentuais de propano no *headspace*. A partir disso, foi possível calcular as concentrações de propano dissolvido na fase líquida, utilizando a equação 24 (VIEIRA, 2013).

$$C_3H_8_{\text{dissolvido}} = \frac{\frac{\%C_3H_8_{\text{gás}}}{100} \times [d \times V_{\text{gás}} + (P_T - P_V) \times K_H \times V_L]}{V_L} \quad (24)$$

Em que: $C_3H_8_{\text{dissolvido}}$ é a concentração de propano dissolvido (mg L^{-1}); $C_3H_8_{\text{gás}}$ é a concentração percentual de propano na fase gasosa do frasco (%); d é a densidade do propano; $V_{\text{gás}}$ é o volume da fase gasosa (mL); P_T é a pressão atmosférica; P_V é a pressão de vapor de água; K_H é a constante da Lei de Henry para o propano ($12,36 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{atm}^{-1}$ a 25°C) e; V_L é o volume da fase líquida (mL).

1.3.10.3 *Determinação das taxas de transferência de oxigênio*

Por meio dos dados experimentais (concentrações de propano, temperatura das amostras, vazões e aspectos construtivos do sistema, tais como volume e área) foram calculadas as taxas de transferência de oxigênio no WCFV para cada TAH avaliada (60, 90 e 120 mm d⁻¹), conforme metodologia descrita por Boumansour e Vasel (1998) e Tyroller et al. (2010), utilizando as equações 19 a 22. Isso foi possível considerando que a quantidade de propano que sai do sistema é proporcional à quantidade de oxigênio que entra no sistema em um determinado tempo.

2 ARTIGO 1 – REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA CARBONÁCEA E NITROGÊNIO EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE *WETLAND* CONSTRUÍDO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO

A recirculação é uma modificação operacional que pode ser utilizada nos sistemas de TS/WCFV para intensificar a ocorrência dos processos de transformação e remoção de nitrogênio. Essa modificação já foi estudada na Dinamarca, cujos resultados são apresentados nos trabalhos de Brix, Arias e Johansen (2002, 2003), Marti et al. (2003), Arias, Brix e Marti (2005) e Brix e Arias (2005). Contudo, para a realidade brasileira, ainda não foram estabelecidos parâmetros de projeto para sistemas de TS/WCFV com recirculação. Além disso, sabe-se que esses sistemas, apesar de robustos, têm seu desempenho extremamente dependente do carregamento orgânico e hidráulico e, também, das condições de contorno, tais como o tipo de planta, o clima, o material filtrante utilizado e o regime de alimentação.

Nesse contexto, este artigo busca avaliar os efeitos da recirculação no regime hidráulico e no desempenho de um sistema de TS seguido de um WCFV contendo brita e plantas ornamentais, quanto à remoção conjunta de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio.

2.1 RELEVÂNCIA E OBJETIVOS

A remoção de nitrogênio das águas residuárias vem ganhando importância, pois diversos países estão adotando padrões de qualidade cada vez mais restritivos (BRIX e ARIAS, 2005, METCALF e EDDY, 2016). Isso se deve aos graves problemas ambientais que este elemento pode desencadear, dentre eles, a eutrofização. No entanto, a remoção de nitrogênio ainda é um desafio no tratamento de efluentes, principalmente em países em desenvolvimento, como o Brasil. Nesse sentido, se faz importante buscar formas de remover nitrogênio das águas residuárias sem que seja necessário aumentar os custos de instalação e operação referentes às unidades de tratamento.

Os sistemas de TS/WCFV constituem uma tecnologia de tratamento descentralizado de baixo custo, comparativamente aos sistemas de lodos ativados, por exemplo, na qual é possível obter boas eficiências de remoção de matéria

orgânica carbonácea e sólidos, além de efetiva nitrificação. Porém, nesses sistemas, a desnitrificação é limitada, e por essa razão, baixas eficiências de remoção de NT são obtidas (VYMAZAL, 2007). Uma forma de melhorar a remoção de NT nos sistemas TS/WCFV, sem aumento de custos de instalação, dá-se por meio da recirculação de efluente tratado em WCFV (nitrificado) para o tratamento primário a montante do *wetland* (BRIX, ARIAS e JOHANSEN, 2002, 2003; MARTI et al., 2003; ARIAS, BRIX e MARTI, 2005; BRIX e ARIAS, 2005). A recirculação busca, em unidade de tratamento primário, fechar o ciclo do nitrogênio, por meio da desnitrificação. Este é um processo que ocorre em ambiente anóxico, na presença de micro-organismos desnitrificantes e fonte de carbono.

No entanto, a recirculação é uma condição operacional ainda pouco estudada e existem muitas lacunas no conhecimento, pois o desempenho desses sistemas depende de um conjunto de fatores além das taxas de recirculação. Dentre estes, os fatores mais importantes são o carregamento orgânico e hidráulico aplicado, o regime de alimentação, o tipo de planta, o material filtrante utilizado e as condições climáticas do local (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

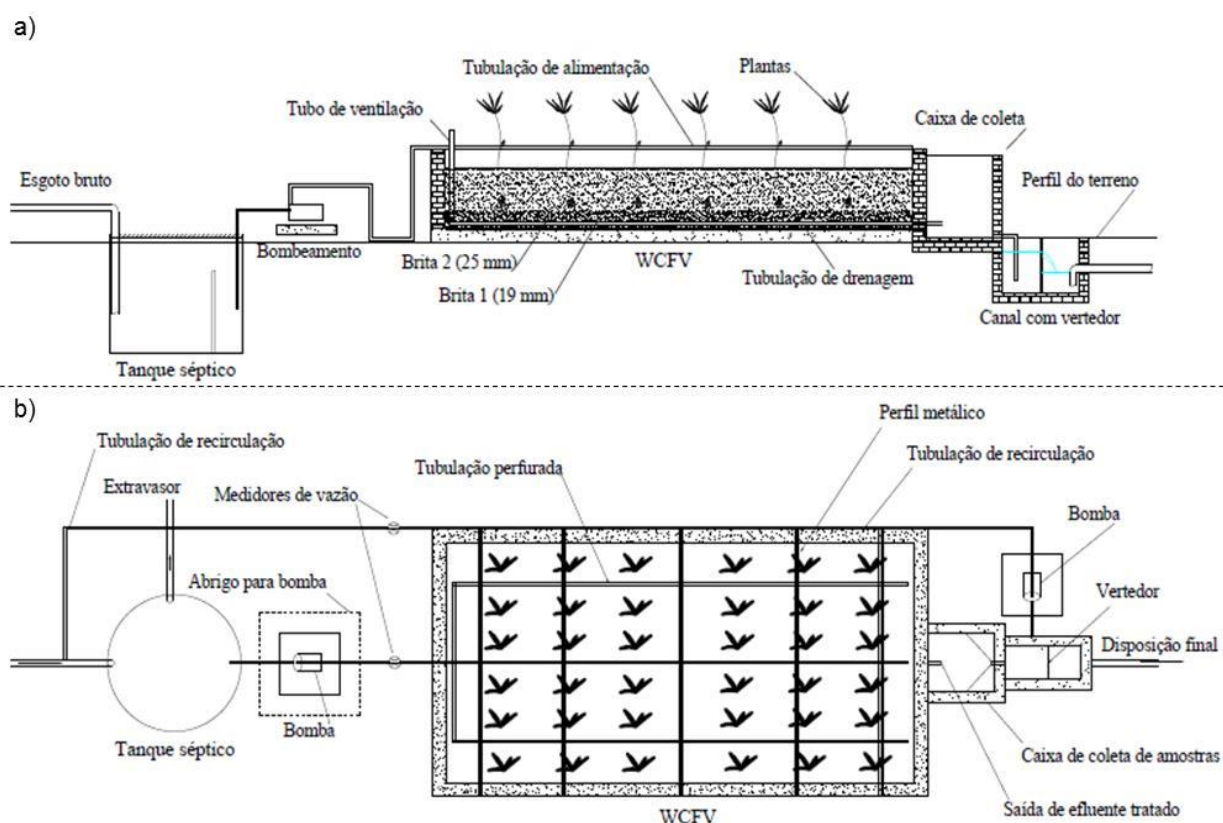
Neste trabalho foi estudado um sistema de TS/WCFV em escala real empregado no tratamento descentralizado de esgoto doméstico, instalado no sul do Brasil. Os objetivos deste estudo foram (i) identificar a influência da recirculação no comportamento hidráulico do sistema e; (ii) avaliar o efeito da recirculação na remoção conjunta de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio.

2.2 MATERIAL E MÉTODOS

2.2.1 Descrição do sistema experimental

O experimento foi conduzido em Santa Maria, Rio Grande do Sul, sul do Brasil (36°40'36"N, 117°03'42"E), em clima subtropical úmido. As unidades de tratamento foram construídas em escala real, sendo um tanque séptico ($V = 4,71 \text{ m}^3$) para tratamento primário seguido de um WCFV como tratamento complementar (Figura 1).

Figura 1 - Representação esquemática em corte longitudinal (a) e em planta (b) do sistema de tanque séptico (TS) e *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) para tratamento descentralizado de esgoto doméstico. O esgoto bruto passa por tratamento primário em TS (4,7 m³) e posteriormente é aplicado intermitentemente na superfície do WCFV (24,5 m²) por bombeamento. Nessa configuração, parte do efluente tratado é recirculado de volta para o TS.



Fonte: A autora.

O WCFV possui 24,5 m² de área superficial (3,5 m de largura x 7,0 m de comprimento), altura útil de 0,75 m e uma borda livre de 0,40 m. O material de recheio utilizado foi brita lavada, com uma camada de 20 cm de brita 25 mm no fundo, seguida de 50 cm de brita 19 mm ($d_{10} = 9,5$ mm, $d_{30} = 12,5$ mm, $d_{60} = 15$ mm; coeficiente de uniformidade = 1,58), coberta com uma camada de 5 cm de brita 25 mm na superfície, totalizando 75 cm de material de recheio (Figura 1). O WCFV foi transplantado com *Heliconia psittacorum* durante a primavera de 2015. A *Heliconia* teve um bom desenvolvimento durante a primavera e o verão, contudo, não resistiu ao frio no inverno. Por essa razão, na primavera seguinte, após a poda de *Heliconia* e retirada do material vegetal morto, o WCFV foi transplantado com *Canna* spp. A *Canna* teve um desenvolvimento perene em todas as estações do ano monitoradas.

Além das unidades de tratamento, a estação conta com um conjunto de registros e equipamentos que possibilitam o controle operacional, incluindo um medidor ultrassônico (Incontrol, ITS 2000), acoplado a um vertedor de 60° para medição da vazão de esgoto bruto e medidores eletromagnéticos (Incontrol, VMF) para registro das vazões efluentes do TS e das vazões de recirculação.

O sistema foi projetado para tratamento de esgoto doméstico de moradia estudantil, composta por um equivalente populacional de 10 habitantes, resultando em uma vazão média de 1.500 L d⁻¹. O tanque séptico foi alimentado de forma intermitente, com enchimento controlado por sensores de nível instalados dentro do tanque (boias elétricas). Esta unidade, além de esgoto bruto, também recebeu em alguns períodos (nas fases operacionais II, IV e V – tabela 1) o efluente do WCFV, com presença de N-NO₃⁻.

O WCFV foi operado intermitentemente, por meio de 8 pulsos por dia, sendo rápidos períodos de alimentação (no máximo 3 min) seguidos de longos períodos de repouso (média de 2 horas). Durante esta pesquisa foram testadas diferentes taxas de aplicação hidráulica, correspondentes às condições operacionais com razões de recirculação (RR) de 0%, 50% e 100%, como mostrado na tabela 1. A RR em porcentagem é dada pelo volume de efluente recirculado diariamente dividido pelo volume de esgoto bruto tratado diariamente e multiplicado por 100.

Tabela 1 - Condições operacionais do WCFV em cada fase operacional da pesquisa

Fase	Período avaliado (dias)	Planta	RR planejada (%)	TAH planejada (mm d ⁻¹)	Volume médio por pulso (mm)
I	139	<i>Heliconia</i> sp.	0	60	7,5
II	111	<i>Heliconia</i> sp.	50	90	11,3
III	147	<i>Canna</i> spp.	0	60	7,5
IV	271	<i>Canna</i> spp.	50	90	11,3
V	52	<i>Canna</i> spp.	100	120	15

2.2.2 Monitoramento das características hidráulicas

Ensaio com traçador fluorescente (rodamina WT) foram realizados periodicamente no WCFV, nas diferentes condições operacionais e estágios do desenvolvimento das plantas. O traçador, na forma líquida, foi adicionado no tanque

séptico e posteriormente injetado no WCFV por bombeamento, da mesma forma como é aplicado um pulso de esgoto. Durante cada teste, foram feitas medições de vazão e fluorescência na entrada e na saída do sistema. Para medições de fluorescência foi utilizado um fluorímetro portátil (Turner Designs).

2.2.3 Monitoramento físico-químico

Este estudo teve início após o término de uma fase de 100 dias de adaptação (*start up*). O monitoramento físico-químico foi feito durante um período de 24 meses, por meio de amostragens simples, no esgoto bruto, no efluente do TS e no efluente do WCFV, sendo em média, três amostragens por mês. Além disso, foram realizadas algumas amostragens compostas proporcionais à vazão no efluente do WCFV. As amostragens simples foram feitas durante a vazão máxima. Por outro lado, a amostragem composta consistiu na coleta de várias alíquotas de efluente ao longo do tempo de drenagem do WCFV, no intervalo entre os pulsos (durante duas horas). As análises físico-químicas foram realizadas conforme o *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

2.2.4 Análise estatística

Para comparação entre as fases operacionais com relação ao desempenho do tratamento, foi utilizado o teste não paramétrico de *Kruskal Wallis*, em nível de significância igual a 5%, disponível no *software Statistica 12.0*.

2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

2.3.1 Avaliação do comportamento hidráulico do sistema TS/WCFV

O comportamento hidráulico das unidades de tratamento variou conforme as condições operacionais adotadas. Os períodos com recirculação proporcionaram incremento de vazão afluyente e, conseqüentemente, influenciaram no TDH do tanque séptico e, também, no tempo de percolação do WCFV.

Com relação à variação do TDH no tanque séptico, na tabela 2 são apresentadas as vazões médias afluentes nas cinco fases operacionais e os TDH

resultantes. Durante todo o período avaliado, o TDH variou de 1,53 a 2,39 dias, superior ao estabelecido pela NBR 7229 (ABNT, 1993), que recomenda TDH em torno de 1 dia para vazões próximas a $1,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. Contudo, como o tanque séptico de estudo operou de forma intermitente, em alguns momentos pode não ter sido aproveitado todo o volume útil. Além disso, é importante considerar que além da variação da vazão afluyente também houve uma mudança no volume útil do tanque. Em fevereiro de 2017 foi alterada a profundidade do extravasor desta unidade, aumentando o volume útil, que passou de $3,39 \text{ m}^3$ para $4,71 \text{ m}^3$.

Tabela 2 - Influência de diferentes condições operacionais no tempo de detenção hidráulica do tanque séptico

Fase operacional	Volume útil do TS (m^3)	Vazões médias ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)			TDH (d)
		Esgoto bruto	Recirculação	Total	
I	3,39	1,45	0,00	1,45	2,34
II	3,39	1,51	0,71	2,22	1,53
III	3,39	1,42	0,00	1,42	2,39
IV	4,71	1,48	0,68	2,16	2,18
V	4,71	1,57	0,98	2,55	1,85

Com relação ao comportamento do WCFV, foi avaliada por meio de ensaios hidrodinâmicos (Apêndice A), a variação no tempo de percolação médio ao longo das diferentes condições operacionais testadas e ao longo do desenvolvimento das plantas. Além disso, também foram analisados os hidrogramas de vazão efluente do WCFV.

Os hidrogramas de vazão efluente do WCFV, bem como as curvas de distribuição dos tempos de percolação foram fortemente influenciados pelas condições operacionais impostas. Os períodos com recirculação (fases II, IV e V – Tabela 1), devido às maiores TAH e maiores volumes por pulso, acarretaram em maiores picos de vazão na saída do WCFV, que ocorreram cerca de três a cinco minutos após o início de aplicação de um pulso (Figura 2). Além disso, também se pode observar nas curvas acumulativas do tempo de percolação, $F(t)$ (Figura 3), que o efluente passa mais rápido pelo sistema quanto maiores os volumes de pulso aplicados. É possível notar, por exemplo, que para drenagem de 90% do volume aplicado em um pulso, foram necessários 80 minutos na fase I (pulso de 7,5 mm) e menos de 30 minutos na fase V (pulso de 15 mm). Esses resultados já foram

evidenciados por outros estudos conduzidos em sistemas francêss, onde foi mostrado que, quanto maiores os volumes aplicados, maiores eram as taxas de infiltração e, conseqüentemente, menores os tempos de percolação (MOLLE et al., 2006; TORRENS et al., 2009).

Devido à semelhança entre as curvas de vazão e as curvas $E(t)$, pode-se inferir que os ensaios de vazão efluente poderiam ser utilizados para estimar os tempos de percolação médios, com maior simplicidade e menor custo em comparação à utilização de testes com traçadores, como a rodamina.

Figura 2 - Vazões efluente do WCFV após a aplicação de um pulso de esgoto, para diferentes condições operacionais (fases I, II, III, IV e V). As legendas dos gráficos mostram em que tempo de operação (dias) os dados foram coletados

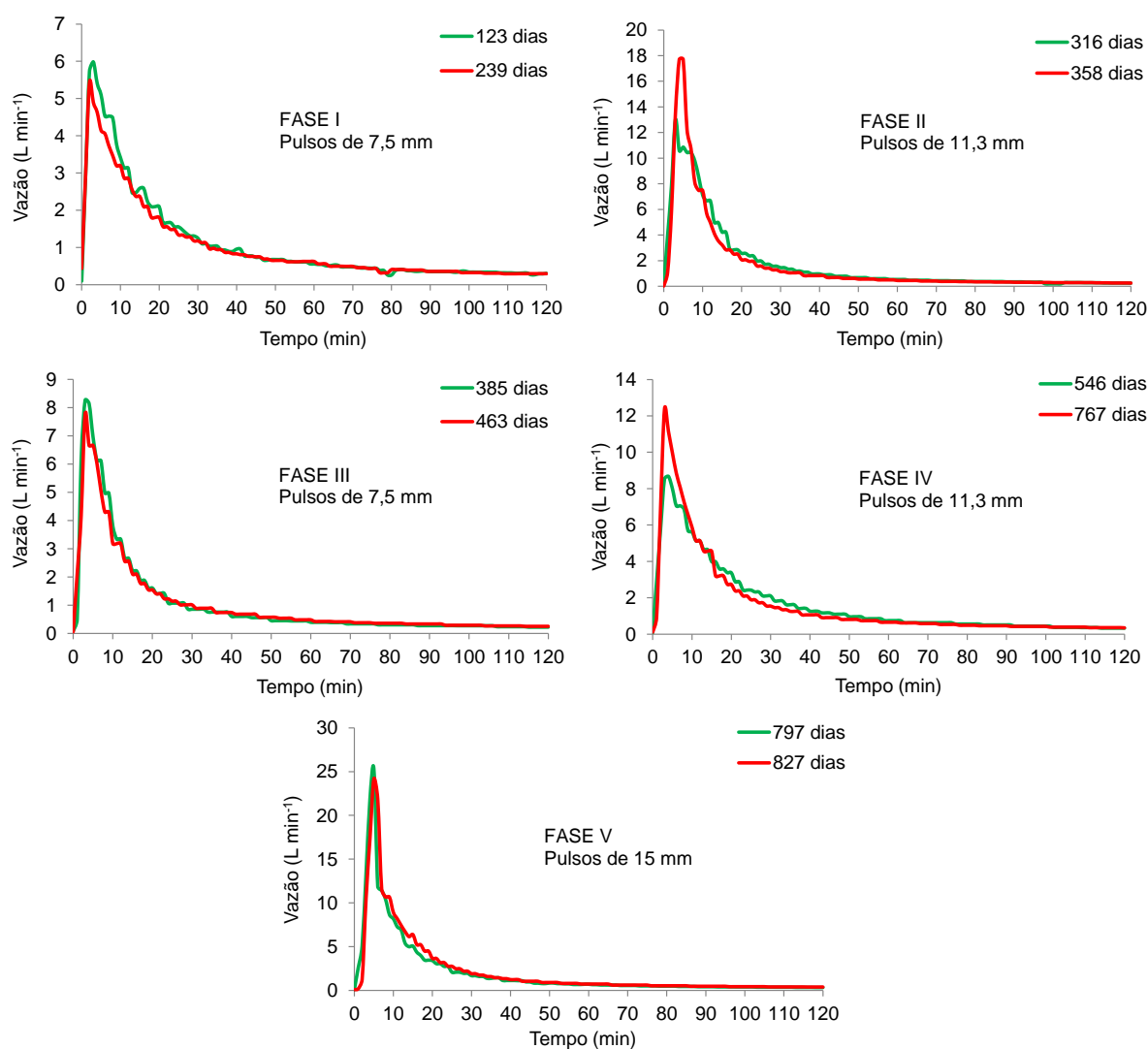
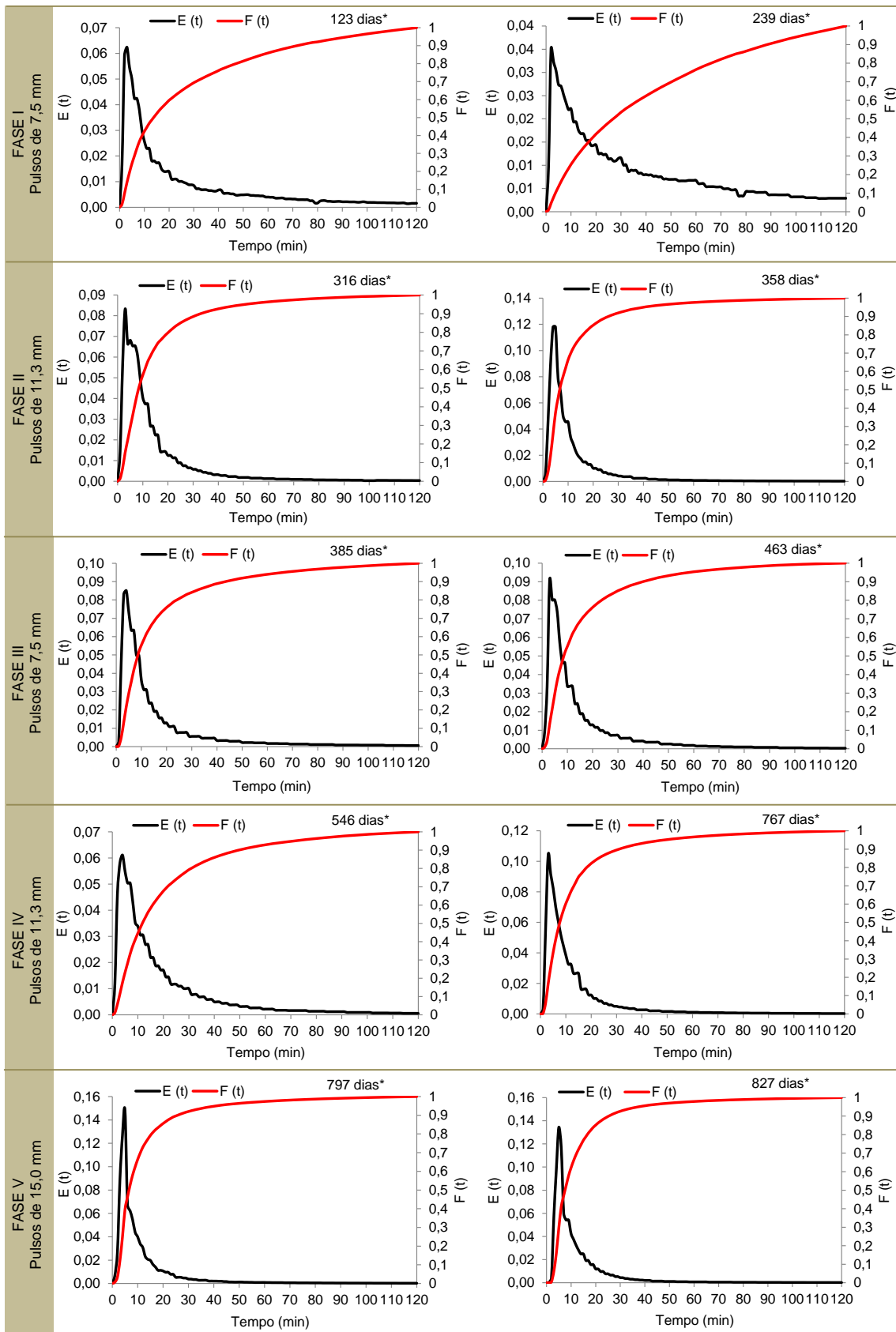


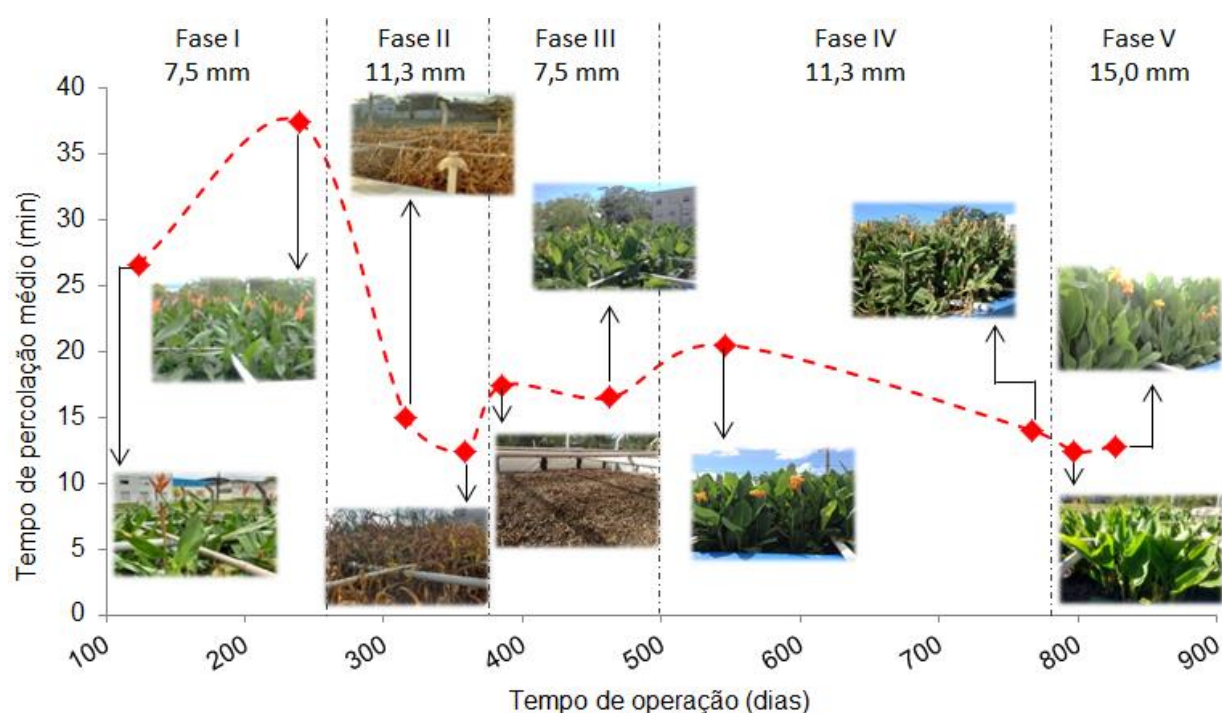
Figura 3 - Curvas de distribuição dos tempos de percolação, $E(t)$, e curvas cumulativas dos tempos de percolação, $F(t)$



*Tempo decorrido após o início de operação do WCFV (em 10/09/2015).

Os maiores tempos de percolação médios do WCFV foram encontrados durante a fase I, com a planta *Heliconia psittacorum* e pulsos de 7,5 mm (Figura 4). O tempo de percolação médio nesta fase atingiu o valor máximo de 37 minutos. Ao observar a curva DTD, nota-se que o valor de $E(t)$ máximo foi de 0,04 e que esta curva foi a mais distribuída de todas ao longo do tempo de percolação.

Figura 4 - Tempos de percolação médios para as diferentes fases operacionais com base nos ensaios hidrodinâmicos realizados ao longo do tempo de operação do WCFV e do desenvolvimento das plantas (mostrado em fotografias)



Na fase II, com a morte das mudas de *Heliconia psittacorum* e pulsos de volume maior que na fase anterior (11,3 mm), o tempo de percolação médio chegou ao valor mais baixo de todo o período, 12 min. Nessa condição, num cenário de morte das plantas, frio intenso e queda brusca na eficiência de tratamento, a redução da TAH foi necessária.

Durante um novo período de adaptação, com o transplântio de *Canna* spp. (fase III), o sistema operou sem recirculação, com pulsos de 7,5 mm. Com essa mudança operacional, o tempo médio de percolação subiu de 12 para 17 min. Contudo, apesar do WCFV ter sido operado com as mesmas TAH nas fases I e III, os tempos de percolação médios foram diferentes em ambas as fases. Este fato

demonstra o possível efeito da espécie de planta utilizada bem como do seu estágio de desenvolvimento na hidrodinâmica do sistema. Uma hipótese é que, durante a fase I, o maior desenvolvimento das plantas, tanto da parte aérea quanto da parte subterrânea, possa ter sido responsável pelos maiores tempos de percolação. De acordo com Decezaro (2016), que avaliou a hidrodinâmica deste mesmo sistema (período de *start up*), a parte aérea da *Heliconia psittacorum* pode interceptar parte da água residuária aplicada (devido à tubulação de alimentação elevada em relação à superfície da unidade *wetland*), e o crescimento das raízes e rizomas pode reduzir a permeabilidade do meio.

Com o desenvolvimento da *Canna* spp. e melhoria do desempenho de tratamento, foi retomada a recirculação (Fase IV) na razão de 50%, que resultou novamente em pulsos de 11,3 mm. O efeito positivo do desenvolvimento das plantas no aumento do tempo de percolação, foi notado novamente por volta de 550 dias de operação, passando a 20 minutos. Nesta fase, mesmo aplicando maiores volumes por pulso, de 11,3 mm, o tempo de percolação aumentou em comparação à fase III. Contudo, ainda durante a fase IV (por volta dos 750 dias de operação), o tempo de percolação médio reduziu a 14 minutos. Isto pode ter ocorrido devido à criação de caminhos preferenciais pelos rizomas das plantas (TORRENS et al., 2009, COTA, 2011), considerando que foi decorrido um longo período após o transplântio de *Canna* spp., superior a um ano.

Dessa forma, os resultados sugerem que em um período inicial de operação (alguns meses após o transplântio), com tubulação de distribuição da água residuária elevada em relação à superfície do maciço filtrante, o desenvolvimento das plantas prolonga o tempo de permanência da água residuária no sistema. Por outro lado, com o passar do tempo, podem ser criados caminhos preferenciais devido ao desenvolvimento das raízes e rizomas das plantas, que reduzem este tempo de permanência. Assim, com o decorrer do tempo e aumento da quantidade de sólidos acumulados no sistema, principalmente na camada superficial, as plantas passam a desempenhar o importante papel de manter a condutividade hidráulica do meio ao longo do tempo, evitando a colmatação (BRIX, 1994; MOLLE, 2014).

O aumento da razão de recirculação, com adoção de pulsos de 15 mm (fase V), além de proporcionar os maiores picos de vazão efluente, levou a tempos de percolação médios ligeiramente inferiores aos observados na fase IV, com valores em torno de 13 minutos. É importante destacar que neste estudo, nas cinco fases

operacionais avaliadas, sempre foi trabalhado com um total de 8 pulsos por dia, com 2 horas de intervalo entre os pulsos.

2.3.2 Avaliação do desempenho do sistema TS/WCFV

Como a entrada de esgoto bruto na estação de tratamento dependeu do volume disponível no poço de bombeamento, do rebaixamento de nível do tanque séptico, assim como de outros fatores externos, as taxas hidráulicas afluentes variaram ao longo do período avaliado, conforme demonstrado na tabela 3. No entanto, em valores médios, as vazões afluentes tiveram pouca variação entre as fases operacionais, com valores próximos ao projetado, $1,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$. As porcentagens de efluente tratado recirculado foram próximas às planejadas para as fases II e IV (50%). No entanto, na fase V, os volumes recirculados ficaram abaixo do planejado (100%). As taxas de aplicação hidráulica superficiais no WCFV variaram de acordo com os volumes recirculados, e ficaram ligeiramente abaixo das taxas planejadas (60 mm d^{-1} para as fases I e III, 90 mm d^{-1} para as fases II e IV e 120 mm d^{-1} para a fase V).

Tabela 3 - Médias e desvios padrão (entre parênteses) para as vazões de esgoto bruto, de recirculação e afluentes ao WCFV e taxas de aplicação hidráulica superficial no WCFV nas cinco fases operacionais

Fase	Afluente (EB) ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Recirculação ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	Recirculação (%)	TS → WCFV ($\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$)	TAH no WCFV (mm d^{-1})
I	1,45 (0,34)	0	0	1,45 (0,34)	59
II	1,51 (0,59)	0,71 (0,19)	47	2,05 (0,26)	84
III	1,42 (0,81)	0	0	1,37 (0,52)	56
IV	1,48 (0,83)	0,68 (0,18)	46	2,09 (0,55)	85
V	1,57 (0,89)	0,98 (0,27)	62	2,69 (0,66)	110

Por outro lado, apesar das vazões médias terem se mantido constantes, as concentrações afluentes variaram ao longo de todo o período avaliado, e entre as fases operacionais. Na tabela 4 são apresentadas as concentrações médias afluentes e efluentes nas diferentes fases operacionais, monitoradas ao longo de 24 meses (Apêndice B).

Tabela 4 – Médias (desvios-padrão) dos principais parâmetros avaliados

	Parâmetro	Afluente - EB (mg L ⁻¹)	Efluente final (mg L ⁻¹)
Fase I <i>Heliconia /</i> sem recirculação (n=20)	pH	7,7 (0,3)	7,0 (0,3)
	Temperatura (°C)	24 (3)	25 (3)
	Alc. total	373 (68)	180 (36)
	DQO	564 (153)	117 (39)
	DBO	282 (63)	52 (22)
	SST	297 (139)	44 (29)
	NTK	91 (14)	30 (3)
	N-NH ₄ ⁺	57 (15)	24 (5)
	N-NO ₂ ⁻	-	2,1 (1,7)
N-NO ₃ ⁻	-	27 (8)	
Fase II <i>Heliconia /</i> 50% de recirculação (n=12)	pH	8,5 (0,4)	7,2 (0,2)
	Temperatura (°C)	16 (1)	17 (1)
	Alc. total	390 (65)	247 (41)
	DQO	699 (148)	297 (74)
	DBO	382 (76)	128 (27)
	SST	330 (173)	149 (70)
	NTK	96 (23)	50 (11)
	N-NH ₄ ⁺	72 (16)	41 (7)
	N-NO ₂ ⁻	-	2,5 (3,8)
N-NO ₃ ⁻	-	23 (7)	
Fase III <i>Canna /</i> sem recirculação (n=11)	pH	7,8 (0,2)	7,2 (0,2)
	Temperatura (°C)	22 (2)	24 (2)
	Alc. total	395 (131)	302 (100)
	DQO	913 (404)	292 (79)
	DBO	445 (183)	141 (50)
	SST	436 (203)	136 (53)
	NTK	83 (26)	54 (13)
	N-NH ₄ ⁺	59 (17)	40 (9)
	N-NO ₂ ⁻	-	0,7 (1,0)
N-NO ₃ ⁻	-	18 (2)	
Fase IV <i>Canna /</i> 50% de recirculação (n=25)	pH	7,8 (0,4)	7,2 (0,2)
	Temperatura (°C)	22 (3)	22 (4)
	Alc. total	392 (75)	231 (33)
	DQO	1186 (719)	272 (78)
	DBO	678 (400)	137 (40)
	SST	723 (510)	126 (49)
	NTK	111 (38)	48 (10)
	N-NH ₄ ⁺	71 (17)	36 (9)
	N-NO ₂ ⁻	-	1,3 (1,5)
N-NO ₃ ⁻	-	20 (7)	
Fase V <i>Canna /</i> 60% de recirculação (n=7)	pH	7,9 (0,2)	7,1 (0,1)
	Temperatura (°C)	23 (1)	24 (1)
	Alc. total	426 (29)	215 (34)
	DQO	1038 (507)	255 (62)
	DBO	491 (64)	233 (62)
	SST	473 (263)	185 (34)
	NTK	111 (12)	51 (4)
	N-NH ₄ ⁺	74 (7)	36 (3)
	N-NO ₂ ⁻	-	0,7 (0,4)
N-NO ₃ ⁻	-	30 (6)	

*não detectado

Foi verificada a influência da sazonalidade, com menores concentrações afluentes registradas durante o verão, que inclui o período de férias (janeiro e fevereiro) e parte da fase I. No entanto, em geral, as concentrações afluentes de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio, foram características de esgoto médio ou forte (METCALF e EDDY, 2016). É interessante destacar que o afluente da estação experimental era esgoto doméstico não segregado, ou seja, um efluente normalmente mais concentrado se comparado ao esgoto sanitário típico, que pode conter parcela de águas de infiltração.

De acordo com Brix e Arias (2005), como o esgoto proveniente de residências é frequentemente muito concentrado, no seu tratamento, a utilização da recirculação traz como vantagem a diluição do esgoto, de forma que reduz as concentrações afluentes ao WCFV e assim, torna possível atingir baixas concentrações no efluente final. Além disso, a recirculação do efluente também pode ser útil na remoção de matéria orgânica carbonácea por fornecer entrada de oxigênio adicional por convecção (PLATZER, 1999), devido ao aumento da taxa de aplicação hidráulica superficial.

O pH apresentou pouca variação com a passagem pelas unidades de tratamento e ao longo das cinco fases operacionais. Conforme mostrado na tabela 4, os valores de pH foram mais elevados no afluente. Durante as cinco fases operacionais, o menor valor de pH, de 6,4, foi medido no efluente do WCFV, durante a fase I. Por outro lado, o maior valor, de 9,7, foi encontrado no esgoto bruto, durante a fase II. Já o efluente do tanque séptico apresentou durante todo o período avaliado, valores de pH intermediários com relação ao esgoto bruto e o efluente do WCFV. Esses valores mostram que as unidades de tratamento mantiveram valores de pH adequados para o tratamento biológico, tanto para remoção de matéria orgânica carbonácea quanto para nitrificação e desnitrificação.

Durante todo o período avaliado, os valores de alcalinidade afluentes foram elevados, com valores mínimo e máximo de $185 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e $735 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, respectivamente. No geral, os valores foram superiores a $200 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$, que é o valor médio encontrado para esgoto sanitário no Brasil (VON SPERLING, 2005). No efluente final, os valores de alcalinidade foram inferiores. A diminuição da alcalinidade, como também do pH ao passar pelo tratamento, está relacionada à ocorrência dos processos oxidativos de degradação da matéria orgânica carbonácea e nitrificação, nos quais há o consumo de alcalinidade. No tanque séptico, houve

aumento de alcalinidade. Nos períodos sem recirculação foi observada a produção de alcalinidade no tanque séptico, com valores efluentes superiores aos do esgoto bruto. Contudo, nos períodos com recirculação, os valores de alcalinidade no efluente desta unidade foram muito semelhantes aos encontrados no esgoto bruto. Dessa forma, apesar de não estar explícito, é provável que tenha ocorrido produção representativa de alcalinidade no tanque séptico, devido aos processos da amonificação e desnitrificação. Contudo, esta produção não acarretou em aumento na concentração de alcalinidade no TS, devido ao efeito de diluição proporcionado pela recirculação de efluente.

2.3.2.1 Remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos

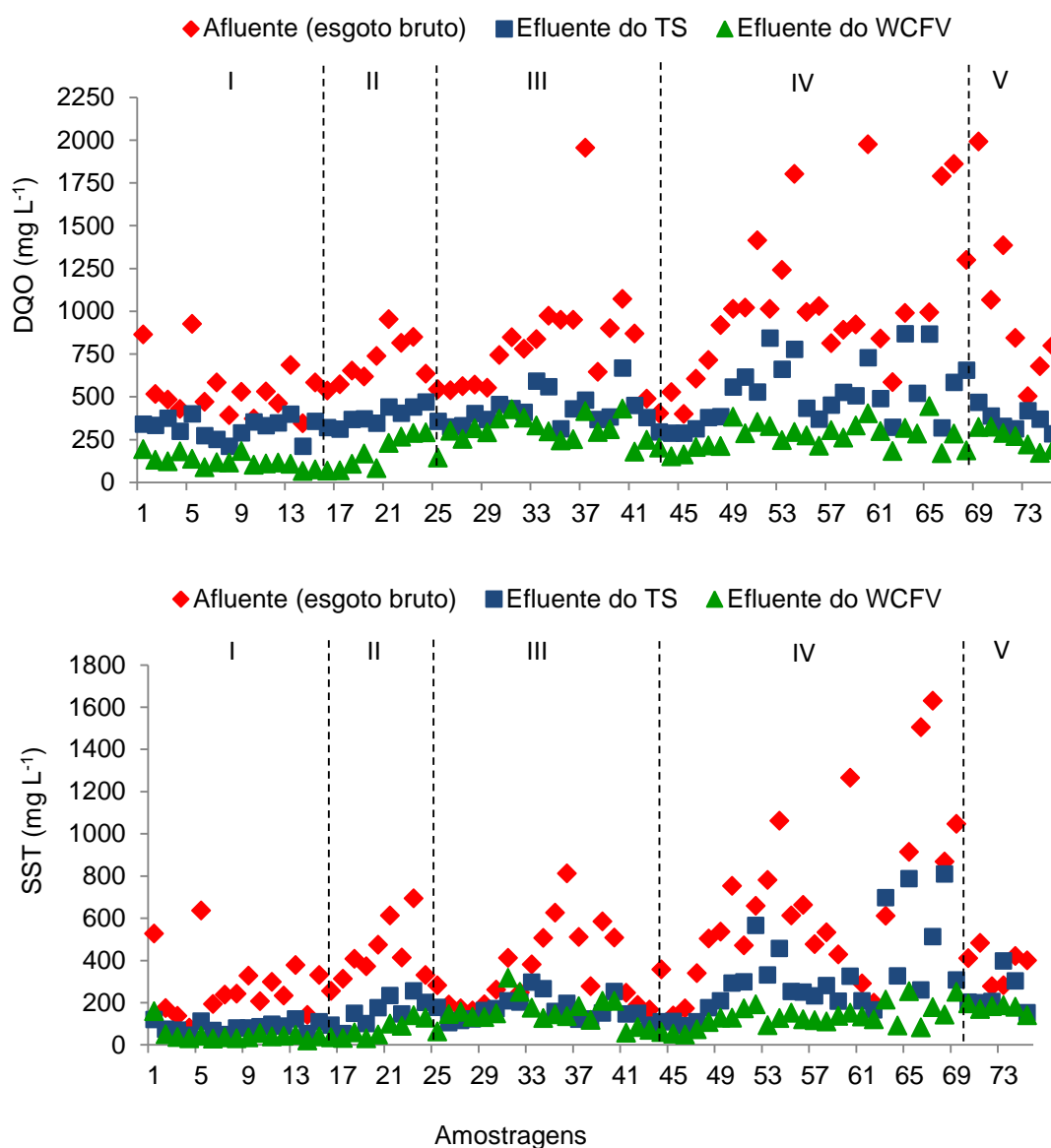
O comportamento temporal das concentrações de matéria orgânica carbonácea e sólidos afluentes e efluentes das unidades de tratamento são apresentadas na figura 5. Na figura 6 é apresentado um *box plot* que destaca a distribuição dos valores destes parâmetros. Apesar da grande variação das concentrações afluentes (esgoto bruto), as concentrações foram aproximadamente constantes no efluente final, com baixo desvio padrão.

Os mecanismos de remoção de matéria orgânica carbonácea envolvem processos físicos de sedimentação e filtração e, principalmente, decomposição microbiana, aeróbia e/ou anaeróbia. Nos tanques sépticos convencionais, predomina a sedimentação e flotação da parcela particulada da matéria orgânica e a degradação anaeróbia da parcela solúvel.

Nos WCFV, a matéria orgânica particulada também pode ser removida por processos físicos, ou seja, sedimentação e filtração. Porém, a eficiência de remoção por esses processos depende do tipo de material filtrante empregado. Com relação à remoção da matéria orgânica carbonácea solúvel presente nos esgotos, nos WCFV predomina a degradação aeróbia, pois o oxigênio necessário é fornecido pelos fenômenos de difusão e convecção que ocorrem devido à alimentação intermitente (PLATZER, 1999). A degradação da matéria orgânica em WCFV depende da sua composição e do tempo de percolação, de modo que a matéria orgânica facilmente biodegradável é rapidamente oxidada em WCFV por microorganismos aeróbios, na presença de oxigênio, enquanto que substâncias refratárias são parcialmente degradadas, pois demandam um maior tempo de contato

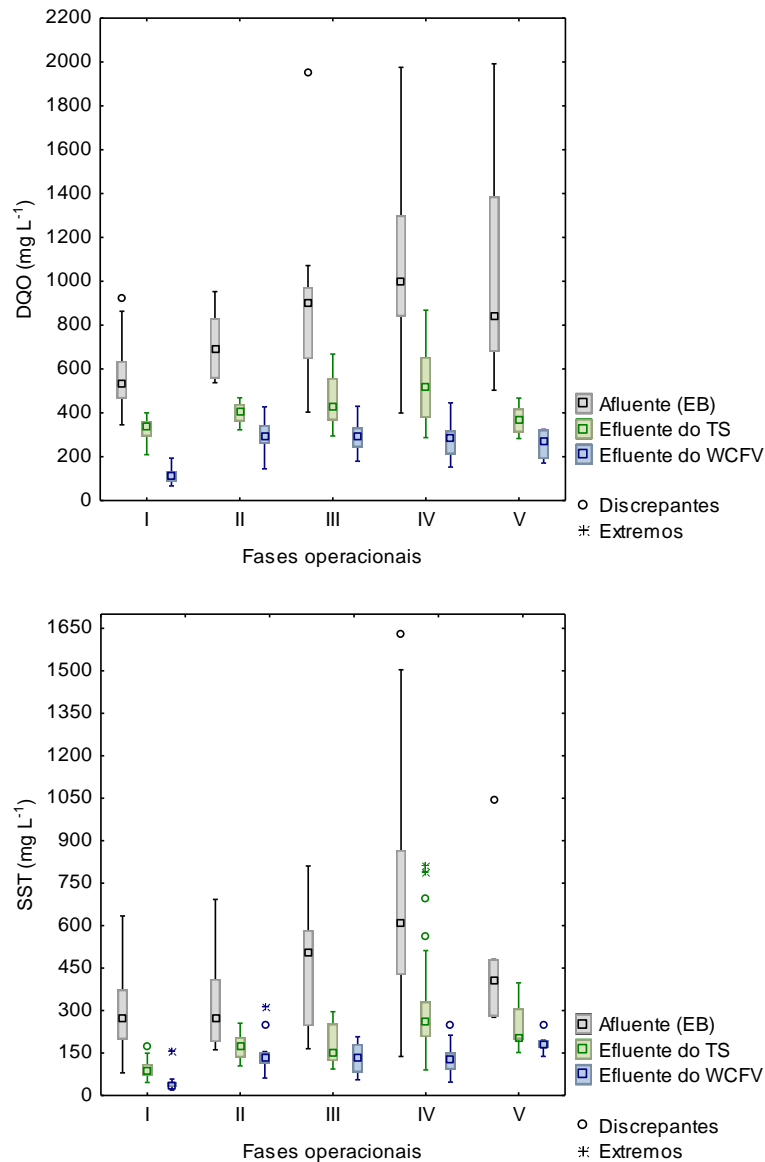
(STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). No esgoto bruto e no efluente do tanque séptico, a relação DQO/DBO foi para todo o período avaliado em média de 1,9 e 2,1 para EB e TS, respectivamente. Esta relação demonstra que a parcela biodegradável da matéria orgânica foi elevada, ideal para tratamento biológico.

Figura 5 - Comportamento temporal de DQO e SST no afluente e no efluente das unidades de tratamento, nas cinco fases operacionais avaliadas



Nota: Para facilitar a leitura dos gráficos, não foram incluídos os valores extremos de DQO (3.985 mg L⁻¹) e de SST (2.333 mg L⁻¹) verificados na fase IV para o esgoto bruto.

Figura 6 - Concentrações de DQO e SST no esgoto bruto e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) nas cinco fases operacionais avaliadas. Diagrama de caixa: Mediana; Caixa: 25%-75%; Whisker: intervalo não discrepante



Nota: Para facilitar a leitura dos gráficos, não foram incluídos os valores extremos de DQO (3.985 mg L⁻¹) e de SST (2.333 mg L⁻¹) verificados na fase IV para o esgoto bruto.

Para avaliar a remoção de DQO e SST no sistema ao longo das cinco fases operacionais e eliminar a influência do efeito de diluição ocasionado pela recirculação de efluente tratado no tanque séptico, os dados são apresentados em carga. As tabelas 5 e 6 mostram as cargas médias no afluente e efluente, no decorrer do tratamento, bem como as respectivas eficiências de remoção com relação às cargas.

Tabela 5 - Cargas de DQO médias no afluente e no decorrer do tratamento e respectivas eficiências de remoção

Pontos de amostragem		Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
Cargas médias (g d ⁻¹)	Esgoto Bruto (EB)	801	1071	1373	1966	1643
	Recirculação (rec)	0	209	0	191	260
	EB + rec.	801	1279	1373	2157	1903
	Efluente do TS = afluente do WCFV	469	826	631	1151	988
	Efluente do WCFV	162	604	396	592	689
	Efluente final	162	395	396	400	429
Eficiências (%)	Total (TS+WCFV)	80	63	71	80	74
	TS	41	35	54	47	48
	WCFV	65	27	37	49	30

Tabela 6 - Cargas de SST médias no afluente e no decorrer do tratamento e respectivas eficiências de remoção

Pontos de amostragem		Fase I	Fase II	Fase III	Fase IV	Fase V
Cargas médias (g d ⁻¹)	Esgoto Bruto (EB)	427	521	662	1256	756
	Recirculação (rec)	0	104	0	92	185
	EB + rec.	427	625	662	1348	942
	Efluente do TS = afluente do WCFV	134	360	257	733	677
	Efluente do WCFV	62	297	186	284	501
	Efluente final	62	193	186	192	316
Eficiências (%)	Total (TS+WCFV)	85	63	72	85	58
	TS	69	42	61	46	28
	WCFV	54	17	28	61	26

O sistema recebeu carregamento orgânico e de sólidos mais elevado durante a fase IV e carregamento mais baixo, em média duas vezes inferior, durante a fase I. Contudo, em ambas as fases o sistema TS/WCFV atingiu eficiências de remoção médias 80% e 85% para DQO e SST, respectivamente. Dessa forma, foi verificado que a razão de recirculação próxima a 50%, adotada na fase IV, possibilitou boa remoção de matéria orgânica e sólidos.

No que diz respeito ao WCFV, esta unidade apresentou eficiência de 65% para DQO na fase I, quando recebeu carga de $19 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, em média. Nas demais fases, as eficiências foram de 27%, 37%, 49% e 30% nas fases II, III, IV e V, respectivamente. A maior eficiência de remoção, em porcentagem, durante a fase I está relacionada à baixa carga orgânica aplicada em relação às demais condições operacionais. Porém, na fase IV foram removidas as maiores cargas de DQO, em média $23 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Durante esta condição operacional, a carga afluyente foi cerca de 2,5 vezes maior em comparação com a fase I, com valor médio de $47 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Além disso, a remoção média de DQO pelo WCFV durante a fase IV (49%) foi similar à remoção de 47% relatada em um WCFV de brita, empregado no pós-tratamento de efluente de tanque de sedimentação, com RR de 100% e carga afluyente quatro vezes menor, de $12 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (ARIAS, BRIX e MARTI, 2005).

No entanto, as eficiências obtidas pelo WCFV neste estudo foram inferiores à faixa de remoção relatada na literatura especializada para WCFV preenchidos com areia. Com a aplicação de cargas variando de 24 a $48 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ em WCFV de areia, Sezerino (2006) relatou eficiências de 66 a 73%. Além disso, em estudos recentes foi comparado o efeito do tipo de material filtrante e menores remoções foram observadas em WCFV de brita quando comparados a WCFV de areia (BOHÓRQUES, PAREDES e ARIAS, 2016; NIVALA et al., 2013). A areia oferece algumas vantagens sobre a brita, incluindo melhor filtração, maior retenção de partículas e fornecimento de maior área para desenvolvimento do biofilme. Contudo, a brita oferece a grande vantagem de permitir boa permeabilidade ao longo do tempo, retardando assim a efetiva colmatação do maciço filtrante.

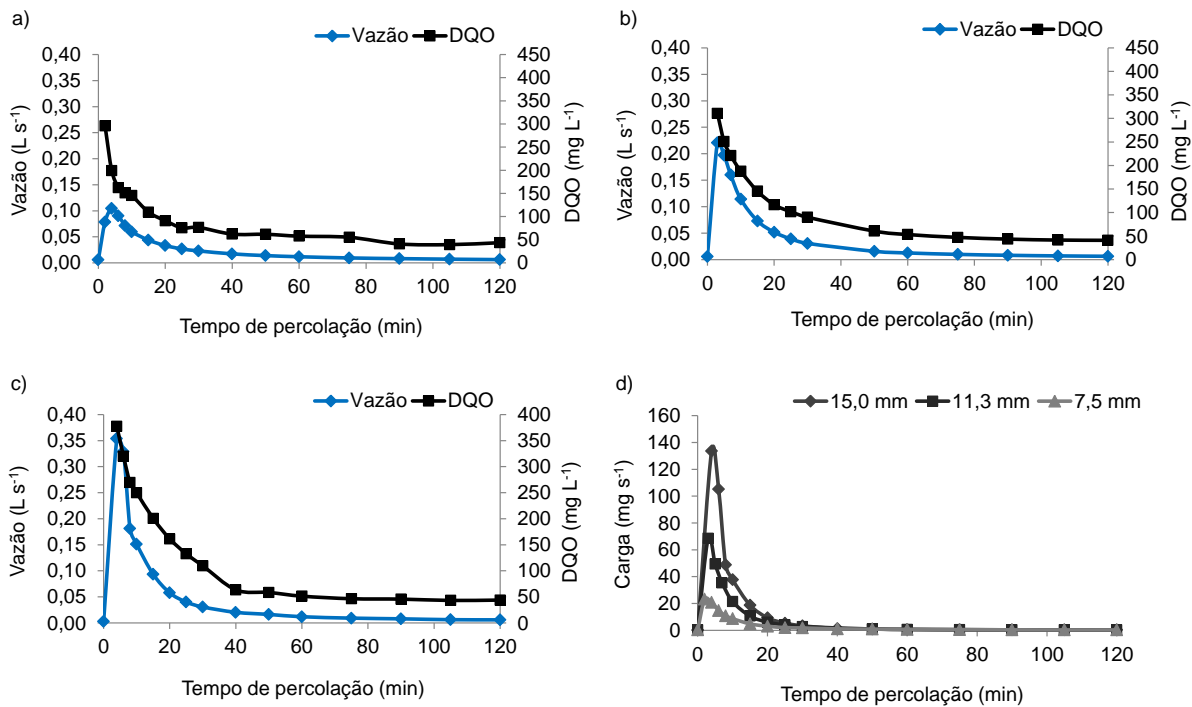
Durante a fase II, o sistema também operou com razão de recirculação próxima à 50%, no entanto, condições de contorno como as baixas temperaturas e a morte das plantas no período resultaram em eficiências de remoção bem inferiores às obtidas na fase IV. É interessante notar que a fase IV foi conduzida durante um período de 271 dias, que incluiu as quatro estações do ano. Além disso, ao comparar a fase IV com a fase que a antecedeu, fase III, nota-se que apesar da fase III (sem recirculação) ter sido conduzida em temperaturas mais elevadas e recebendo menores cargas afluentes, esta atingiu eficiências de remoção menores. Isso pode ter ocorrido devido à menor transferência de oxigênio para o meio filtrante do WCFV, já que o sistema operou com TAH inferior em comparação com as fases com recirculação. Já a fase V, com razão de recirculação próxima de 60%, mostrou

boas remoções totais, contudo, inferiores às da fase IV, provavelmente devido ao maior carregamento hidráulico do WCFV. De acordo com Molle (2006) pulsos de maior volume (como os adotados na fase V em comparação com a fase IV), podem prejudicar a remoção de DQO, no entanto, podem favorecer a nitrificação, devido à maior oxigenação do material filtrante.

A análise estatística mostrou que houve diferença significativa apenas entre a fase I e as demais fases operacionais, com relação às concentrações efluentes finais de DQO e SST, com $p=0,000$. No entanto, com relação às concentrações afluentes de DQO, também houve diferença significativa entre a fase I e as fases III, IV e V. Quanto aos SST, houve diferença significativa nas concentrações afluentes das fases I e IV e também entre as fases II e IV. Por essa razão, a análise estatística também foi feita com relação às eficiências totais de remoção pelo sistema TS + WCFV. Essa análise mostrou que com relação à eficiência de remoção de DQO, a fase I foi diferente das fases II e III, e que a fase II foi diferente da fase IV. Já quanto às eficiências de remoção de SST, a fase I foi diferente das fases II, III e V, e a fase II foi diferente da fase IV. Para as demais comparações não foram observadas diferenças significativas. Portanto, considerando as fases nas quais foram obtidas as maiores eficiências de remoção de DQO e SST, as fases I e IV apresentaram eficiências iguais estatisticamente. Dessa forma, é possível ter desempenho semelhante na remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos sob duas condições operacionais bem distintas: (i) sem recirculação e baixa carga afluente ao WCFV ($19 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $5 \text{ g SST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) ou; (ii) com recirculação em torno de 50% e carga mais elevada ($47 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$; $30 \text{ g SST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

As eficiências mencionadas neste trabalho podem ser consideradas as mínimas obtidas pelo sistema, pois as amostragens na saída do WCFV foram realizadas na vazão máxima, onde ocorrem as concentrações mais elevadas de poluentes, independentemente da TAH, conforme mostrado na figura 7. As concentrações efluentes de DQO na vazão máxima foram, em média, 30% superiores às concentrações médias de DQO obtidas ao longo de 120 minutos de percolação. Além disso, neste estudo não foi considerado o efeito da evapotranspiração no WCFV, que acarreta em menores cargas efluentes. Este é outro fator que revela que as eficiências do WCFV podem ser maiores que as calculadas e apresentadas nesta pesquisa.

Figura 7 - Comportamento da DQO efluente do WCFV no decorrer do tempo de drenagem após a aplicação de pulsos de diferentes volumes. a) pulso de 7,5 mm; b) pulso de 11,3 mm; c) pulso de 7,5 mm. Em d) são mostradas as cargas efluentes de DQO para os três volumes de pulso aplicados



A recirculação não comprometeu a eficiência do tanque séptico no que diz respeito à remoção de DQO. Nos tanques sépticos, normalmente se obtém eficiências de remoção de matéria orgânica carbonácea, em termos de DQO, na faixa de 25 a 35% (VON SPERLING, 2005). No entanto, os períodos de recirculação influenciaram negativamente na remoção de SST no tanque séptico, com remoções médias de 42%, 46% e 28% nas fases II, IV e V, respectivamente. Neste tipo de tratamento, a faixa esperada de remoção de SST é de 55 a 65% (VON SPERLING, 2005). Contudo, isto não prejudicou o desempenho global de remoção de SST, pois o WCFV como unidade complementar teve papel importante na remoção dos SST. Dessa maneira, a remoção de SST pode ser atribuída à atuação dos processos físicos de sedimentação no tanque séptico e de sedimentação e filtração no WCFV. Remoção expressiva de SST foi obtida no WCFV durante a fase IV, com média de 61%, apesar da elevada condutividade hidráulica ocasionada pelo uso da brita.

O acúmulo de sólidos, principalmente nas camadas superficiais do WCFV, pode ser muito benéfico em WCFV, aumentando a eficiência do tratamento, não

somente no que diz respeito a sólidos, mas também à remoção de carbono e nitrogênio, a exemplo do sistema francês. Nos WCFV de primeiro estágio do sistema francês o material filtrante utilizado é a brita. Nesses sistemas, a eficiência de tratamento tende a aumentar conforme aumenta a camada de lodo depositada na camada superficial do WCFV. Assim, no início de operação, o primeiro estágio, que contém brita, não é tão eficiente, mas o segundo estágio é, pois contém areia (MOLLE, 2014). Essa camada de matéria orgânica depositada nos WCFV de brita melhora a eficiência de filtração graças à redução do tamanho médio dos poros e, também, pode possibilitar maiores tempos de percolação e adsorção de amônio (MOLLE, 2014). O acúmulo de sólidos nas camadas filtrantes do WCFV deste estudo foi monitorado durante a fase IV. Os resultados mostraram taxas de acúmulo de sólidos equivalentes a $2,9 \text{ kg m}^{-3} \text{ ano}^{-1}$ na camada 0-20 cm a partir da superfície do WCFV, e de $3,5 \text{ kg m}^{-3} \text{ ano}^{-1}$ na camada 20-50 cm. No final da fase IV, foi verificada quantidade de sólidos acumulada similar em ambas as camadas filtrantes, com valor médio de $5,3 \text{ kg m}^{-3}$. Grande parte desses sólidos estava presente no espaço intersticial e somente uma pequena parcela estava aderida à brita, da mesma forma como observado por Caselles-Osorio et al. (2007).

2.3.2.2 *Transformação e remoção de nitrogênio*

As transformações do nitrogênio no sistema de TS/WCFV ocorreram em magnitudes diferentes durante as cinco fases operacionais. A distribuição dos valores de NTK no afluente e efluente das unidades de tratamento é apresentada na figura 8, e o comportamento temporal das unidades de tratamento é mostrado na figura 9. As concentrações de NTK no esgoto bruto foram elevadas, com média superior a 80 mg L^{-1} nas cinco fases operacionais avaliadas.

A intenção da recirculação, adotada nas fases II, IV e V, foi proporcionar a passagem das frações de N por diferentes ambientes (anaeróbio, aeróbio e anóxico), com a intenção de se completar o ciclo de remoção deste nutriente. Dessa forma, num sistema de tanque séptico e WCFV com recirculação, é esperado que a amonificação ocorra tanto no tanque séptico quanto no WCFV, a nitrificação aconteça no WCFV (ambiente aeróbio), e a desnitrificação incida no tanque séptico, devido à entrada de efluente nitrificado nesta unidade (ambiente anóxico).

Figura 8 - Concentrações de NTK no esgoto bruto e no efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) nas cinco fases operacionais avaliadas. Diagrama de caixa: Mediana; Caixa: 25%-75%; Whisker: intervalo não discrepante

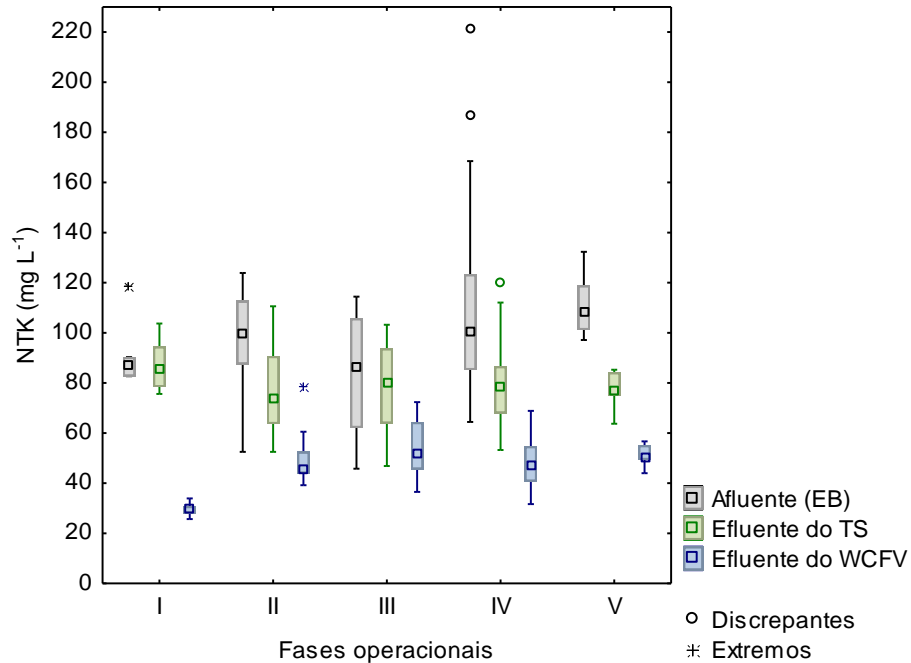
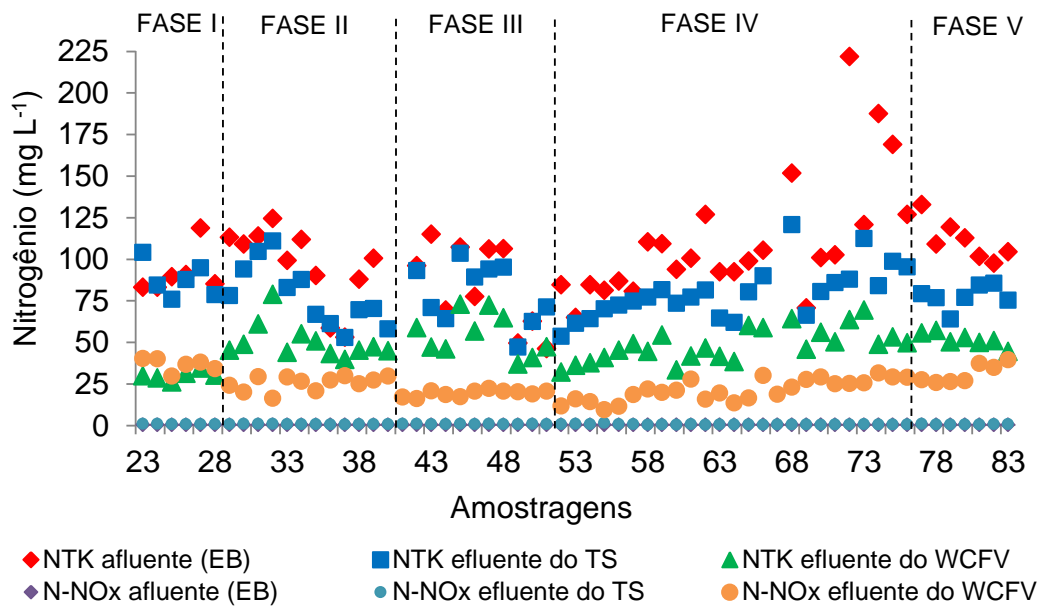
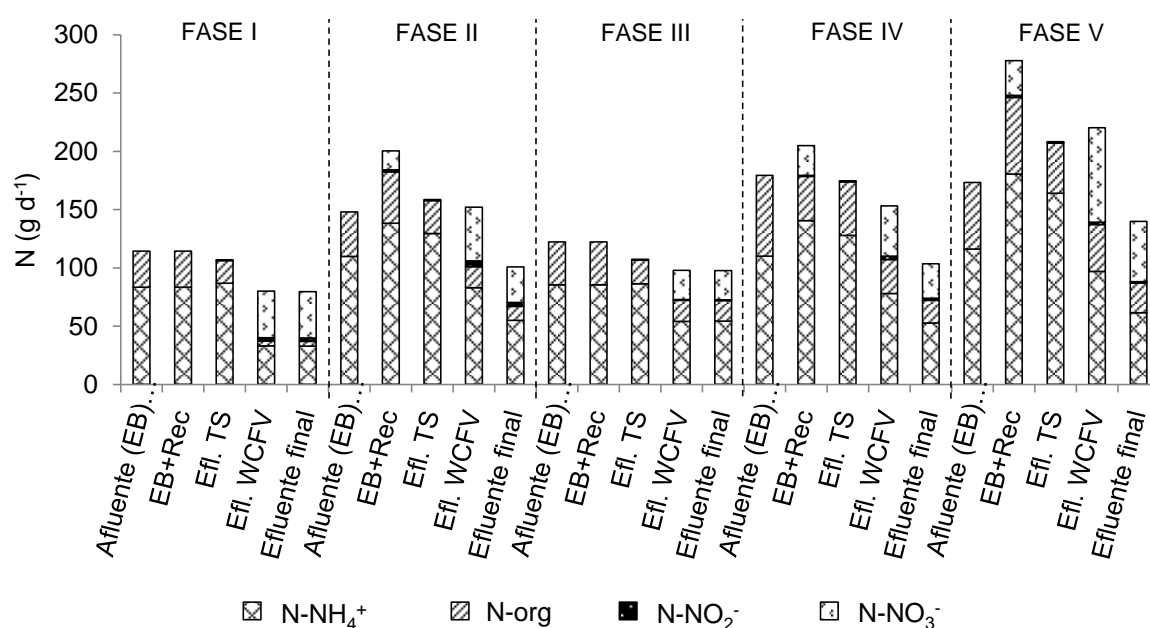


Figura 9 - Comportamento temporal das diferentes formas de nitrogênio encontradas no afluente e no efluente das unidades de tratamento, nas cinco fases operacionais avaliadas



Assim como apresentadas as remoções de matéria orgânica e sólidos, para avaliar a magnitude da transformação e remoção de nitrogênio no sistema, os dados são apresentados em unidades de carga (Figura 10). O objetivo desta escolha foi eliminar a influência do efeito de diluição ocasionado pela recirculação de efluente tratado ao tanque séptico.

Figura 10 - Transformações e remoções médias de nitrogênio ocorridas no sistema TS/WCFV nas condições operacionais correspondentes às fases I, II, III, IV e V



Durante as fases com RR 50% (fases II e IV), percebeu-se uma remoção de N-NH_4^+ no tanque séptico (Figura 11), estando esta remoção potencialmente relacionada à assimilação deste composto junto à biomassa presente e retida no fundo deste TS.

Especificamente durante a fase V, foi verificado que a concentração de N-NH_4^+ efluente do WCFV foi menor nas amostras compostas proporcionais à vazão (Figura 12), comparativamente às amostras simples. Dessa forma, as concentrações de N-NH_4^+ efluentes do WCFV têm o mesmo comportamento que a DQO (Figura 7), ou seja, a concentração diminui no decorrer do tempo de percolação do WCFV.

Com relação ao N-NO_3^- , não houve diferença entre as concentrações deste íon em amostras simples e compostas (Figura 12). Isto pode indicar que no início da drenagem ocorre a liberação do N-NO_3^- produzido a partir de N-NH_4^+ adsorvido no

pulso anterior. Além disso, após a vazão máxima efluente, quantidade adicional de N-NH_4^+ é adsorvida ao material filtrante e matéria orgânica presentes no WCFV e/ou convertida a N-NO_3^- , no intervalo entre os pulsos, devido às condições aeróbias do meio.

Figura 11 - Porcentagens de remoção/transformação de N-NH_4^+ (em massa) para as cinco fases operacionais avaliadas no tanque séptico (TS) e no wetland construído de fluxo vertical (WCFV)

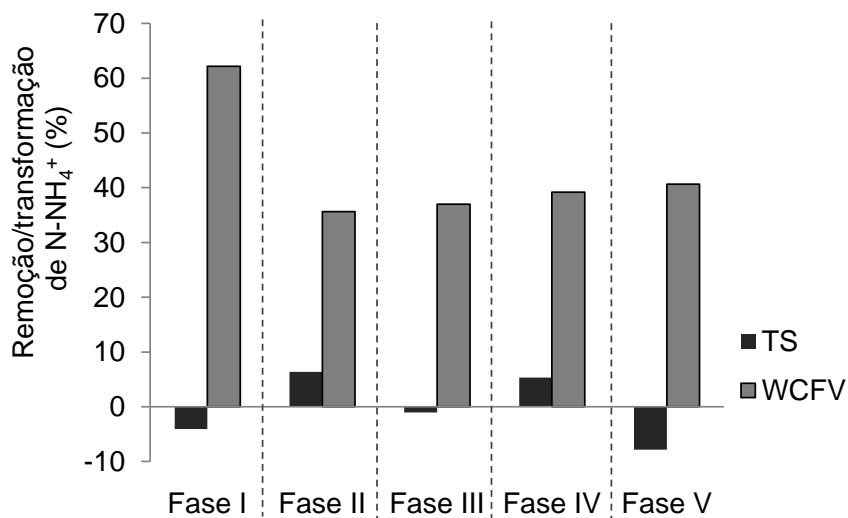
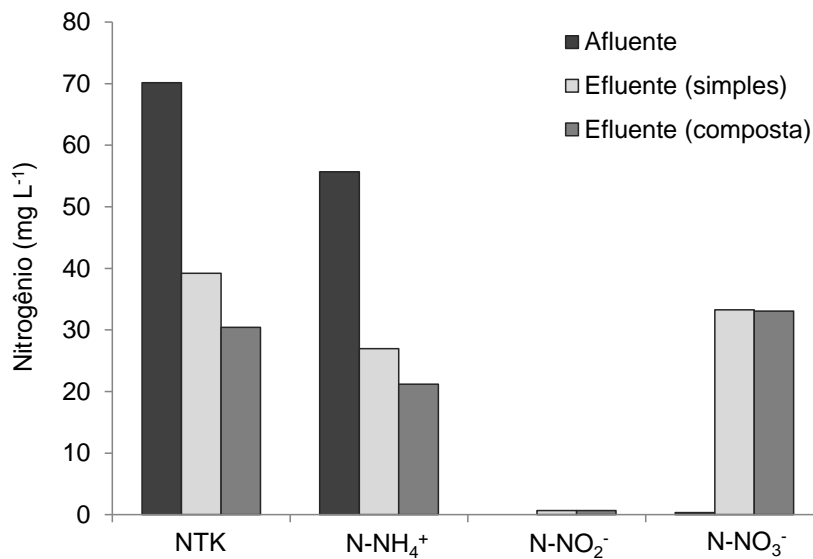


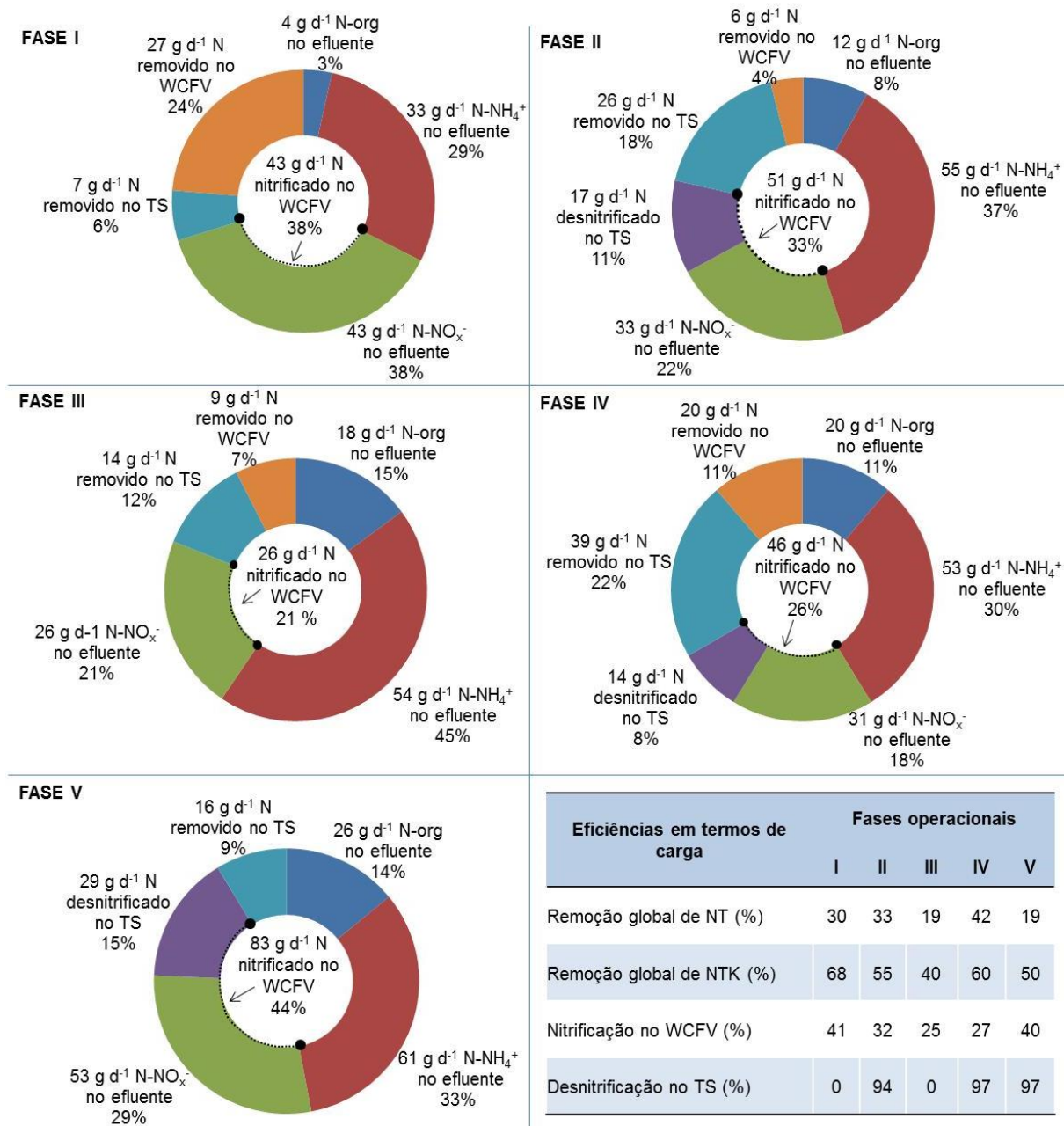
Figura 12 - Comparação das concentrações de nitrogênio (NTK, N-NH_4^+ , N-NO_2^- e N-NO_3^-), em amostragens simples e compostas realizadas durante as condições operacionais da fase V (n=3)



As eficiências de remoção de N-NH_4^+ no WCFV foram maiores durante a fase I, com média de 62% de remoção. Nas demais fases, as eficiências foram menores, próximas a 40%, conforme mostrado na figura 11. Contudo, em termos de carga, as maiores remoções foram obtidas na fase V, com remoção média de $2,73 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A fase I também mostrou boas remoções, com média de $2,20 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, assim como a fase IV, com $2,04 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e a fase II com $1,88 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. As menores remoções foram obtidas durante a fase III, em média $1,31 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. O principal mecanismo associado com a remoção de N-NH_4^+ em WC é a nitrificação (KADLEC e WALLACE, 2009). As maiores remoções em carga durante a fase V podem estar relacionadas à uma maior TAH (110 mm d^{-1}), que possivelmente resultou em maior transferência de oxigênio para o material filtrante e assim, no favorecimento da nitrificação, mesmo recebendo elevada carga orgânica ($40 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). De forma semelhante, durante a fase I, a boa eficiência pode estar relacionada às menores cargas orgânicas aplicadas ($19 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), que favorecem a atuação das bactérias autototróficas, nitrificantes. Neste mesmo raciocínio, a soma de fatores operacionais críticos na fase III, como a menor TAH, o maior carregamento orgânico em comparação à fase I, de $26 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, além da adaptação de outra espécie de planta, pode explicar a baixa remoção de N-NH_4^+ nessa fase. A remoção obtida durante a fase V está dentro da faixa reportada em uma revisão de mais de 60 sistemas híbridos de WC, que indicou que o sistema mais eficiente para remoção de N-NH_4^+ foi o sistema de WCFV seguido de WCFH, capaz de remover em média $2,48 \pm 2,83 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (VYMAZAL, 2013b). Nos WCFV, o N-NH_4^+ aplicado é rapidamente adsorvido na superfície do material filtrante ou na matéria orgânica ali depositada, e no intervalo entre os pulsos é nitrificado (MOLLE et al., 2006; SAEED e SUN, 2012).

Com relação à nitrificação, propriamente dita, com base nas cargas de N-NO_x^- efluentes do WCFV ao longo das cinco fases operacionais, foi verificado que quanto maiores as TAH, maiores foram as cargas de N-NO_x^- no efluente do WCFV, de acordo com os balanços de nitrogênio calculados (em massa), apresentados na figura 13. As cargas de N nitrificado no WCFV apresentaram a seguinte ordem: Fase V > Fase II > Fase IV > Fase I > Fase III. Dessa forma, quanto maiores as TAH e respectivas RR, maior a quantidade de N nitrificado. Então, se pode afirmar que a recirculação possibilita duas vantagens com relação à nitrificação, a diluição do afluente e a entrada adicional de oxigênio.

Figura 13 - Balanços de massa de nitrogênio calculados para as cinco fases operacionais avaliadas



Nota: Na fase V não houve remoção de NT no WCFV.

Durante a fase V, a quantidade de N nitrificada no WCFV (83 g N d^{-1}), correspondente a $3,39 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, foi superior à faixa típica de nitrificação em WCFV, que varia de $0,01$ a $2,15 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (MARTIN e REDDY, 1997; TANNER et al., 2002), enquanto que as quantidades de N nitrificado nas demais fases operacionais ficaram dentro desta faixa, com mínimo de $1,06 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (Fase III). As cargas de NTK aplicadas nas fases IV e V foram superiores à carga

recomendada por Platzer (1999), de $6,5 \text{ g NTK m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, para nitrificação efetiva em WCFV preenchidos com areia. Por outro lado, na fase V não houve remoção de NT no WCFV, pois foram verificadas cargas de NT efluentes superiores às afluentes. Isso pode ter ocorrido devido à maior TAH em comparação com as outras fases, que pode ter ocasionado desprendimento de sólidos anteriormente retidos no material filtrante, incluindo o biofilme formado.

A recirculação de efluente nitrificado no WCFV para o tanque séptico resultou em importante desnitrificação. Para $RR = 50\%$, era esperado obter 33% de desnitrificação, com base na quantidade de N-NO_3^- recirculada $[\text{RR}/(\text{RR}+1)]$. Nessas condições, nas fases II e IV foram obtidas eficiências de desnitrificação de 33 e 30%, respectivamente. Para $RR = 60\%$ (Fase V) era esperado obter 38% de desnitrificação e nesse caso, a remoção foi de 35% ($29 \text{ g d}^{-1} \text{ N}$ desnitrificado no TS ÷ $83 \text{ g d}^{-1} \text{ N}$ nitrificado no WCFV). Ao considerar somente o tanque séptico, as eficiências de remoção de N-NO_3^- afluente (desnitrificação) foram de 94%, 97% e 97% nas fases II, IV e V, respectivamente. Dessa forma, se observa que para obter maior desnitrificação é necessário aumentar a taxa de recirculação ou criar condições que maximizem a nitrificação no WCFV. Entretanto, para as condições de contorno avaliadas neste trabalho, maiores taxas de recirculação do que as testadas, podem resultar em sobrecarga hidráulica, e por essa razão, uma avaliação cuidadosa da hidrodinâmica do sistema é fundamental. Para trabalhar com maiores RR pode ser necessário, por exemplo, aumentar o número de pulsos por dia.

Com nitrificação completa num sistema de WCFV de dois estágios, Arias, Brix e Marti (2005) relataram remoção de NT de 1% numa campanha sem recirculação, 50% para $RR=100\%$, 67% para $RR=200\%$ e 68% para $RR=300\%$. Os autores concluíram que para as condições estudadas, a taxa ótima de recirculação devia ser de 100-200% a fim de obter boa remoção de NT, sem sobrecarregar hidráulicamente as unidades de tratamento. Essa sobrecarga, segundo os autores, pode comprometer a capacidade de desnitrificação no tanque séptico e de nitrificação nos WCFV.

No entanto, neste trabalho, as eficiências de remoção de NT no sistema TS/WCFV não se devem somente à desnitrificação, como pode ser observado na figura 13. As eficiências de remoção de NT foram em média 30%, 33%, 19%, 42% e 19% nas fases I, II, III, IV e V, respectivamente. As maiores eficiências foram obtidas nas fases II e IV com $RR=50\%$. Isso demonstra a ocorrência de outros processos de

remoção de N, tais como: assimilação pelas plantas no WCFV; desnitrificação no WCFV; remoção por sedimentação no TS e; incorporação de N na biomassa do TS e do WCFV. Na fase I, por exemplo, sem recirculação, a remoção de NT (30%), pode ser atribuída à baixa carga aplicada e à assimilação pelas plantas e micro-organismos, já que baixa quantidade de N-org esteve presente no efluente final.

Quanto à quantidade de N assimilada pelas plantas, as taxas de remoção da *Canna* spp. variaram de 0,024 g NT m⁻² d⁻¹ no início da fase IV a 0,52 g N m⁻² d⁻¹ no final da fase V, quando a quantidade de plantas no WCFV foi maior (maior produtividade). Isto demonstra que a assimilação de N pelas plantas contribuiu pouco em termos de eficiência total, de 0,3 a 6,7%. Essa baixa remoção em porcentagem pode estar relacionada às elevadas cargas afluentes (7 a 8 g NT m⁻² d⁻¹), já que a *Canna* teve bom desenvolvimento no WCFV, e as taxas de assimilação foram superiores às relatadas na literatura para macrófitas emergentes em WCFV, de 0,020 a 0,063 g N m⁻² d⁻¹ (STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012b). Neste trabalho, as podas foram feitas em média a cada quatro meses, assim que atingido o crescimento máximo das plantas, e evitando o período do inverno.

A análise estatística mostrou que as concentrações de NT afluentes e efluentes do sistema de tratamento TS/WCFV não foram estatisticamente diferentes nas cinco fases operacionais. O mesmo ocorreu em termos de eficiência, pois estatisticamente não houve diferença significativa entre as fases operacionais, exceto entre a fase III e a fase IV (p=0,001662). Na fase IV foram observadas as maiores eficiências de remoção de NT e na fase III, as menores.

No entanto, devido à complexidade dos fluxos de massa de nitrogênio no sistema, se considera mais adequado para definição de parâmetro de projeto, analisar as remoções de nitrogênio total do sistema TS/WCFV nas cinco fases operacionais. Para atender à demanda brasileira, um sistema de tratamento descentralizado deve ser robusto e possibilitar as transformações e remoção de nitrogênio, juntamente com a remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos.

2.4 CONCLUSÃO

Para as condições operacionais avaliadas nesta etapa estratégica da pesquisa, os períodos com recirculação, ao proporcionarem incremento de vazão afluente, reduziram não somente o TDH do tanque séptico, mas também o tempo

médio de percolação do WCFV, devido ao aumento do volume dos pulsos. No entanto, isso no geral não influenciou negativamente no tratamento. As plantas possibilitaram retenção da água residuária durante os estágios iniciais de seu estabelecimento no WCFV, levando a maiores tempos de percolação. Além disso, a recirculação possibilitou novas oportunidades de contato do efluente com os microorganismos do tratamento e, possivelmente, maiores taxas de transferência de oxigênio para o material filtrante.

A recirculação em sistema de TS/WCFV demonstrou ser uma estratégia operacional com potencialidades para o tratamento de efluentes domésticos contendo altas concentrações de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio. A operação do WCFV com 50% de recirculação e TAH de 85 mm d^{-1} , fracionada em oito pulsos d^{-1} , demonstrou as melhores eficiências para remoção conjunta de DQO, SST e NT. Por outro lado, a operação do WCFV com 60% de recirculação e TAH de 110 mm d^{-1} , também fracionada em oito pulsos d^{-1} , proporcionou maiores taxas de nitrificação. A desnitrificação foi efetiva no TS para ambas as taxas de recirculação. Contudo, a nitrificação não foi completa em nenhuma das condições operacionais avaliadas. Nesse sentido, novas pesquisas devem ser direcionadas à melhoria da nitrificação, que por sua vez depende das cargas orgânicas aplicadas, do tempo de contato com o biofilme e da disponibilidade de oxigênio.

2.5 REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.

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

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

BOHÓRQUEZ, E.; PAREDES, D.; ARIAS, C. A. Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. **Environmental Technology**, 2016.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Wat. Sci. Tech.** v. 29, n. 4, p.71-78, 1994.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; JOHANSEN, N. H. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental twostage vertical flowconstructed wetland system with recycling. In: Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania, 16–19, September, p. 400-410, 2002.

BRIX, H.; ARIAS, C.A.; JOHANSEN, N.H. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands - Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 237-258, 2003.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, p.491-500, 2005.

CASELLES-OSORIO, A. et al. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, n. 41, p. 1388-1398, 2007.

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.

DECEZARO, S. T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

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

MARTI, E. et al. Recycling of treated effluents enhances reduction of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. **Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis**, v. 94, p. 150-155, 2003.

MARTIN, J. F.; REDDY, K. R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. **Ecological Modelling**, v.105, p. 1-21, 1997.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Porto Alegre: AMGH, 1980p., 2016.

MOLLE, P. et al. 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.

MOLLE, P. et al. French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science & Technology**, v. 69, n. 1, 2014.

NIVALA, J. et al. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, 61P, p. 544-554, 2013.

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

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.

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.

STEFANAKIS, A. I, AKRATOS, C. S., TSIHRINTZIS, V. A. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Newnes. 2014.

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**, 181-182, p. 416-430, 2012b.

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

TORRENS, A. et al. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**. v. 43, p. 1851-1858, 2009.

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.

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

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. **Water Research**, v. 47, p. 4795-4811, 2013b.

3 ARTIGO 2 – INFLUÊNCIA DA RECIRCULAÇÃO SOBRE A COMUNIDADE BACTERIANA NITRIFICANTE E DESNITRIFICANTE PRESENTE EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO E *WETLAND* CONSTRUÍDO VERTICAL

No Artigo 1 foi identificado que com 50% de recirculação (fase IV) ocorreu o melhor desempenho de remoção de matéria carbonácea, sólidos e nitrogênio. Nessa condição operacional, foi observada nitrificação no WCFV, e uma expressiva desnitrificação no tanque séptico. No entanto, não foi descartada a possibilidade de ocorrência de diferentes processos de transformação/remoção de N em ambas as unidades de tratamento estudadas. Como os micro-organismos são os principais responsáveis pelas transformações do N, a caracterização da comunidade microbiana presente no sistema de tratamento pode proporcionar o entendimento de como e onde os processos de tratamento ocorreram.

Nesse contexto, o estudo da comunidade bacteriana do WCFV e sua distribuição ao longo do perfil vertical, bem como a distribuição temporal da comunidade bacteriana presente no lodo do tanque séptico, se faz importante para ajudar a explicar o desempenho obtido pelo sistema TS/WCFV com relação ao N, e assim, fornecer subsídios para melhoria de projeto de novos sistemas. Dessa forma, no artigo 2, foi realizada a caracterização da comunidade bacteriana envolvida na transformação e remoção de nitrogênio no sistema TS/WCFV durante a fase operacional IV (RR=50%).

3.1 RELEVÂNCIA E OBJETIVOS

Os *wetlands* construídos (WC) vêm sendo cada vez mais empregados como alternativa aos sistemas convencionais para tratamento de esgoto de pequenas comunidades (GARCÍA et al., 2010). Geralmente, são utilizados após unidades de tratamento primário como os tanques sépticos, já consolidados como opção de tratamento *on site* (USEPA, 2000; GIKAS e TSIHRINTZIS, 2012; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

Dentro do vasto grupo de WC, os WCFV são atrativos, pois possibilitam complementar a remoção de matéria orgânica carbonácea obtida durante o tratamento primário e, ainda, promover uma eficiente nitrificação (KADLEC e WALLACE, 2009; WANG, J. et al., 2017). A boa eficiência dos WCFV na nitrificação

está relacionada às condições aeróbias do meio, decorrentes da operação intermitente (PLATZER, 1999). Porém, a manutenção de condições aeróbias nos WCFV dificulta o processo de desnitrificação, que ocorre em pequena magnitude nesses sistemas (VYMAZAL, 2013b). Assim, os WCFV geralmente não removem completamente o N afluente (N-NH_4^+ e N-orgânico), mas sim, apenas o convertem às formas de N-NO_2^- e N-NO_3^- (SAEED e SUN, 2012). As conversões de N nos WCFV ocorrem principalmente por bactérias oxidantes de amônia (BOA), archeas oxidantes de amônia (AOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON), sendo as bactérias desnitrificantes, como já relatado, pouco representativas nesses sistemas (PELLISSARI et al., 2017b).

Diante disso, fica evidente que para aumentar a remoção de NT nos sistemas compostos por tratamento primário (como tanque séptico) seguido de WCFV, é necessário intensificar o processo de desnitrificação. Para isso, recentemente tem sido adotada a estratégia de recirculação do efluente tratado nos WCFV, o qual apresenta geralmente elevadas concentrações de nitrato, para o tratamento primário (BRIX, ARIAS e JOHANSEN, 2002, 2003; MARTI et al., 2003; ARIAS, BRIX e MARTI, 2005; BRIX e ARIAS, 2005). Com esta estratégia operacional é possível obter, além de boa nitrificação no WCFV, uma efetiva desnitrificação na unidade de tratamento primário, em condições anóxicas, fechando o ciclo do N.

Como os micro-organismos são os grandes responsáveis pela ciclagem do nitrogênio, diversos estudos vêm sendo conduzidos nos últimos anos para elucidar a dinâmica microbiana envolvida no ciclo do N em WCFV (TIETZ et al., 2007; ADRADOS et al., 2014; ZHI e JI, 2014; GUAN et al., 2015; WU et al., 2016; PELLISSARI et al., 2016, 2017a, 2017b). No entanto, os processos de tratamento mediados por micro-organismos em WC dependem de múltiplos fatores, incluindo fatores ambientais (pH e temperatura), disponibilidade de matéria orgânica, presença de plantas, características do material filtrante e condições operacionais (MENG et al., 2014; WANG et al., 2017). Portanto, é evidente a necessidade de obter mais informações sobre os micro-organismos envolvidos nas transformações de N presentes em WCFV e, sobretudo, sobre sua presença e abundância em sistema de WCFV com recirculação. Além disso, ainda não se tem estudos sobre o efeito da recirculação nas populações microbianas presentes no lodo do tanque séptico, bem como não se tem a descrição das bactérias desnitrificantes que ali se desenvolvem.

Nesse sentido, os objetivos desta etapa do estudo foram: (i) avaliar a influência da recirculação do efluente nitrificado sobre as populações desnitrificantes presentes dentro do tanque séptico e; (ii) avaliar a estrutura da comunidade bacteriana nitrificante e desnitrificante presente no maciço filtrante de um *wetland* construído de fluxo vertical.

3.2 MATERIAL E MÉTODOS

3.2.1 Descrição da estação de tratamento de esgoto

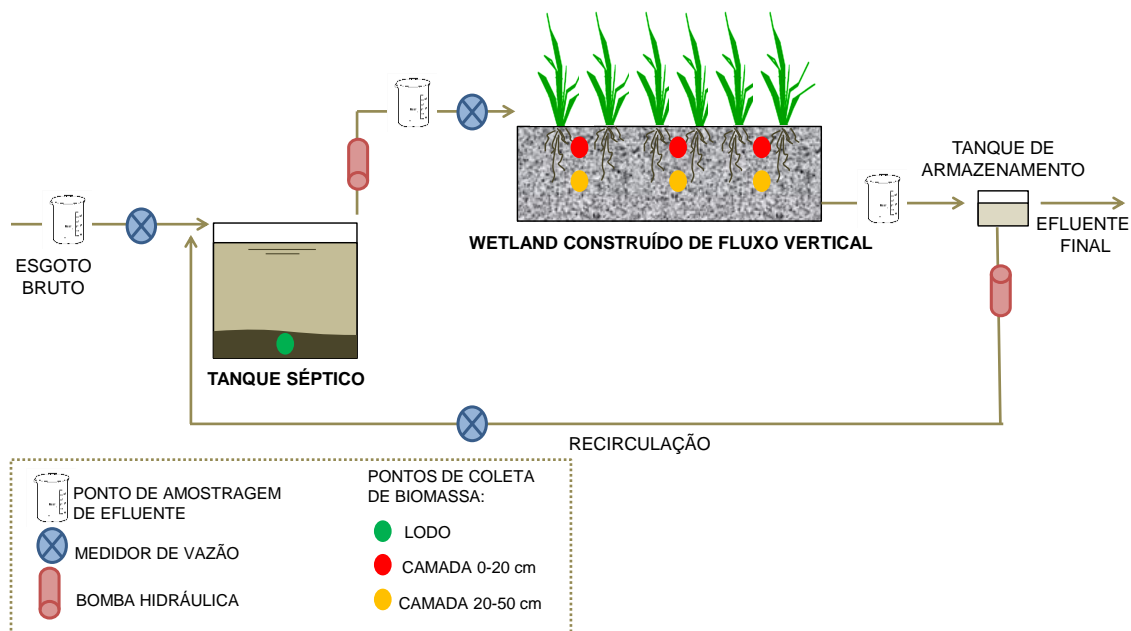
Essa pesquisa foi conduzida numa estação em escala real que tem como unidades de tratamento um tanque séptico (área = 3,1 m²; vol_{útil} = 4,7 m³) e um WCFV (área superficial = 24,5 m²). Ambas as unidades foram construídas em alvenaria e impermeabilizadas. O material filtrante utilizado no WCFV foi brita 25 mm na camada de superfície (5 cm) e no fundo (20 cm) e brita 19 mm na camada intermediária (50 cm). As plantas utilizadas no WCFV foram do gênero *Canna* spp.

Esta estação entrou em operação no ano de 2015 e no decorrer do período operacional, foram adotados períodos com e sem recirculação e diferentes carregamentos orgânicos foram aplicados (Decezaró, 2016; artigo 1). Durante o período deste estudo, compreendido entre os meses de fevereiro a outubro de 2017, a estação tratou em média 1,48 m³ d⁻¹ de esgoto doméstico, utilizando a estratégia de recirculação, com a intenção de aumentar a remoção de nitrogênio. Para isso, uma parcela do efluente do WCFV foi recirculada para o tanque séptico, numa razão de recirculação (RR) de 50% (RR = volume de efluente recirculado diariamente / volume de esgoto doméstico tratado diariamente x 100). A entrada de esgoto doméstico no tanque séptico ocorreu intermitentemente, conforme o rebaixamento de nível de esgoto dentro do tanque. Da mesma forma, o WCFV foi alimentado de forma intermitente, com auxílio de temporizador, com oito pulsos diários (11,3 mm/pulso), e uma taxa de aplicação hidráulica (TAH) de 85 mm d⁻¹. A tubulação de distribuição de esgoto no WCFV era do tipo perfurada, e estava posicionada 50 cm acima da superfície do material filtrante. A tubulação de drenagem, também perfurada, estava localizada a 5 cm do fundo do WCFV, sobre uma camada de brita. Na tubulação de drenagem foram conectados tubos de ventilação, abertos para a atmosfera em uma extremidade.

Medidores de vazão foram instalados para controle dos volumes afluentes a cada etapa do tratamento (Figura 1). Um medidor ultrassônico (Incontrol, ITS 2000) fazia a medição do esgoto doméstico que entrava no sistema, e dois medidores eletromagnéticos (Incontrol, VMF) faziam a medição dos volumes recalcados do tanque séptico para o WCFV e de recirculação. Essa medição permitiu a expressão dos resultados em termos de balanço de massa.

Dados físico-químicos de amostras de esgoto bruto afluente e do efluente das unidades de tratamento, tanque séptico e WCFV (Figura 1), foram determinados três vezes por mês ao longo de 9 meses de estudo. A determinação dos parâmetros convencionais temperatura, pH, alcalinidade total, demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), sólidos em suspensão totais (SST), nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrito (N-NO_2^-) e nitrato (N-NO_3^-) foi realizada de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2012).

Figura 1 - Diagrama do sistema de tratamento indicando os pontos de amostragem de efluente, de medição de vazão e os pontos de coleta de biomassa para as análises de sequenciamento de DNA



Fonte: A autora

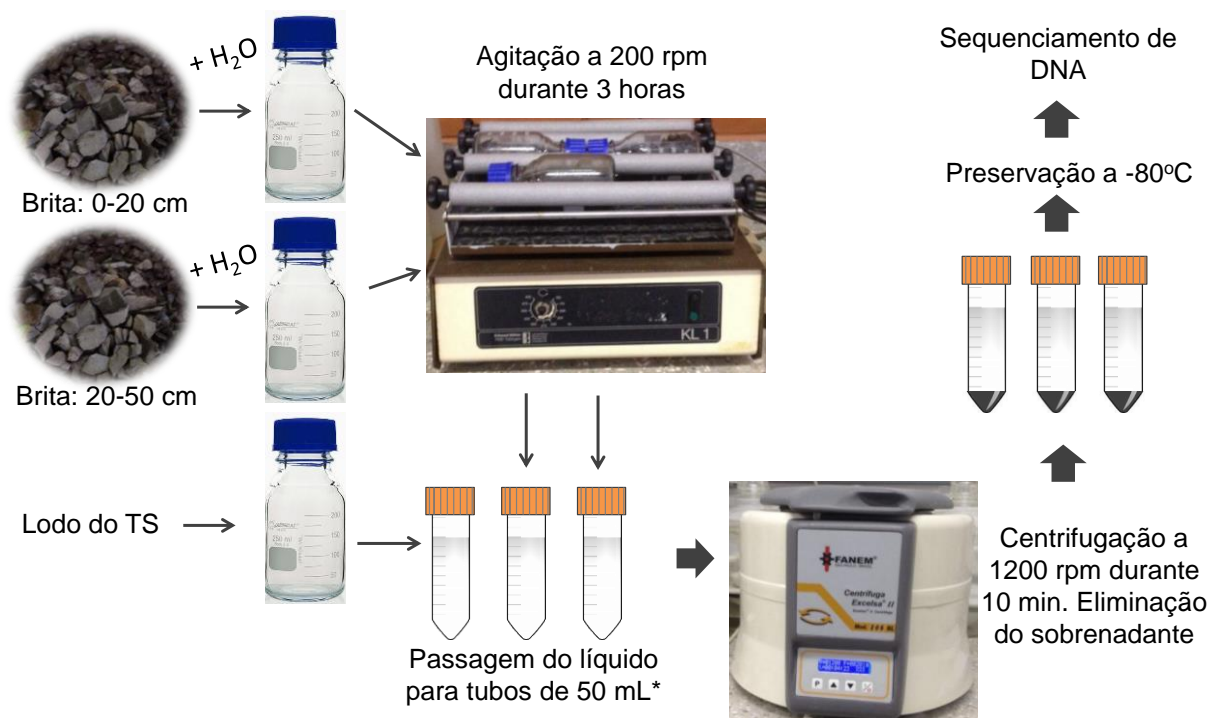
3.2.2 Coleta e preparo de amostras para avaliações da comunidade bacteriana

Para avaliar a estrutura da comunidade bacteriana presente no sistema TS/WCFV, bem como o efeito da recirculação sobre a mesma, foram coletadas

amostras do lodo do tanque séptico e do biofilme presente no maciço filtrante do WCFV (Figura 1). As amostras do lodo do tanque séptico foram coletadas em duas campanhas de amostragem. A primeira ocorreu aos 55 dias de operação do tanque séptico com a estratégia de recirculação, a qual se remete ao início da recirculação. A segunda campanha foi realizada ao final da estratégia de recirculação (263 dias de operação).

As amostras de biofilme do WCFV foram coletadas em uma única campanha de amostragem, que ocorreu 263 dias após o início da estratégia de recirculação. Na data da coleta, o sistema já estava em operação a mais de dois anos. Foram coletadas amostras de brita (triplicata) da camada superficial (0-20 cm) e da camada intermediária (20-50 cm). O preparo das amostras foi feito conforme mostrado na figura 2. Após o preparo, os *pellets* resultantes foram preservados em temperatura aproximada de -80°C e posteriormente enviados para sequenciamento do DNA.

Figura 2 - Esquema mostrando as principais etapas utilizadas para concentração de biomassa das amostras, incluindo o desprendimento da biomassa contida na brita e o processamento do lodo do TS



*Após a passagem do líquido contendo a biomassa desprendida para os tubos de 50 mL, as amostras de brita passaram por escovação, e o líquido resultante desta escovação foi também transferido para os tubos de centrifugação.

3.2.3 Sequenciamento de nova-geração

A fim de identificar a estrutura da comunidade bacteriana nas amostras coletadas de ambas as unidades de tratamento, foi realizado o sequenciamento de nova-geração (NGS, do inglês Next-Generation Sequencing).

As regiões V3-V4 do 16S RNAr de eubactérias foram sequenciadas utilizando a plataforma Illumina MiSeq, seguindo instruções do fabricante. Os primers utilizados foram U341F (5'-CCTACGGGRSGCAGCAG-3') e 806R (5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3'). As leituras obtidas foram compiladas em um arquivo FASTq para a análise de bioinformática. Os resultados do sequenciamento foram analisados no software QIIME (*Quantitative Insights Into Microbial Ecology*) (CAPORASO et al., 2010a), versão 1.8.0. As OTU (*Operational Taxonomic Units*) foram taxonomicamente classificadas pelo método UCLUST (EDGAR, 2010). As sequências representativas de cada OTU foram alinhadas com a utilização do PyNAST (CAPORASO et al., 2010b) e ChimeraSlayer (Chimeric Sequence Detection Utility) (HAAS et al., 2011). Posteriormente, para a classificação taxonômica das OTUs representativas, utilizou-se o RDP Classifier (Ribossomal Database Project; <http://rdp.cme.msu.edu/>) e BLASTn Greengenes 5.6 (DESANTIS et al., 2006).

3.2.4 Análises estatísticas

Para caracterização dos parâmetros físico-químicos analisados no afluente e efluente das unidades de tratamento foi utilizada a estatística descritiva, com auxílio do software *Statistica* 12. A análise de diversidade bacteriana no lodo do tanque séptico e no maciço filtrante do WCFV foi feita a partir de índices de diversidade α , calculados no programa PAST (HAMMER et al., 2012).

3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.3.1 Desempenho do sistema experimental

Os resultados do monitoramento físico-químico realizado num período de 270 dias são mostrados na tabela 1. Para eliminar a influência do efeito de diluição

ocasionado pela recirculação de efluente tratado no tanque séptico, o desempenho de tratamento do sistema será apresentado em termos de carga.

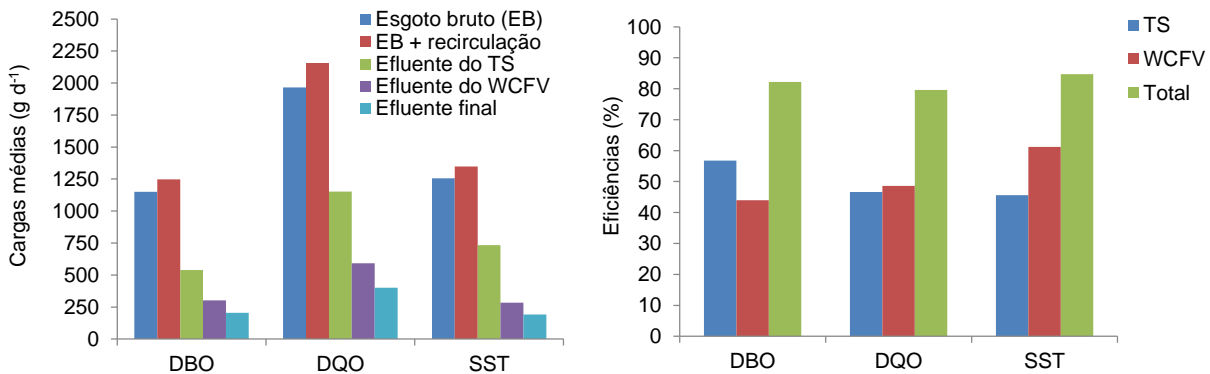
Tabela 1 - Valores dos parâmetros físico-químicos e vazões (médias com desvio-padrão entre parênteses) no afluente e efluente das unidades de tratamento (TS e WCFV) e carregamentos hidráulico, orgânico e de nitrogênio no WCFV

Parâmetro	Afluente (esgoto bruto)	Afluente do WCFV ^a	Efluente do WCFV
pH	7,8 (0,4)	7,3 (0,3)	7,2 (0,2)
Temperatura (°C)	22 (3)	21 (4)	22 (4)
Alc. Total (mg L ⁻¹)	392 (75)	393 (55)	231 (33)
DQO (mg L ⁻¹)	1186 (719)	530 (184)	272 (78)
DBO (mg L ⁻¹)	678 (400)	252 (79)	137 (40)
SST (mg L ⁻¹)	723 (510)	322 (205)	126 (49)
NTK (mg L ⁻¹)	111 (38)	80 (16)	48 (10)
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	71 (17)	60 (10)	36 (9)
N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	-	0,1 (0,1)	1,3 (1,5)
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	-	0,3 (0,2)	20 (7)
NT ^b	111 (38)	80 (16)	69 (15)
Vazão (m ³ d ⁻¹)	1,48 (0,83)	2,09 ^c (0,55)	
TAH (mm d ⁻¹)		85	
DQO (g m ⁻² d ⁻¹)		47	
NT (g m ⁻² d ⁻¹)		7	
N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² d ⁻¹)		5	

a= Afluente do WCFV = Efluente do tanque séptico; b= concentração de nitrogênio total (NTK + N-NO₂⁻ + N-NO₃⁻); c= Inclui vazão de recirculação (0,68 m³ d⁻¹).

A carga orgânica aplicada no WCFV (47 g DQO m⁻² d⁻¹) foi superior a 41 g DQO m⁻² d⁻¹, considerado um valor elevado para WCFV de areia operados sob clima subtropical no Brasil (SEZERINO et al., 2012). Mesmo assim, o sistema de TS/WCFV apresentou boa remoção de matéria orgânica carbonácea e de sólidos, de 82%, 80% e 85% para DBO, DQO e SST, respectivamente (Figura 3) e não foram observados indícios de colmatação no WCFV. Isso já era esperado, pois a brita ao proporcionar melhores condições de fluxo, previne o sistema contra a colmatação.

Figura 3 - Cargas médias afluentes e efluentes das etapas de tratamento e respectivas eficiências, em termos de DBO, DQO e SST



Em relação ao nitrogênio, as concentrações de NT afluentes e efluentes das unidades de tratamento são apresentadas na figura 4. A remoção deste elemento depende do fornecimento de condições adequadas para o desenvolvimento de micro-organismos atuantes nas transformações do N. Neste trabalho, a estratégia de recirculação foi adotada para que o ciclo do N pudesse ser completado no sistema de tratamento. Num sistema de TSM/WCFV, o nitrogênio orgânico contido no esgoto doméstico pode ser mineralizado à forma amoniacal (NH_3 ou NH_4^+) tanto no tanque séptico (anaerobiose) quanto no WCFV (aerobiose). Já o nitrogênio amoniacal que entra no WCFV pode ser oxidado a nitrito (NO_2^-) e posteriormente a nitrato (NO_3^-) em zonas aeróbias do WCFV, por organismos nitrificantes (BOA, AOA e BON). Por fim, o nitrato presente no efluente tratado, por meio da recirculação, pode entrar no tanque séptico e ser convertido a nitrogênio gasoso (N_2), pelo processo de desnitrificação, em zonas anóxicas, pela ação de bactérias desnitrificantes.

A remoção de nitrogênio na forma de N-NH_4^+ no WCFV foi de 39%, similar à encontrada em WCFV de brita operados em clima tropical (BOHÓRQUEZ, PAREDES e ARIAS, 2016). Em termos de massa, a remoção média foi de $2 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, superior ao valor médio de $1,8 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ em WCFV implantados em 12 países (VYMAZAL, 2007). Essa remoção está relacionada à nitrificação, que constitui a principal forma de remoção de N-NH_4^+ nos WCFV (VYMAZAL, 2013b). O N-NO_2^- esteve presente em baixas concentrações no efluente do WCFV (média de $1,3 \text{ mg L}^{-1}$), indicando nitratação. As concentrações de N-NO_3^- foram elevadas no efluente, com média de 20 mg L^{-1} . O balanço de massa feito para o N (Figura 5)

mostrou que a conversão de N-NH_4^+ em N-NO_x^- no WCFV foi de 46 g d^{-1} , que correspondeu a uma taxa de nitrificação de $1,9 \text{ g N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Figura 4 - Concentrações de N total no esgoto afluente e no efluente das unidades de tratamento ao longo do período de operação com a estratégia de recirculação

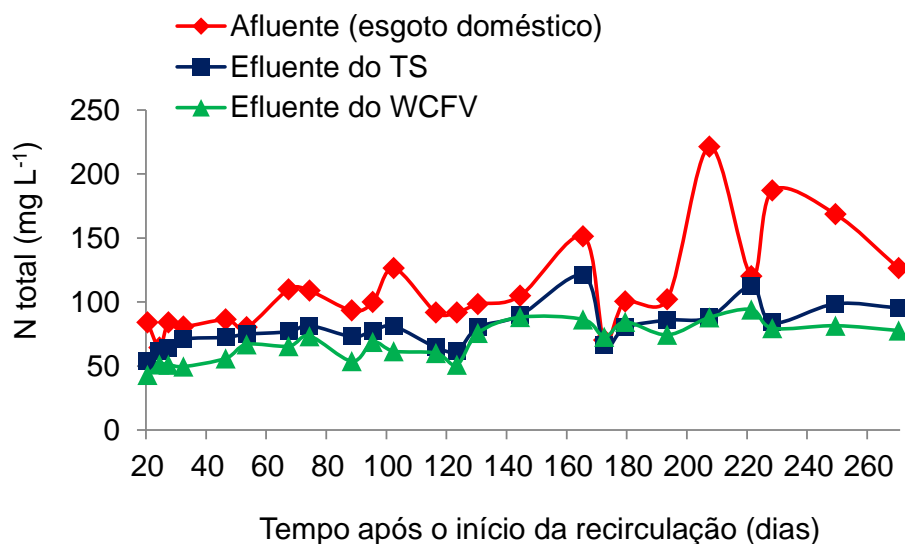
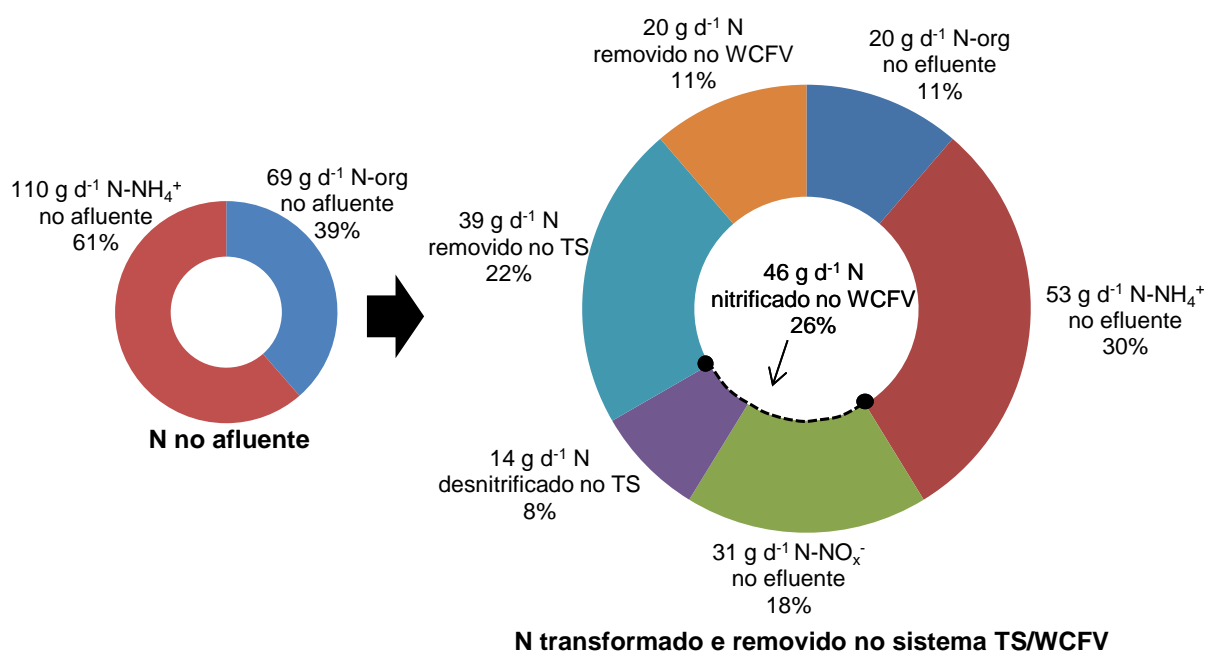


Figura 5 - Balanços de massa de nitrogênio no afluente (EB) e efluente das unidades de tratamento, TS (volume útil= $4,7 \text{ m}^3$) e WCFV (área superficial = $24,5 \text{ m}^2$)



A recirculação de efluente do WCFV para o tanque séptico resultou em importante desnitrificação. O tanque séptico foi capaz de remover, em média, 97% do N-NO_3^- afluente (14 g d^{-1}), a uma taxa de $3 \text{ g N m}^{-3} \text{ d}^{-1}$. Contudo, como a razão de recirculação adotada foi de 50%, a parcela do N-NO_3^- produzido no WCFV e desnitrificada no tanque séptico foi de apenas 30% (14 g d^{-1} desnitrificado no TS $\times 100 \div 46 \text{ g d}^{-1}$ N nitrificado no WCFV). Em termos gerais, a desnitrificação no tanque séptico correspondeu a 8% da remoção de NT. Porém, ocorreu uma remoção adicional de NT no tanque séptico, de 22%. Essa remoção pode estar relacionada à sedimentação do N presente na matéria orgânica em suspensão e à acumulação biológica de N na biomassa presente no lodo.

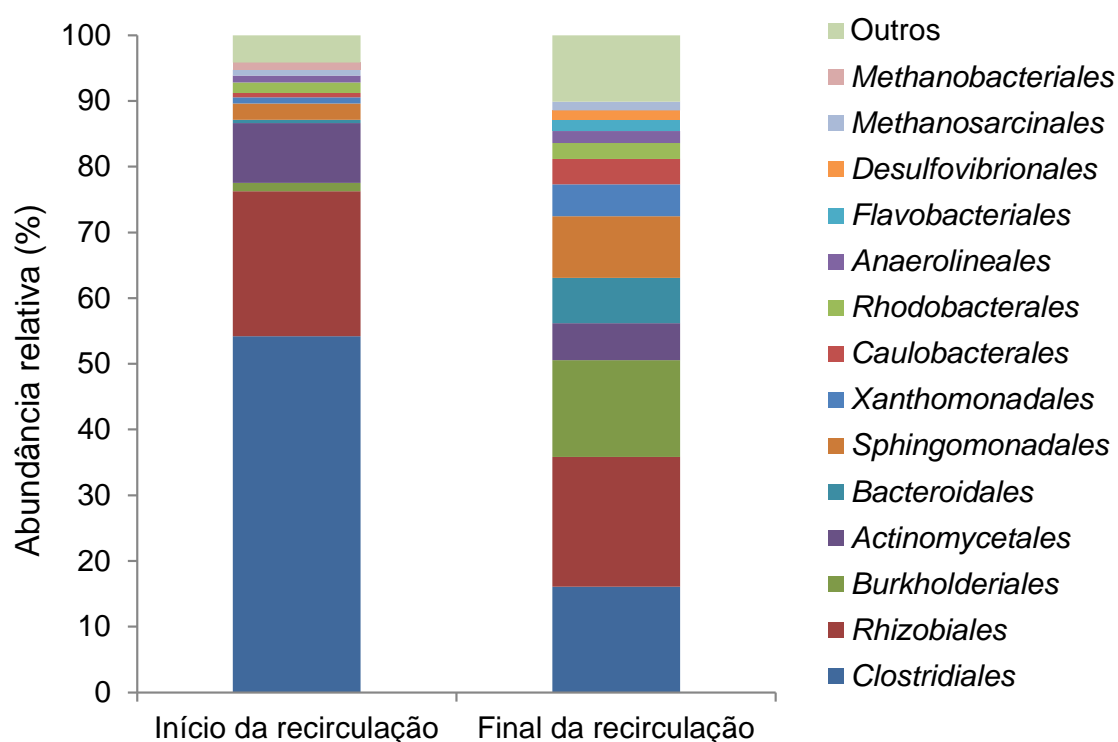
Por outro lado, a remoção de NT no WCFV foi de apenas 11% ($0,9 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), em concordância com outros estudos conduzidos em WCFV, que mostraram baixa capacidade de desnitrificação, devido à prevalência de condições aeróbias no material filtrante (PELLISSARI et al., 2017b; SAEED e SUN, 2012). Além disso, deve-se considerar que parte da remoção de NT nos WCFV decorre da assimilação deste elemento por plantas e micro-organismos (SAEED e SUN, 2012). Em termos gerais, o conjunto de tanque séptico e WCFV com recirculação foi responsável por uma remoção média de 42% de NT, superior à identificada no arranjo tecnológico convencional composto por TS e WCFV.

3.3.2 Efeito da recirculação na comunidade presente no lodo do tanque séptico

A comunidade bacteriana presente no lodo do tanque séptico apresentou mudança na sua estrutura ao longo da operação da unidade de tratamento (Figura 6; Apêndice C, Tabela C.1). Os resultados dos índices de Shannon, Simpson e Chao 1 (Tabela 2) mostraram que a diversidade bacteriana teve um aumento ao final da estratégia de recirculação. De forma geral, as OTUs mais abundantes identificadas na amostra do início do período de recirculação foram representadas pelas ordens *Clostridiales* (54 % de Abundância Relativa - AR) e *Rhizobiales* (22% de AR). A alta abundância de *Clostridiales* comprova a predominância de um ambiente anaeróbio no meio (Li et al., 2018). Após 263 dias de operação com a estratégia de recirculação, foi identificada a predominância de *Rhizobiales* (20% AR), *Clostridiales* (16% de AR), *Burkholderiales* (15% de AR) e *Sphingomonadales* (9% de AR). Esse

comportamento pode estar associado principalmente com as características do efluente recirculado para dentro do TS, uma vez que o mesmo apresentava em sua composição elementos que podem ter bioestimulado o desenvolvimento de populações específicas. Foi observada queda da ordem *Clostridiales* após 263 dias de recirculação (de 54% para 16% de AR). Essa ordem representa um grupo importante de bactérias fermentativas, que geralmente vivem na ausência de O₂ (MADIGAN et al., 2010). Dessa forma, é provável que a recirculação de efluente tratado no WCFV para o TS, contendo OD em concentrações próximas a 1 mg L⁻¹, pode ter gerado ambientes microaeróbios no lodo do TS.

Figura 6 - Abundância relativa identificada nas amostras de lodo no início (55 dias) e ao final do período de recirculação (263 dias), em nível de ordem



Nota: A abundância relativa foi definida baseada no número de sequências lidas de cada táxon, dividido pelo número total de sequências lidas de cada amostra.

Bactérias nitrificantes não foram identificadas no lodo do TS, em ambas as amostras. Isso pode confirmar a ausência da nitrificação nessa unidade, como já esperado. Por outro lado, bactérias desnitrificantes foram favorecidas com a entrada do efluente recirculado, com disponibilidade de nitrato para o interior do TS (Figura

6). Todas as bactérias desnitrificantes identificadas na amostra do início da recirculação (55 dias), foram identificadas com maior abundância na amostra coletada no final da operação (263 dias).

Tabela 2 - Análise da diversidade das amostras de lodo do TS por meio de índices de diversidade α

Índices de diversidade	Início de recirculação	Final de recirculação
Número de sequências lidas	7.243	1.585
Dominância (D)	0,08	0,03
Simpson	0,89	0,96
Shanon	3,32	4,82
Chao 1	168	295,7

Dominância: quanto mais próximo de 1, menor a diversidade da amostra

Simpson: quanto mais próximo de 1, maior a diversidade da amostra

Shannon: quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra

Chao 1: quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra

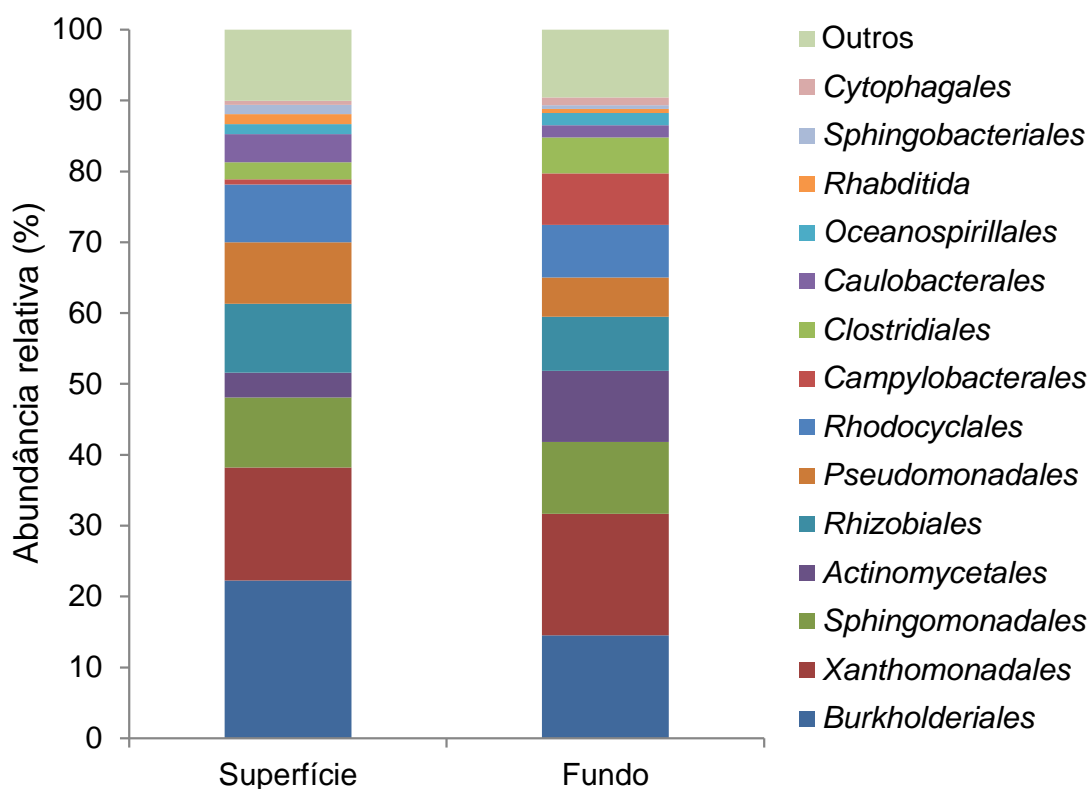
A comunidade desnitrificante foi dominada pelas *Acidovorax* (*Burkholderiales* ordem, *Comamonadaceae* família). Bactérias deste gênero podem utilizar diferentes fontes de carbono, como metanol, etanol, acetato de sódio, glicose e inclusive polímeros sintéticos (PCL-policaprolactona) para reduzir NO_3^- para nitrogênio gasoso (WANG e CHU, 2016; NALCACI, BOKE e OVEZ, 2011). Esse táxon mostrou um aumento de 1% de AR na amostra de início da recirculação para 12% de AR na amostra final. Além disso, *Pseudomonas* (*Pseudomonadales* ordem, *Pseudomonadaceae* família) e *Bosea* (*Rhizobiales* ordem, *Rhizobiaceae* família) mantiveram-se com abundância similar entre as duas amostras. *Paracoccus* (*Rodobacterales* ordem, *Rodobacteraceae* família) dobrou sua abundância, em relação ao início, ao final de operação (de 0,8% para 1,6% de AR). Portanto, com o passar do tempo, a estratégia de recirculação aumentou a abundância de populações desnitrificantes dentro do TS, corroborando com os resultados do monitoramento físico-químico quanto à ocorrência do processo de desnitrificação nessa unidade (Figuras 4 e 5).

3.3.3 Dinâmica bacteriana nitrificante e desnitrificante presente no WCFV

A estrutura da comunidade bacteriana variou ao longo do perfil vertical do WCFV (Figura 7; Apêndice C, Tabela C.2). Assim como já relatado por Tietz et al., (2007) e Pelissari et al., (2017b), em WCFV, maior diversidade bacteriana foi

identificada na camada da superfície em relação a camada do fundo (Tabela 3). A maior diversidade na camada superficial pode estar relacionada à presença de plantas (região de rizosfera) e também à maior disponibilidade de matéria orgânica nessa camada. Na camada da superfície (0-20 cm de profundidade), bactérias da ordem *Burkholderiales* (22% de AR), *Xanthomonadales* (16% de AR), *Sphingomonadales* (10% de AR), *Rhizobiales* (10% de AR) e *Pseudomonadales* (9% de AR) foram as mais abundantes (Figura 7). Já na camada do fundo (20 a 50 cm de profundidade), *Xanthomonadales* (17% de AR), *Burkholderiales* (15% de AR), *Sphingomonadales* (10% de AR), *Actinomyetales* (10% de AR), *Rhizobiales* (7,6% de AR) e *Campylobacteriales* (7,3% de AR) foram as dominantes (Figura 7). A maioria das populações pertencentes às ordens bacterianas mais abundantes em ambas as camadas do WCFV são heterotróficas, as quais podem estar diretamente associadas ao consumo de matéria orgânica carbonácea presente no meio (ZHONG et al., 2015).

Figura 7 - Abundância Relativa identificada nas amostras da camada da superfície (0-20 cm) e fundo (20-50 cm) coletadas no WCFV, em nível de ordem



Nota: A abundância relativa foi definida baseada no número de sequências lidas de cada táxon, dividido pelo número total de sequências lidas de cada amostra.

Tabela 3 - Análise da diversidade das amostras da camada de superfície (0-20 cm) e fundo (20-50 cm) do WCFV por meio de índices de diversidade α

Índices de diversidade	Superfície	Fundo
Número de Sequências lidas	3.937	1.865
Dominância (D)	0,02	0,06
Simpson	0,08	0,02
Shanon	4,56	2,34
Chao 1	254,6	132,4

Dominância: quanto mais próximo de 1, menor a diversidade da amostra

Simpson: quanto mais próximo de 1, maior a diversidade da amostra

Shannon: quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra

Chao 1: quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra

Em relação à oxidação da amônia, o gênero *Nitrosospira* (*Nitrosomodales* ordem, *Nitrosomanadaceae* família) foi a BOA identificada apenas na camada superfície, e com baixa abundância (0,18% de AR) (Apêndice C, Tabela C.3). Apesar da baixa abundância de BOA identificadas nessa pesquisa, estudos recentes mostraram que em WCFV operado sob uma carga orgânica variando entre 130 e 80 g DQO m⁻² d⁻¹, além do gênero *Nitrosospira* ser a BOA dominante, arqueas oxidantes da amônia (AOA) estavam mais ativas e abundantes que BOA, e desempenharam um importante papel no processo de nitrificação (PELLISSARI et al., 2017b). Portanto, a primeira etapa da nitrificação nesse estudo, pode ter ocorrido tanto por BOA quanto por AOA.

Apesar da nitrificação ter sido um processo evidente no WCFV (20 mg L⁻¹ de NO₃⁻ detectados no efluente), nas amostras coletadas não foram identificados OTUs relacionados a populações oxidantes de nitrito. Devido à presença de nitrificação efetiva nessa unidade, infere-se que as BON podem ter se desenvolvido nas camadas mais profundas do WCFV, ou seja, abaixo dos 50 cm de profundidade. A estratificação microbiana pode ser resultado de diferentes condições de oxigênio nos WCFV (TRUU, JUHANSON e TRUU, 2009). Esse comportamento pode estar associado principalmente à elevada carga orgânica aplicada nessa unidade, favorecendo o desenvolvimento de bactérias heterotróficas nas camadas superiores (0-50 cm) e de bactérias nitrificantes autotróficas no fundo do leito (50-75 cm), devido a menor competição por oxigênio. De maneira semelhante, em um estudo realizado em WCFV tratando esgoto doméstico na China, foi demonstrado que a degradação da matéria orgânica carbonácea ocorreu principalmente na camada superior (0-40 cm), enquanto que a nitrificação foi predominante na camada de

fundo (40-110 cm) (YE et al., 2012). Na presente pesquisa, uma hipótese levantada é que a primeira etapa da nitrificação (nitritação) pode ter ocorrido na camada de 0-50 cm, no intervalo entre os pulsos, devido às condições aeróbias. No pulso seguinte, o NO_2^- formado pelo processo de nitritação pode ter sido deslocado para a camada de fundo (50-75 cm), para a segunda etapa de nitrificação (nitratção). Além disso, devido à baixa abundância de BOA na camada de 0-50 cm, é provável que tanto a primeira quanto a segunda etapa da nitrificação possam ter ocorrido na camada mais ao fundo do WCFV.

Outra inferência que pode explicar a ocorrência de importante nitrificação no WCFV, apesar da baixa abundância de bactérias nitrificantes autotróficas é de que a nitrificação tenha ocorrido pelo processo heterotrófico (CYDZIK-KWIATHOWSKA e ZIELINSKA, 2016). A nitrificação heterotrófica já foi relatada em WCFV do tipo *tidal flow* (AUSTIN, WOLF e STROUS, 2006; PELISSARI et al., 2016). Alguns microorganismos capazes de realizar este processo são *Pseudomonas*, *Paracoccus*, *Comamonas*, *Thauera* e *Azoarcus*, conhecidos como desnitrificantes (WANG et al., 2014; MA et al., 2015; CYDZIK-KWIATKOWSKA, 2015). Nessa pesquisa, os gêneros *Pseudomonas* (AR de aproximadamente 4%), *Comamonas* (AR de 2%) e *Paracoccus* (AR de 1%) foram encontrados nas duas camadas de material filtrante analisadas, 0-20 cm e 20-50 cm.

Bactérias desnitrificantes estavam presentes ao longo de todo o perfil vertical do WCFV (Figura 7). *Acidovorax* (*Burkholderiales* ordem, *Comamonadaceae* família) foi o gênero desnitrificante dominante em ambas as camadas (11% e 8% de AR na superfície e no fundo, respectivamente), *Pseudomonas* gênero (*Pseudomonadales* ordem, *Pseudomonadaceae* família) estavam presentes em abundância de 4,7% e 3,5% na superfície e no fundo respectivamente, *Bradyrhizobium* gênero (*Rhizobiales* ordem, *Bradyrhizobium* família) e *Comamonas* gênero (*Burkholderiales* ordem, *Comamonadaceae* família) apresentaram abundância similar nas duas camadas (cerca de 2% de AR). *Rodhanobacter* gênero (*Xanthomonadales* ordem, *Xanthomonadaceae* família) estavam presentes em maior abundância no fundo (4% de AR) que na superfície (1,8% de AR). Outros gêneros conhecidos como desnitrificantes, como *Flavobacterium*, *Paracoccus* e *Novosphingobium* estiveram presentes abaixo de 2% de AR em ambas as camadas. Apesar da alta diversidade de populações desnitrificantes, bem como alta abundância de alguns gêneros desnitrificantes, sobretudo, na camada da superfície da unidade, o WCFV

apresentou uma remoção média de apenas 11% de NT. Provavelmente, o baixo desempenho de remoção de NT esteja associado com a baixa atividade das populações desnitrificantes, sendo associado a presença das mesmas com a disponibilidade de carbono ao longo do perfil vertical.

3.4 CONCLUSÃO

Neste estudo, durante a estratégia de recirculação de efluente em sistema de TS/WCFV, as comunidades bacterianas envolvidas nos processos de transformação e remoção de nitrogênio, presentes no lodo do TS e ao longo do perfil vertical do WCFV, foram caracterizadas. A recirculação de efluente nitrificado para o tanque séptico causou um aumento na abundância de bactérias desnitrificantes nesta unidade, evidenciando a ocorrência do processo de desnitrificação.

Foi verificada expressiva nitrificação no WCFV. Contudo, baixa abundância de BOA foi encontrada ao longo do perfil vertical desta unidade (0-50 cm) e não foram identificadas BON nas camadas amostradas. Esses resultados sugerem que a nitrificação pode ter ocorrido na camada de fundo do WCFV (50-75 cm) ou ainda, a participação de outros grupos de micro-organismos no processo de nitrificação, além de bactérias nitrificantes autotróficas, como arqueas oxidantes de amônia (AOA) e bactérias nitrificantes heterotróficas. Neste sentido, novas pesquisas devem ser direcionadas para identificar não apenas as bactérias, mas também as arqueas, presentes e ativas nas transformações e remoção de N em sistemas de TS/WCFV com recirculação, e sua relação com as condições ambientais impostas por esta estratégia operacional.

3.5 REFERÊNCIAS

ADRADOS, B., et al. 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., BRIX, H., MARTI, E. Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 1431–1443, 2005.

AUSTIN, D.; WOLF, L.; STROUS, M. Mass transport and microbiological mechanisms of nitrification and denitrification in tidal flow constructed wetland systems. In: **10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Lisbon, Portugal, p.209-216, 2006.

BOHÓRQUEZ, E.; PAREDES, D.; ARIAS, C. A. Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. **Environmental Technology**, 2016.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; JOHANSEN, N. H. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental twostage vertical flowconstructed wetland system with recycling. In: Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania, 16–19, September, p. 400-410, 2002.

BRIX, H.; ARIAS, C.A.; JOHANSEN, N.H. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands - Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 237-258, 2003.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, p.491-500, 2005.

CAPORASO, J. G. et al. PyNAST: A flexible tool for aligning sequences to a template alignment. **Bioinformatics**, v. 26, n. 2, p. 266-267, 2010b.

CAPORASO, J. G. et al. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, v. 7, p. 335, 2010a.

CYDZIK-KWIATKOWSKA, A. Bacterial structure of aerobic granules is determined by aeration mode and nitrogen load in the reactor cycle. **Bioresource technology**, v. 181, p. 312-320, 2015.

CYDZIK-KWIATKOWSKA, A.; ZIELIŃSKA, M. Bacterial communities in full-scale wastewater treatment systems. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 32, n. 4, p. 66, 2016.

DECEZARO, S. T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

DESANTIS, T. Z. et al. Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene database and workbench compatible with ARB. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 72, n. 7, p. 5069-5072, 2006.

EDGAR, R. C. Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. **Bioinformatics**, v. 26, n. 19, p. 2460-2461, 2010.

- GARCÍA, J. A. et al. Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. **Critical Reviews in Environmental**, 2010.
- GIKAS, G. D.; TSIHRINTZIS, V. A. A small-size vertical flow constructed wetland for on-site treatment of household wastewater. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 337-343, 2012.
- GUAN, W. et al. Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water. **Environ Sci Pollut Res.**, 2015.
- HAAS, B. J. et al. Chimeric 16 S rRNA sequence formation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. **Genome Research**, v. 21, p. 494-504, 2011.
- HAMMER, O. et al. Past: Paleontological Statistics software package for education and data analysis. *Paleontologia Electronica*, v. 4 (art. 4): 9, 2012.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Boca Raton, Florida, EUA, 1016 p., 2009.
- LI, Q. et al. Strategies for the stable performance and rapid inhibition recovery of a thermophilic digester treating coffee wastes and the synergistic effects of microbes. **International Biodeterioration & Biodegradation**, 2018.
- MA, Q. et al. Bacterial community compositions of coking wastewater treatment plants in steel industry revealed by Illumina high-throughput sequencing. **Bioresource Technology**, v. 179, p. 436-443, 2015.
- MADIGAN, M. T. et al. *Microbiologia de Brock*. 12^a. ed. Editora Artmed, Porto Alegre, RS, v. 1160, 2010.
- MARTI, E. et al. Recycling of treated effluents enhances reduction of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. **Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis**, v. 94, p. 150-155, 2003.
- MENG, P. et al. How to increase microbial degradation in constructed wetlands: Influencing factors and improvement measures. **Bioresource Technology**, v. 157, p. 316-326, 2014.
- NALCACI, O. O; BOKE, N.; OVEZ, B. Potential of the bacterial strain *Acidovorax avenae* subsp. *avenae* LMG 17238 and macro algae *Gracilaria verrucosa* for denitrification. **Desalination**, v. 274, p. 44-53, 2011.
- PELLISSARI, C. et al. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390-399, 2017a.

- PELISSARI, C. et al. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 180-188, 2016.
- PELISSARI, C. et al. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, 584-585, p. 642-650, 2017b.
- PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Sci. Tech**, v. 40, n.3, p. 257-263, 1999.
- 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.
- SEZERINO, P. H. et al. Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice and Technology**, v. 7, p. 1-9, 2012.
- STEFANAKIS, A. I; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Newnes, 2014.
- TIETZ, A., et al. Characterisation of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 163-172, 2007.
- TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the total environment**. v.407, p.3958 – 3971, 2009.
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Decentralized Systems Technology Fact Sheet, Septic System Tank. EPA 832-F-00-040, Office of Water, 2000.
- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 48-65, 2007.
- VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: a review of a recent development. **Water Research**, v. 47, p. 4795-4811, 2013b.
- WANG, J. et al. High efficiency of inorganic nitrogen removal by integrating biofilm-electrode with constructed wetland: Autotrophic denitrifying bacteria analysis. **Bioresource Technology**, v. 227, p. 7-14, 2017.
- WANG, J.; CHU, L. Biological nitrate removal from water and wastewater by solid-phase denitrification process. **Biotechnology Advances**, v. 34, p. 1103-1112, 2016.
- WANG, M. et al. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate - A review. **Journal of Environmental Sciences**, 2017.

WANG, Z. et al. Abundance and diversity of bacterial nitrifiers and denitrifiers and their functional genes in tannery wastewater treatment plants revealed by high-throughput sequencing. **PLoS One**, v. 9, n. 11, p. e113603, 2014.

WU, H. et al. Intensified organics and nitrogen removal in the intermittent-aerated constructed wetland using a novel sludge-ceramsite as substrate. **Bioresource Technology**, v. 210, p. 101-107, 2016.

YE, J. et al. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 4, p. 8-12, 2012.

ZHI, W., JI, G. Quantitative response relationships between nitrogen transformation rates and nitrogen functional genes in a tidal flow constructed wetland under C/N ratio constraints. **Water Research**, v. 64, p. 32-41, 2014.

ZHONG, F. et al. Bacterial community analysis by PCR-DGGE and 454-pyrosequencing of horizontal subsurface flow constructed wetlands with front aeration. **Applied microbiology and biotechnology**, v. 99, n. 3, p. 1499-1512, 2015.

4 ARTIGO 3 – EFEITO DAS TAXAS DE APLICAÇÃO HIDRÁULICA NA TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO EM *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL

No artigo 1 foi demonstrado que a estratégia com 50% de recirculação (fase IV) possibilitou o melhor desempenho na remoção conjunta de matéria orgânica, sólidos suspensos e nitrogênio. Entretanto, a nitrificação não foi completa em nenhuma das condições operacionais avaliadas. Além disso, no artigo 2 foi reportada a estratificação da comunidade bacteriana nitrificante ao longo do perfil vertical do WCFV. Apesar desses avanços obtidos, a capacidade de transferência de oxigênio, a qual está diretamente associada à TAH, e subsidia as principais vias de transformação e remoção de poluentes nessa modalidade de WC, ainda não foi compreendida.

Os WCFV como sistemas aeróbios dependem da disponibilidade de oxigênio para nitrificação, bem como, para remoção de matéria orgânica carbonácea. Geralmente, a demanda de oxigênio exercida pela água residuária é superior à quantidade de oxigênio disponível no sistema, fazendo com que a disponibilidade de oxigênio seja um fator limitante no tratamento (NIVALA et al., 2013).

Foi reportado que a recirculação aumenta as eficiências de remoção de matéria orgânica e NTK (PRIGENT et al., 2013). Segundo Platzer (1999), a recirculação, devido ao aumento das TAH, possibilita entrada adicional de oxigênio no sistema, por convecção. No entanto, foi relatado que um aumento muito grande nas cargas hidráulicas pode chegar a ponto de afetar negativamente a transferência de oxigênio (MILLOT et al., 2016). Diante disso, se torna necessário o estudo da capacidade de transferência de oxigênio no WCFV, para elucidar se a disponibilidade de oxigênio é suficiente para atender a demanda nas diferentes condições operacionais avaliadas.

4.1 RELEVÂNCIA E OBJETIVOS

A disponibilidade de oxigênio é um dos fatores limitantes para a remoção de matéria orgânica carbonácea e transformações do nitrogênio em reatores aeróbios aplicados ao tratamento de efluentes. O mesmo aplica-se aos sistemas de *wetlands* construídos (WC). Dentre as várias configurações existentes, os WC de fluxo vertical

(WCFV) são sistemas nos quais é possível obter significativa nitrificação e elevada remoção de matéria orgânica carbonácea dos efluentes (SAEED e SUN, 2012). Isto ocorre porque esses sistemas são projetados para promover a oxigenação do material filtrante por meio de alimentação intermitente, juntamente com controle das taxas de aplicação hidráulica (TAH).

A principal vantagem dos WCFV em relação aos reatores convencionais de tratamento de efluentes (lodos ativados, por exemplo) é que a transferência de oxigênio para o sistema ocorre de forma natural, passiva, sem fonte externa de energia. A transferência de oxigênio nos WCFV pode ocorrer de diferentes maneiras: por difusão atmosférica; por convecção devido à alimentação intermitente; e através das plantas (PLATZER, 1999; TANNER e KADLEC, 2003; KADLEC e WALLACE, 2009). Além dessas formas, também pode ocorrer entrada de oxigênio nos WCFV quando este apresentar-se dissolvido na água residuária a ser tratada (TORRENS et al., 2009). Outra forma de entrada de oxigênio no sistema é por meio de tubos de ventilação, que conectam a rede de tubos de drenagem de efluente à atmosfera, fornecendo um caminho para o ar ser arrastado para o substrato a partir do fundo do leito (NIVALA et al., 2013).

Apesar da grande importância da disponibilidade de oxigênio no interior do maciço filtrante dos WCFV, as informações disponíveis até o momento em relação à capacidade de transferência de oxigênio em WCFV são escassas e, ainda assim, apresentam grande variação. Essa variação ocorre porque, na maioria dos trabalhos, as taxas de transferência de oxigênio são deduzidas (por balanço de massa - estequiometria) a partir de dados de qualidade da água (BRIX et al., 2002; COOPER, 2005; PLATZER, 1999). Assim, estima-se a quantidade de oxigênio consumida no sistema e não a real transferência de oxigênio. Assim, foi proposto que o termo “transferência de oxigênio” seja utilizado somente quando estiver relacionado à quantificação do valor total de oxigênio que fisicamente é transferido da atmosfera para a subsuperfície de um WC (NIVALA et al., 2013). Isso é possível com a utilização de traçadores gasosos.

Um traçador gasoso é, idealmente, um gás quimicamente e biologicamente inerte, e cuja taxa de transferência de massa é proporcional à taxa de transferência de oxigênio (TYROLLER et al., 2010). O método do traçador gasoso já foi utilizado para determinação das taxas de transferência de oxigênio em filtros biológicos percoladores (VASEL e SCHROBILTGEN, 1991; VIEIRA, 2013) e biodiscos

(BOUMANSOUR e VASEL, 1998). Contudo, no que diz respeito aos sistemas de WC, somente há relatos de sua utilização para quantificar a transferência de oxigênio em *wetlands* construídos de fluxo horizontal (WCFH) (TYROLLER et al., 2010). Diante disso, a aplicação do referido método em WCFV pode desencadear relevantes informações vinculadas à capacidade de aeração desses sistemas e para melhoria do projeto e desempenho do tratamento, já que sua eficiência está condicionada à manutenção de condições aeróbias. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar a capacidade de transferência de oxigênio de um WCFV em diferentes condições operacionais.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi conduzido num WCFV em escala real localizado na Universidade Federal de Santa Maria, na cidade de Santa Maria - RS, empregado no tratamento de efluente doméstico proveniente de tanque séptico. O WCFV apresentava 24,5 m² de área superficial (7 m de comprimento x 3,5 m de largura) e 0,75 m de preenchimento com brita de duas granulometrias (19 mm e 25 mm). A tubulação de distribuição de afluente perfurada estava posicionada 50 cm acima da superfície da brita, disposta em três linhas. Já a tubulação de drenagem, também perfurada e disposta em três linhas, estava localizada a 5 cm do fundo do WCFV. Na tubulação de drenagem foram conectados tubos de ventilação, abertos para a atmosfera em uma extremidade. Para uma descrição detalhada da estação de tratamento estudada, a leitura deve ser direcionada ao artigo 1.

Durante dois anos (de janeiro/2016 a dezembro/2017) o WCFV foi submetido a três diferentes condições operacionais, com TAH variando de aproximadamente 60, 90 e 120 mm d⁻¹. Neste período, foi feito o monitoramento das vazões e das concentrações de matéria orgânica e de nitrogênio afluentes e efluentes do WCFV, de acordo com o *Standard Methods* (APHA, 2012). A partir deste monitoramento foi possível o cálculo do consumo de oxigênio do sistema para degradação da matéria orgânica carbonácea e nitrificação nas diferentes condições operacionais. Além disso, foram feitos ensaios com traçador gasoso para verificar a influência das TAH na transferência de oxigênio para o interior do WCFV.

4.2.1 Consumo de oxigênio

O consumo de oxigênio foi calculado pela equação 1, descrita por Platzer (1999). Por estequiometria, 4,3 kg de oxigênio são suficientes para nitrificação completa de 1 kg de NTK e um fator de 0,7 é aplicado aos valores de DQO para estimar a componente biodegradável da DQO, sugerindo que 0,7 kg de oxigênio são consumidos a cada kg de DQO removida. A liberação de oxigênio devido à desnitrificação não foi considerada no cálculo. A demanda de oxigênio para oxidação de sulfeto (H_2S) em sulfato (SO_4^{2-}) também não foi considerada nesta equação.

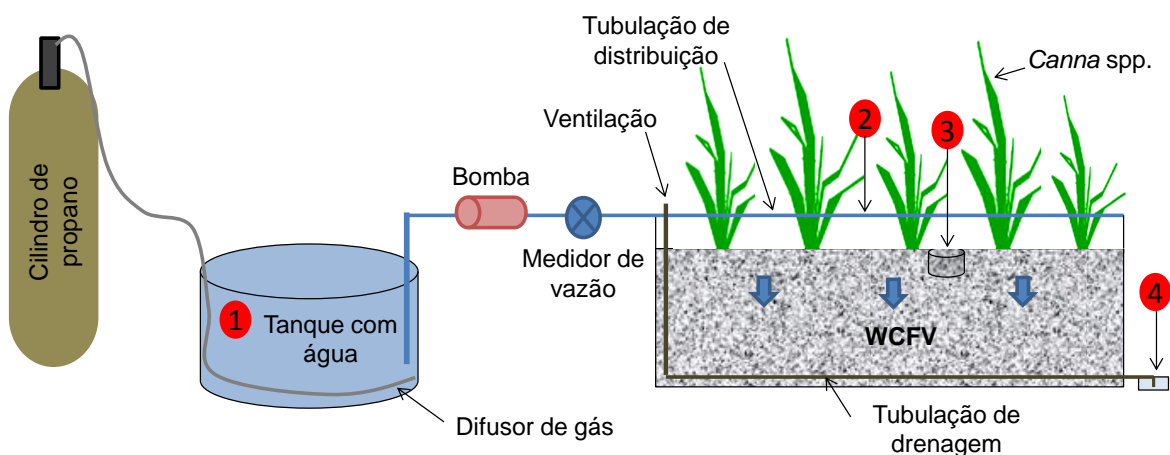
$$TCO = \frac{[0,7(\Delta M_{DQO}) + 4,3(\Delta M_{NTK})]}{A} \quad (1)$$

em que: TCO é a taxa de consumo de oxigênio, $g\ m^{-2}\ d^{-1}$; ΔM é a carga removida de um parâmetro específico ($= (Q_{afli} \times C_{afli}) - (Q_{efl} \times C_{efl})$), $g\ d^{-1}$; Q_{afli} é a vazão afluyente, $m^3\ d^{-1}$; Q_{efl} é a vazão efluente, $m^3\ d^{-1}$; C_{afli} é a concentração afluyente, $mg\ L^{-1} = g\ m^{-3}$; C_{efl} é a concentração efluente, $mg\ L^{-1} = g\ m^{-3}$; e; A é a área superficial do WCFV, m^2 .

4.2.2 Ensaios com o gás traçador

Os experimentos para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio no WCFV foram conduzidos após dois anos de operação, quando o WCFV apresentava uma porosidade de 49% e as plantas (*Canna* spp.) estavam bem desenvolvidas com as raízes estendidas através da brita. Os ensaios foram realizados com a biomassa em condições endógenas, a partir da alimentação do WCFV com água limpa 24 h antes dos ensaios. O gás utilizado como traçador foi o propano (pureza mínima de 99,5%), em cilindro de 45 kg. Este cilindro foi acoplado com válvula reguladora de pressão, fluxômetro e mangueira perfurada na extremidade para difusão do gás na água (Figura 1). O propano foi primeiramente injetado num tanque de 500 L, que continha água limpa, até que a concentração de oxigênio dissolvido neste tanque fosse próxima de zero. Esta água contendo propano foi então bombeada para o WCFV, simulando um pulso de esgoto.

Figura 1 - Aparato experimental montado para avaliação da transferência de oxigênio no WCFV. 1- Local de determinação de OD e temperatura; 2- Ponto de coleta de amostras do afluente (propano e OD); 3- Ponto de coleta de amostras na camada superficial do WCFV (propano e OD); 4- Ponto de coleta no efluente do WCFV (propano e OD) e determinação da temperatura



Fonte: A autora

As amostragens para determinação de propano foram feitas utilizando seringas de 10 mL, agulhas e torneiras de três vias, para evitar a perda de gás. Foram coletadas amostras da mistura afluente (água contendo propano), diretamente na tubulação de alimentação do WCFV (nos orifícios) e, além disso, para verificar a quantidade de propano que chegou até a superfície do WCFV, foram coletadas amostras de água na camada superficial de brita (Figura 1). No efluente do WCFV, foram coletadas amostras na tubulação de saída em quatro diferentes tempos de percolação (na vazão máxima e após um, três e seis tempos médios de percolação). As amostragens foram feitas em triplicata. O volume coletado foi transferido para *vials* de vidro âmbar de 20 mL, com tampa rosqueável. Os *vials* contendo as amostras foram imediatamente refrigerados a 4°C e encaminhados para determinação do propano.

Durante os experimentos, periodicamente foram registradas as concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura do líquido afluente e efluente da unidade experimental, assim como a temperatura do ar. As medições de oxigênio dissolvido foram feitas utilizando o Método de Winkler. Além disso, também foram feitas medições de vazão periódicas na entrada e na saída do WCFV. Cada ensaio teve duração de 120 min, período de drenagem de um pulso de esgoto no WCFV.

Três experimentos (denominados de 1, 2 e 3) foram realizados para avaliar as TTO. As condições operacionais testadas nestes experimentos 1, 2 e 3 (Tabela 1) foram referentes à aplicação de TAH de 60, 90 e 120 mm d¹, respectivamente, sendo a TAH diária dividida em 8 pulsos d¹.

Tabela 1 - Condições operacionais nas quais os experimentos foram realizados, referentes à aplicação de um pulso no WCFV em diferentes TAH

Experimento	Volume aplicado no pulso (mm)	Tempo de aplicação (min)	TAH (mm min ⁻¹)
1	7,6	1	7,6
2	11,5	2	5,8
3	15,3	3	5,1

4.2.2.1 Análises de propano

A determinação de propano foi feita pela técnica de *headspace*, conforme metodologia descrita por Rodrigues et al. (2014). As descrições do equipamento e das condições de operação estão listadas na tabela 2.

Tabela 2 - Descrição do equipamento e descrição dos parâmetros de análise

Parâmetros	Descrição
Equipamento	Cromatógrafo gasoso-2014 - Shimadzu
Coluna	Carboxen 1006 Plot (30m x 0.53mm)
Detector	Flame ionization detector (FID)
Temperatura do Detector	250°C
Injetor	Split (Split Ratio)
Razão Split	1/1
Volume de Injeção	Loop 100 µL
Temperatura do Injetor	140°C
Fluxo de Gás	8.6 mL.min ⁻¹
Velocidade linear do gás	70 cm.s ⁻¹
*Padrões de propano	10,56 ppm, 50,84 ppm, 99,80 ppm e 258,80 ppm

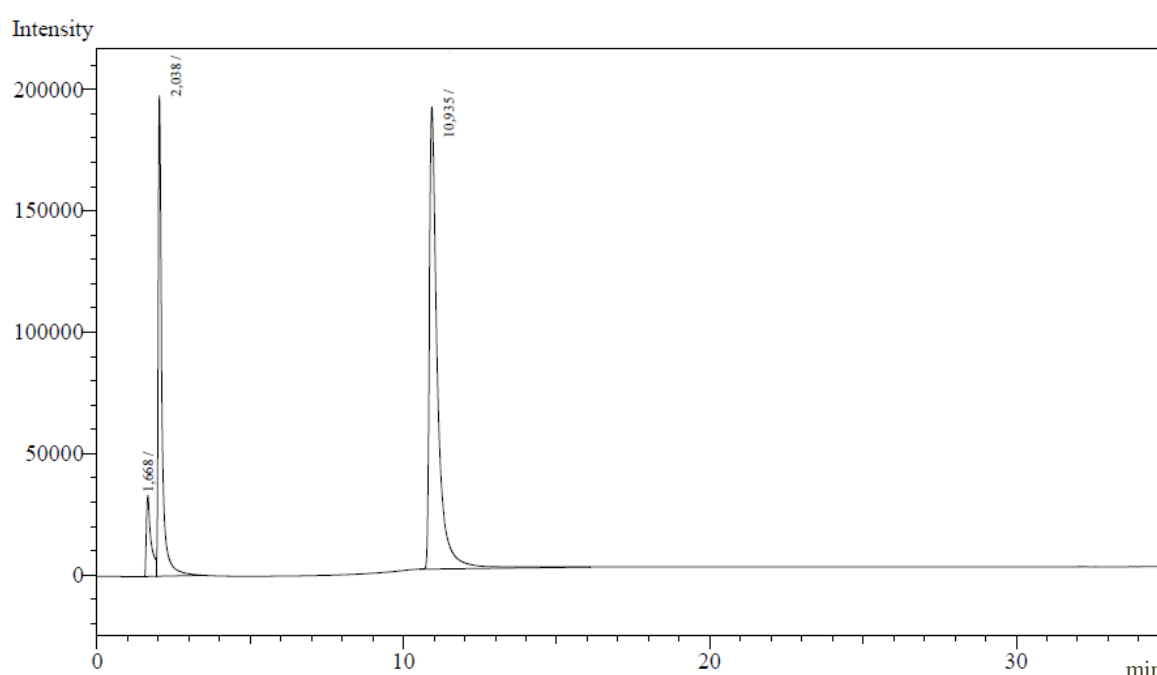
*Padrões White Martins

Para a análise de propano, as amostras foram agitadas vigorosamente, para liberação do gás dissolvido e homogeneização do *headspace*, e deixados em repouso até atingir a temperatura ambiente. Uma alíquota de 3mL-5mL foi tomada

do frasco por meio de seringa de polipropileno e injetados no equipamento para o preenchimento do loop de 100 μL .

O programa de temperatura inicia a coluna a 150°C, mantida por 3 min, seguido de um aquecimento (10°C min^{-1}) até 220°C, mantida por 25 minutos, totalizando 35 min de análise. O tempo de retenção do propano é de 10.9 minutos, conforme mostrado na figura 2.

Figura 2 – Exemplo de cromatograma obtido para o propano (tempo de retenção em minutos versus intensidade)



Com esta técnica, e utilizando padrões de propano com elevada pureza, foram obtidas as concentrações de propano (ppm) no *headspace* das amostras. Essas concentrações foram posteriormente convertidas em percentuais de propano no *headspace*, para cálculo das concentrações de propano dissolvido no líquido, por meio da equação 2 (VIEIRA, 2013).

$$C_3H_8_{\text{dissolvido}} = \frac{\%C_3H_8_{\text{gás}} \times [d \times V_{\text{gás}} + (P_T - P_V) \times K_H \times V_L]}{V_L} \quad (2)$$

Em que: $C_3H_8_{\text{dissolvido}}$ é a concentração de propano dissolvido (mg L^{-1}); $C_3H_8_{\text{gás}}$ é a concentração percentual de propano na fase gasosa do frasco (%); d é a densidade

do propano (1816 mg L^{-1} a 23°C e 1 atm); $V_{gás}$ é o volume da fase gasosa (mL); P_T é a pressão atmosférica (adotado 1 atm); P_V é a pressão de vapor de água ($0,028 \text{ atm}$ a 23°C); K_H é a constante da Lei de Henry para o propano ($12,36 \text{ mg L}^{-1} \cdot \text{atm}^{-1}$) e; V_L é o volume da fase líquida (mL).

4.2.2.2 Cálculo das taxas de transferência de oxigênio

Para obtenção das taxas de transferência de oxigênio nas diferentes condições operacionais, primeiramente foi calculado, para cada experimento, o coeficiente de transferência de massa do propano, $K_{L,a,P}$, por meio da equação de cinética de primeira ordem para fluxo em pistão (equação 3).

$$K_{L,a,P} = -\ln\left(\frac{P_{efl}}{P_{afl}}\right) \times \frac{1}{t} \quad (3)$$

em que: P_{efl} é a carga de propano dissolvido efluente, g pulso^{-1} ; P_{afl} é a carga de propano dissolvido afluente, g pulso^{-1} e; t é o tempo de percolação de um pulso de água aplicado, em horas.

Para determinação das cargas de propano efluentes, foi necessário calcular as concentrações efluentes a cada minuto com base nas concentrações obtidas nos quatro tempos de percolação analisados. Isso foi feito utilizando a equação de cinética de primeira ordem [$C=C_0 \cdot \exp(-K \cdot t)$], com auxílio do Solver (Excel) para estimativa simultânea de K e C_0 por regressão não linear.

Após a obtenção do $K_{L,a,P}$, o coeficiente de transferência de massa do oxigênio, K_{L,a,O_2} , foi calculado pela equação 4, considerando que existe uma razão constante (R) entre o coeficiente de transferência de massa do oxigênio e do propano puro. O valor adotado para R foi $1,39$, obtido por Rathbun et al. (1978).

$$R = K_{L,a,O_2} / K_{L,a,P} \quad (4)$$

na qual: R é a razão entre os coeficientes de transferência de massa dos dois gases (adimensional); $K_{L,a,P}$ é o coeficiente de transferência de massa do propano, h^{-1} .

A padronização do coeficiente de transferência de oxigênio para a temperatura de 20°C foi feita utilizando a equação 5 (METCALF e EDDY, 2016):

$$K_L a (T), O_2 = K_L a (20^\circ C), O_2 \times (1,024)^{(T-20)} \quad (5)$$

Esse coeficiente padronizado, $K_{L,A} (20^\circ C), O_2$, foi utilizado para cálculo das taxas de transferência de oxigênio em condições padrão ($TTO_{padr\tilde{a}o}$). As $TTO_{padr\tilde{a}o}$ foram calculadas pela equação 6, assumindo concentração de saturação a $20^\circ C$ e a nível do mar ($C_{sat} = 9,1 \text{ mg L}^{-1}$) (METCALF e EDDY, 2016), condição de maior déficit de oxigênio ($C_t = 0 \text{ mg L}^{-1}$) e relacionando $K_{L,A}, O_2$ com as dimensões do sistema. As $TTO_{padr\tilde{a}o}$ foram obtidas em $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ e posteriormente transformadas em $\text{g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

$$TTO_{padr\tilde{a}o} = [K_L a(20^\circ C), O_2 \cdot (C_{sat} - C_t) \cdot V] / A \quad (6)$$

onde: V é o volume real do *wetland* (considerando a porosidade no material filtrante), m^3 ; A é a área superficial do *wetland*, m^2 .

As TTO para as condições reais do estudo (TTO_{campo}) foram calculadas por meio da equação 7, utilizando $k_{L,A}, O_2$ obtido pela equação 4, C_{sat} na altitude real da estação, na temperatura média do líquido registrada nos ensaios e corrigida para esgoto. Foi adotado que a C_{sat} no esgoto é cerca de 95% da C_{sat} na água limpa ($\beta = 0,95$; VON SPERLING e CHERNICHARO, 2005). Já o valor de C_t adotado em cada experimento, para as condições de campo, foi a média entre a concentração de OD na entrada (camada superficial de brita) e na saída do WCFV.

$$TTO_{campo} = [K_L a, O_2 \cdot (C_{sat} - C_t) \cdot V] / A \quad (7)$$

4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.3.1 Consumo de oxigênio no WCFV

As taxas de consumo de oxigênio no WCFV nas três condições operacionais avaliadas são apresentadas na tabela 3. As taxas variaram de $20,6$ a $27,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, dentro da faixa relatada para WCFV preenchidos com brita na Alemanha, as quais foram de $7,9$ a $49,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com um valor intermediário de $26,8 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (NIVALA et al. , 2013). Não foi identificada relação direta entre o aumento das TAH e as taxas

de consumo de oxigênio. Um maior consumo de oxigênio foi verificado quando foi aplicada uma TAH de aproximadamente 90 mm d⁻¹, a qual coincidiu com a maior carga orgânica aplicada (47 g m⁻² d⁻¹) na unidade de tratamento. Com o aumento da TAH de 90 para 120 mm d⁻¹, a remoção da matéria orgânica carbonácea foi prejudicada. Maiores TAH podem afetar negativamente a remoção de matéria orgânica, pois proporcionam menor tempo de contato do esgoto com os microorganismos (TORRENS et al., 2009). Além disso, já foi relatado que a aplicação de TAH excessivamente elevadas pode prejudicar a transferência de oxigênio (MILLOT et al., 2016).

Tabela 3 - Taxas de consumo de oxigênio médias obtidas em diferentes condições operacionais do sistema ao longo de dois anos de monitoramento

TAH (mm d ⁻¹)	Cargas aplicadas (g m ⁻² d ⁻¹)		Cargas removidas (g m ⁻² d ⁻¹)		Taxas de consumo de oxigênio – TCO (g m ⁻² d ⁻¹)		
	DQO	NTK	DQO	NTK	Degradação de DQO	Nitrificação	Total
60	19,1	4,3	12,5	2,8	8,8	12,1	20,9
90	47,0	7,0	22,8	2,7	16,0	11,8	27,8
120	40,0	8,4	12,2	2,8	8,5	12,1	20,6

Cargas orgânicas elevadas também podem ser prejudiciais à nitrificação em WCFV (WU et al., 2011), devido à competição por oxigênio das bactérias autotróficas (nitrificantes) com as heterotróficas, responsáveis pela degradação da matéria orgânica carbonácea (SAEED e SUN, 2012; LI et al., 2014). Neste estudo, o consumo de O₂ para nitrificação foi praticamente o mesmo (em torno de 12 g m⁻² d⁻¹) nas três condições operacionais, mostrando que a velocidade de nitrificação não foi afetada pela variação das cargas orgânicas e taxas de aplicação hidráulica. Além disso, sugere que a nitrificação foi limitada pela capacidade de adsorção de nitrogênio no WCFV. Durante os períodos de alimentação do WCFV (pulsos), os íons NH₄⁺ são adsorvidos na superfície do material filtrante de carga negativa. Durante a drenagem, o ar entra nos poros do material e com isso ocorre a nitrificação do NH₄⁺ adsorvido. No próximo pulso, NO₃⁻ e NO₂⁻ são desorvidos no fluxo de água. Já foi demonstrado que 1/3 do NTK afluente foi adsorvido num WCFV

de sistema francês durante o período de alimentação e nitrificado posteriormente nos períodos de descanso (MORVANNOU et al., 2014). Além disso, em sistemas tipo *tidal flow*, foi demonstrada a ocorrência da nitrificação durante os períodos de drenagem, o que teoricamente reduz a competição pelo oxigênio dentro dos biofilmes, não prejudicando a nitrificação (AUSTIN e NIVALA, 2009).

Na tabela 4 é apresentada uma comparação com as taxas de consumo de oxigênio apresentadas na literatura, com base em balanços de massa. Nota-se que o consumo de oxigênio em WC depende de vários fatores. Entre os principais, se destaca a capacidade de transferência de oxigênio desses sistemas, as cargas orgânicas e de nitrogênio aplicadas, o tempo de contato do esgoto com os micro-organismos e as características do material filtrante. Os WCFV têm maior capacidade de transferência de oxigênio quando comparados com WCFH e WCFS. Por essa razão, são os que detêm as maiores taxas de consumo de oxigênio. Se houver disponibilidade de oxigênio suficiente, quanto maiores as cargas de carbono e nitrogênio aplicadas, maior será o consumo de oxigênio no sistema. Porém, esse consumo está limitado ao tempo de contato do efluente com os micro-organismos do tratamento, que por sua vez depende da taxa de aplicação hidráulica, bem como da porosidade e permeabilidade do material filtrante.

Tabela 4 - Comparação de valores de taxas de consumo de oxigênio (TCO) em *wetlands* construídos reportadas na literatura, com base em balanços de massa

Tipo de WC ^a	TCO (g m ⁻² d ⁻¹)	Referências
FH	5,86	Brix (1990)
FH	3,87-11,66	Gasiunas (2011)
FS	1,66-5,27	Gasiunas (2011)
FV	23-64	Platzer (1998) apud Cooper (1999)
FV	28-35	Weedon (2003)
FV	55	Kayser e Kunst (2005)
FV	80	Kantawanichkul, Kladprasert e Brix (2009)
FV	5,77-18,45	Gasiunas (2011)
FV	24-213	Saeed et al. (2012)
FV	7,90-49,80	Nivala et al. (2013)
FV	20,6-27,80	Este estudo
FV ^b	450	Wu et al. (2011)

^a Tipo de wetland construído (WC): fluxo superficial (FS), fluxo subsuperficial horizontal (FH) e fluxo subsuperficial vertical (FV);

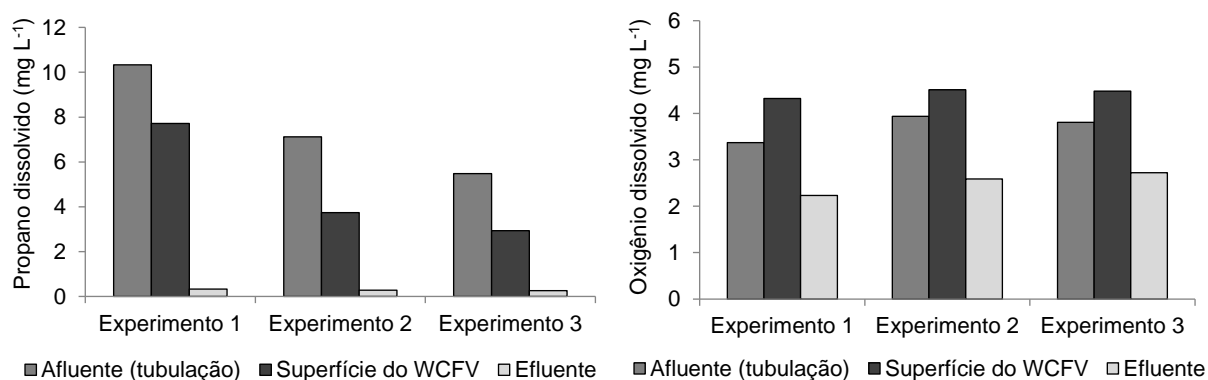
^b *Tidal flow*.

Para exemplificar, uma elevada taxa de consumo de oxigênio ($213 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foi relatada em um WCFV preenchido com turfa de coco e empregado no tratamento de águas residuárias de curtume (SAEED et al., 2012). Esta taxa de consumo foi relacionada à elevada porosidade do material filtrante, de 50%, que pode ter possibilitado maior transferência de oxigênio. De acordo com Platzer (1999), a taxa de difusão varia conforme o tipo de solo/material filtrante utilizado, pois está relacionada a parâmetros físicos, tais como diâmetro efetivo (d_{10}) e porosidade. Além disso, uma elevada taxa de consumo de oxigênio ($450 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) foi reportada num estudo realizado por Wu et al. (2011) em WCFV do tipo *tidal flow* (conhecidos como WC intensificados), cujo modo de operação teoricamente proporciona elevadas taxas de transferência de oxigênio.

4.3.2 Transferência de oxigênio no WCFV - Método do traçador gasoso

As concentrações de propano no afluente do WCFV, obtidas a partir de amostras coletadas na tubulação de distribuição, variaram de 5 a 10 mg L^{-1} (Figura 3). Esses valores foram semelhantes aos obtidos por Vieira (2013) e Tyroller (2008), em ensaios utilizando propano como traçador, e abaixo da concentração de saturação, que é de aproximadamente 74 mg L^{-1} (TYROLLER et al., 2010). As concentrações de propano na camada de brita situada na superfície do WCFV foram menores em comparação com as concentrações registradas na tubulação de distribuição. O inverso foi observado para o oxigênio dissolvido (Figura 3, Apêndice D), pois as concentrações na superfície do WCFV foram maiores quando comparadas às concentrações na tubulação. Isso indica que ocorre uma efetiva oxigenação na trajetória do líquido da tubulação de distribuição até a superfície do WCFV, pois foi observada dessorção do propano e oxigenação da água. Assim, a tubulação de distribuição elevada mostra ser uma importante forma de transferência de oxigênio em WCFV. Por outro lado, as concentrações de propano bem como de oxigênio dissolvido no efluente do WCFV foram inferiores às concentrações no afluente, o que sugere transferência de massa desses gases do líquido para os poros do material filtrante e biofilme.

Figura 3 - Concentrações médias de propano e oxigênio dissolvido no afluente (tubulação de distribuição), na camada superficial (brita) e no efluente do WCFV



Os resultados dos parâmetros de transferência de oxigênio calculados para as condições de campo e padrão a 20°C, nas diferentes condições operacionais avaliadas, são apresentados na tabela 5. As razões $P_{\text{efl}}/P_{\text{afI}}$ fornecem uma ideia da capacidade de transferência de oxigênio no WCFV. Quanto menor esta razão, maiores são as TTO num reator, para um mesmo tempo de detenção hidráulica (ou tempo de percolação), conforme a equação 3. Neste estudo, a razão $P_{\text{efl}}/P_{\text{afI}}$ foi menor quanto menor a TAH. O mesmo foi encontrado por Vassel e Schrobiltgen (1991), Pinheiro, Faht e Silva (2012) e Vieira (2013). No entanto, este fato pode ser atribuído também à maior quantidade de propano afluente nas menores TAH, já que a dissolução do gás na água muitas vezes não é tão eficiente quando vazões maiores são aplicadas. Nesse estudo, a maior quantidade de propano dissolvido na água afluente ocorreu no experimento 1, quando o WCFV recebeu a menor TAH.

Os valores de coeficiente de transferência de massa do propano, K_{La} , P , tiveram pouca variação entre os experimentos, de 1,22 a 1,74 h⁻¹. A equação utilizada para cálculo do K_{La} , P foi a de cinética de primeira ordem para fluxo em pistão, semelhante à utilizada por Tyroller et al. (2010), para avaliação da TTO em WCFH. Esta equação resulta em valores de coeficientes inferiores aos calculados por equações de fluxo disperso (mais complexo) e mistura completa. No entanto, em um estudo realizado em filtros biológicos percoladores, Vassel e Schrobiltgen (1991) avaliaram diferentes equações para cálculo da transferência de oxigênio, e verificaram resultados semelhantes para os modelos de fluxo pistão e de dispersão axial.

Tabela 5 - Resultados calculados para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio do WCFV em três experimentos realizados, com variação da TAH

Parâmetros	Experimento		
	1 (pulso de 7,5 mm / TAH de 60 mm d ⁻¹)	2 (pulso de 11 mm / TAH de 90 mm d ⁻¹)	3 (pulso de 15 mm / TAH de 120 mm d ⁻¹)
Tempo de percolação (h ⁻¹)	2	2	2
P _{afil} (mg)*	1509	1100	1095
P _{efl} (mg)	46	68	95
P _{efl} /P _{afil}	0,030	0,062	0,087
K _{La} , P (h ⁻¹)	1,74	1,39	1,22
K _{La} , O ₂ (h ⁻¹)	2,42	1,93	1,70
K _{La} , O ₂ (20°C) (h ⁻¹)	2,19	1,71	1,50
TTO _{campo} (g m ⁻² d ⁻¹)	98	71	63
TTO _{padrão} (g m ⁻² d ⁻¹)	176	137	120

*As cargas de propano afluentes (P_{afil}) consideradas nos cálculos foram as encontradas na camada superficial do WCFV (brita).

Como o tempo de percolação assumido (2 horas de intervalo entre dois pulsos) foi o mesmo para as três TAH, os valores de K_{La} variaram conforme as razões P_{efl}/P_{afil}. Os valores de K_{La}, O₂ (20°C) determinados nos três experimentos foram de 1,50 a 2,19 h⁻¹. Esses valores ficaram dentro da faixa reportada em biodiscos (BOUMANSOUR e VASEL, 1998; CHAVAN e MUKHERJI, 2008), conforme tabela 6. O maior valor de K_{La}, O₂ e conseqüentemente maior TTO foi encontrado no experimento 1, quando o WCFV recebeu pulso de menor volume (7,5 mm), referente ao fracionamento da TAH diária (60 mm d⁻¹) em 8 pulsos. Esse comportamento foi o oposto do esperado. Já foi demonstrado experimentalmente que volumes maiores, rapidamente aplicados na superfície dos WCFV, forçam o oxigênio atmosférico a se mover para baixo, penetrando o material filtrante (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Segundo Platzer (1999), ao aplicar pulsos de curto período de duração, a taxa de transferência de oxigênio por convecção é proporcional à TAH. Neste estudo, a maior TTO obtida no experimento 1 pode ter ocorrido devido à maior vazão afluente instantânea (mm min⁻¹), já que o pulso foi aplicado em um menor tempo, que por sua vez, pode ter proporcionado maior velocidade de infiltração e turbulência.

Tabela 6 - Valores de K_{L,a, O_2} obtidos em diferentes estudos

Tipo de reator	K_{L,a, O_2} (h^{-1})	Método	Referência
Filtro biológico percolador	9 - 70	Traçador gasoso	Vasel e Schrobiltgen (1991)
Biodiscos	2 - 16	Traçador gasoso	Boumansour e Vasel (1998)
Biodiscos	1,68	Medição de OD	Kubsad, Chaudhari e Gupta (2004)
Biodiscos	0,66 – 4,0	Medição de OD	Chavan e Mukherji (2008)
WCFH	0,013 0,132	Traçador gasoso	Tyroller et al. (2010)
WCFV	1,50 - 2,19	Traçador gasoso	Este estudo

Neste estudo, as TTO em condições padrão foram de 176, 137 e 120 $g O_2 m^{-2} d^{-1}$ para as taxas de 60, 90 e 120 $mm d^{-1}$, respectivamente. Uma comparação das TTO obtidas em WC é demonstrada na tabela 7. Pode ser observado que o WCFV deste estudo demonstrou maiores TTO que WCFH e WCFS. Isso é explicado devido à forma de operação do WCFV, com fluxo intermitente, que teoricamente acarreta em maiores TTO. Nesse tipo de fluxo, a alternância de períodos molhados e secos proporciona maior difusão de oxigênio atmosférico para o interior do material filtrante (SAEED e SUN, 2012). Na literatura especializada, não foi encontrado nenhum estudo referente à utilização do método do traçador gasoso em WCFV. No entanto, Schwager e Boller (1997) utilizaram o método para avaliar a transferência de oxigênio em um filtro de areia, operado com fluxo intermitente. O filtro de areia avaliado mostrou capacidade de transferência de oxigênio de 56 $g O_2 m^{-2} d^{-1}$. Num WCFV de brita é esperada uma maior capacidade de transferência devido ao maior tamanho dos poros do material e a presença de plantas (Tabela 7).

No geral, as taxas de transferência de oxigênio calculadas para as três condições operacionais avaliadas são suficientes para atender a demanda de oxigênio do sistema, que foi em média 32 a 64 $g O_2 m^{-2} d^{-1}$, para degradação da matéria orgânica carbonácea mais a nitrificação. Dessa forma, este trabalho corrobora com outros estudos que relatam que os WCFV, devido à alimentação intermitente, são efetivos na transferência de oxigênio, por atuação principalmente dos processos de convecção e difusão (PLATZER, 1999; YE et al., 2012). Além disso, neste trabalho foi constatado que a forma de construção também teve papel importante na capacidade de transferência de oxigênio do sistema, pois a tubulação

de distribuição de esgoto elevada (50 cm acima da superfície do material filtrante) proporcionou entrada adicional de oxigênio para o interior do WCFV. Portanto, para TAH variando de 60 a 120 mm d⁻¹, o oxigênio não foi o elemento limitante para a degradação da matéria orgânica carbonácea e a nitrificação. Diante disso, é provável que a magnitude destes processos, tenha sido mais influenciada pelo tempo de contato entre esgoto e micro-organismos no WCFV do que pela disponibilidade de oxigênio.

Tabela 7 - Comparação de valores de taxas de transferência de oxigênio em diferentes tipos de *wetlands* construídos e em filtro de areia

Sistema ^a	Método ^b	TTO (g m ⁻² d ⁻¹)	Referências
WCFH	CF	6,47-7,92	Wu et al. (2001)
WCFH	TG	0,3-3,2	Tyroller et al. (2010)
WCFS	CF	1,36-1,76	Wu et al. (2001)
Filtro de areia	TG	56	Schwager e Boller (1997)
WCFV	TG	120-176	Este estudo

^a Tipo de sistema: WC de fluxo superficial (WCFS), WC de fluxo subsuperficial horizontal (WCFH) e WC de fluxo subsuperficial vertical (WCFV)

^b Método utilizado para medição das TTO: método da câmara fechada (CF), método do traçador gasoso (TG).

4.4 CONCLUSÃO

Para as condições operacionais avaliadas nesta pesquisa, com TAH de 60, 90 e 120 mm d⁻¹, fracionamento da TAH diária em 8 pulsos por dia e duas horas de intervalo entre as alimentações, o WCFV mostrou capacidade de transferência de oxigênio, em condições padrão, de 120 a 176 g O₂ m⁻² d⁻¹. As TTO obtidas foram superiores às taxas de consumo verificadas no WCFV (20,6 a 27,8 g O₂ m⁻² d⁻¹), além disso, suficientes para suprir a demanda de oxigênio para degradação de matéria orgânica carbonácea e para a nitrificação (32 a 64 g O₂ m⁻² d⁻¹).

Os resultados desta pesquisa sugerem que as TTO em WCFV podem ser superiores às taxas de consumo de oxigênio calculadas por balanços de massa. Isso indica que em muitos WCFV, o consumo de oxigênio pode ser limitado, não pela baixa disponibilidade deste elemento no meio, mas por aspectos construtivos e

operacionais, que determinam, por exemplo, o tempo de contato entre poluentes e micro-organismos. Por essa razão, o método do traçador gasoso se mostra uma ferramenta promissora para avaliação da capacidade de transferência de oxigênio de WCFV.

4.5 REFERÊNCIAS

AUSTIN, D.; NIVALA, J. Energy requirements for nitrification and biological nitrogen removal in engineered wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 184-192, 2009.

BOUMANSOUR, B.-E.; VASEL, J.-L. A new tracer gas method to measure oxygen transfer and enhancement factor on RBC. **Water Research**. v. 32, n. 4, p. 1049-1058, 1998.

BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Water Research**. v. 24, n. 2, p. 259-266, 1990.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; JOHANSEN, N. H. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental twostage vertical flowconstructed wetland system with recycling. In: Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania, 16–19, September, p. 400-410, 2002.

CHAVAN, A.; MUKHERJI, S. Dimensional analysis for modeling oxygen transfer in rotating biological contactor. **Bioresource Technology**, v. 99, p. 3721-3728, 2008.

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

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

GASIUNAS, V. Oxygen transfer rate and BOB removal efficiency of constructed wetlands with dependence on construction. In: 8th International Conference on Environmental Engineering (ICEE), Selected papers, 2011.

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

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 238-247, 2009.

- KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science and Technology**, v. 51, n.9, p. 177-184, 2005.
- KUBSAD, V; CHAUDHARI, S.; GUPTA, S. K. Model for oxygen transfer in rotating biological contactor. *Water Research*, v. 38, p. 4297-4304, 2004.
- LI, F. et al. Enhanced nitrogen removal in constructed wetlands: Effect of dissolved oxygen and step-feeding. **Bioresource Technology**, v. 169, p. 395-402, 2014.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Porto Alegre: AMGH, 1980p., 2016.
- MILLOT, Y. et al. Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 516–523, 2016.
- MORVANNOU, A. et al. Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 379–386, 2014.
- NIVALA, J. et al. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, 61P, p. 544-554, 2013.
- PINHEIRO, A.; FAHT, G.; SILVA, M. R. da. Determinação do coeficiente de reaeração em rios através do uso do traçador gasoso GLP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 107-116, 2012.
- PLATZER, C. Design recommendation for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Sci. Tech**, v. 40, n.3, p. 257-263, 1999.
- PRIGENT, S. et al. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). **Water Science e Technology**, v. 68, n.7, p.1461-1467, 2013.
- RATHBUN, R. E. et al. Laboratory Studies of Gas Tracers for Reaeration. *Journal of the Environmental Engineering Division*, v. 104, n. 2, p. 215-229, 1978.
- RODRIGUES, L. F. et al. An Alternative Gas Chromatography Setting for Geochemical Analysis. **Journal of Chemical Engineering & Process Technology**, v.5, n.6, p.1-4, 2014.
- SAEED, T. et al. Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. **Chemosphere**, v. 88, n. 9, p. 1065-1073, 2012.
- 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.

SCHWAGER, A.; BOLLER, M. Transport phenomena in intermittent filters. **Water Science Technology**, v. 35, n. 6, p. 13-20, 1997.

STEFANAKIS, A. I, AKRATOS, C. S., TSIHRINTZIS, V. A. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Newnes, 2014.

TANNER, C. C.; KADLEC, R. H. Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 191-198, 2003.

TORRENS, A. et al. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**. v. 43, p. 1851-1858, 2009.

TYROLLER, L. et al. Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 44, p. 4217-4225, 2010.

TYROLLER, L. et al. Method for the determination of oxygen transfer in a subsurface flow constructed wetland. Minor thesis. Universidade Politécnic da Catalunha, Barcelona, Espanha, 2008.

VASEL, J. L.; SCHROBILTGEN, P. Oxygen transfer in trickling filters. **Wat. Res.**, v. 25, n. 1, p. 53-60, 1991.

VIEIRA, P. de C. **Estudo do comportamento de filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

WEEDON, C. M. Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years performance. **Water Science & Technology**, 2003.

WU, M.; FRANZ, E. H.; CHEN, S. Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands. **Water Environment Research**, v. 73, n. 6, p. 661-666, 2001.

WU, S. et al. Sulfur transformations in pilot-scale constructed wetland treating high sulfate-containing contaminated groundwater: a stable isotope assessment. **Water research**, v. 45, n. 20, p. 6688-6698, 2011.

YE, J. et al. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 4, p. 8-12, 2012.

5 DISCUSSÃO

Os resultados referentes às razões de recirculação adotadas (0%, 50% e 60%), com respectivas TAH no WCFV de 60, 85 e 110 mm d⁻¹, regime de alimentação de oito pulsos por dia, com presença de brita e duas plantas ornamentais (*Heliconia* sp. e *Canna* spp.), mostraram que o sistema de TS/WCFV pode possibilitar efetiva remoção conjunta de matéria orgânica e nitrogênio.

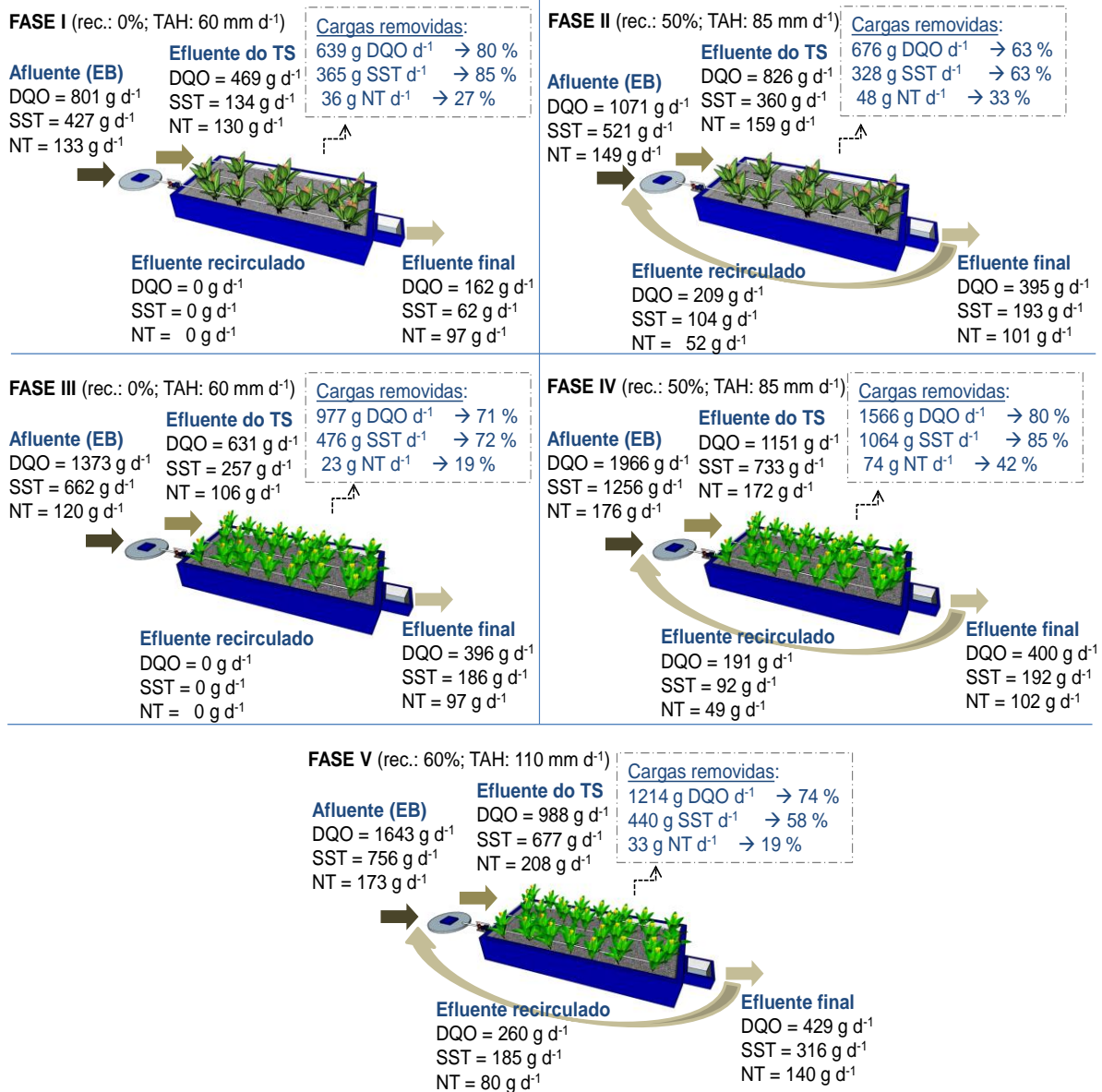
A recirculação proporcionou aumento da vazão afluente às unidades de tratamento, e isso levou a menores TDH no TS e menores tempos de percolação no WCFV, com maiores picos de vazão efluente. Porém, isso no geral, não influenciou negativamente no tratamento, já que por meio da recirculação, o efluente tem novas oportunidades de contato com os micro-organismos presentes nestas unidades.

Com relação ao TS, com base no dimensionamento utilizado neste trabalho, para as razões de recirculação de 0 a 60%, o TDH foi superior ao recomendado pela NBR 7229 (ABNT, 1993), que é de 1 (um) dia para vazões próximas à 1,5 m³ d⁻¹. Para as condições avaliadas neste estudo, esta unidade apresentou desempenho satisfatório para remoção de matéria orgânica e sólidos. Dessa forma, recomenda-se que em projetos envolvendo sistemas de TS/WCFV com recirculação, o tanque séptico seja dimensionado conforme recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993), mas considerando a vazão de recirculação no cálculo da taxa de contribuição diária, pois a mesma influencia no TDH no tanque. Isso se faz necessário, pois para um mesmo volume útil (m³), quanto maior a vazão de efluente recirculado, menor será o TDH no tanque, e conseqüentemente, menor será a eficiência de sedimentação (ARIAS, BRIX e MARTI, 2005).

No que diz respeito ao WCFV com brita como material filtrante, entende-se que seu comportamento hidrodinâmico é extremamente dependente dos volumes de pulso aplicados, que por sua vez dependem da razão de recirculação utilizada, que resulta em uma determinada TAH diária. A partir dos resultados deste estudo, recomenda-se utilizar pulsos variando de 7,5 a 11,3 mm, com duas horas de intervalo entre os pulsos. Maiores volumes de pulso podem ocasionar passagem muito rápida da água residuária pelo WCFV, com grandes picos de vazão e concentração efluente que prejudicam a remoção de matéria orgânica e de sólidos.

Um resumo das cargas afluentes e efluentes de cada etapa do tratamento e as respectivas eficiências totais nas cinco fases avaliadas é apresentado na figura 1.

Figura 1 - Demonstração esquemática do desempenho das unidades experimentais durante as cinco fases operacionais



Nota: Volume útil do TS: 3,39 m³ nas fases I, II e III e 4,71 m³ nas fases IV e V; Área superficial do WCFV: 24,5 m²

A operação do sistema TS/WCFV sem recirculação e baixa carga afluente (fase I: em torno de 240 g DQO m⁻³ d⁻¹ no TS e 19 g DQO m⁻² d⁻¹ no WCFV), possibilitou resultados semelhantes aos obtidos com a operação do sistema com 50% de recirculação e carga mais elevada (fase IV: em torno de 420 g DQO m⁻³ d⁻¹ no TS e 47 g DQO m⁻² d⁻¹ no WCFV), com remoções satisfatórias em ambas as fases, em média de 80% para DQO e 85% para SST, em termos de carga (Figura 1). As concentrações efluentes, em ambas as condições operacionais, atenderam em

todas as amostragens realizadas, ao padrão de lançamento estipulado pela resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), que estabelece o valor de referência de 120 mg L^{-1} para DBO (5 dias, a 20°C) ou remoção mínima de 60%. Além disso, durante toda a fase I e grande parte da fase IV as concentrações efluentes estiveram em concordância com os padrões de lançamento para esgoto sanitário estabelecidos pela resolução estadual CONSEMA 355/2017 (RIO GRANDE DO SUL, 2017), cujos valores de referência (para vazão inferior a $200 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$) são de 330 mg/L para DQO e 140 mg L^{-1} para SST.

Com relação ao nitrogênio, apesar das elevadas taxas de nitrificação obtidas no WCFV e da disponibilidade suficiente de oxigênio para atender a demanda, a nitrificação não foi completa em nenhuma condição operacional avaliada, possivelmente devido as elevadas concentrações de NTK afluentes, aliadas ao baixo tempo de contato entre o esgoto e o maciço filtrante. Após o tratamento no WCFV, restaram concentrações remanescentes de N-NH_4^+ no efluente final, inclusive nas fases I e IV, com média de $24 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ na fase I e $36 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ na fase IV. Essas concentrações, na maioria das amostragens realizadas, ficaram acima do padrão estabelecido pela resolução CONSEMA 355/2017 (20 mg L^{-1}), o qual pode ser exigido para o lançamento de esgoto sanitário em corpos receptores que tenham registro de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público. Ressalta-se a extrema dificuldade de atender a este padrão, principalmente no caso do tratamento descentralizado de esgoto doméstico, cujas concentrações de N podem ser muito superiores às comumente identificadas em esgoto sanitário. Nesse sentido, em locais onde o órgão ambiental competente estabelecer padrões restritivos para o N-NH_4^+ , recomenda-se utilizar carregamentos de N-NH_4^+ nos WCFV inferiores aos utilizados neste estudo ($3,5$ a $6,7 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), a fim de alcançar satisfatória remoção de N-NH_4^+ .

Porém, no que diz respeito à remoção de NT, o sistema de TS/WCFV com recirculação mostrou grande potencialidade. O tanque séptico foi capaz de desnitrificar praticamente todo o N-NO_3^- afluente (remoção média de 97%), sendo evidenciado o desenvolvimento de comunidade bacteriana desnitrificante nesta unidade. Com base nos resultados deste estudo, a razão de recirculação de 50% é recomendada para alcançar remoção de NT, juntamente com a remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos.

Diante do exposto, recomenda-se utilizar sistema de TS + WCFV sem recirculação para baixo carregamento orgânico (por exemplo, TS: 240 g DQO m⁻³ d⁻¹; WCFV: 19 g DQO m⁻² d⁻¹), com o objetivo de remover matéria orgânica carbonácea e nitrificar. Para carregamentos maiores (como, TS: 420 g DQO m⁻³ d⁻¹; WCFV: 47 g DQO m⁻² d⁻¹), recomenda-se adotar razão de recirculação de 50%, para alcançar boas remoções de matéria orgânica carbonácea e, também, remoção expressiva de NT. Portanto, quando as concentrações afluentes são elevadas, a recirculação é aconselhada como forma de diluir as concentrações afluentes e assim, possibilitar melhor tratamento.

Verificou-se que o WCFV preenchido com brita foi capaz de oferecer a eficiência necessária para complementar o tratamento de tanque séptico. Além disso, infere-se que WCFV preenchidos com brita possibilitam vantagem em comparação aos sistemas com areia em relação ao tempo de colmatação, devido ao maior diâmetro dos poros. Sezerino (2006) recomenda carga de 15 g SST m⁻² d⁻¹ para WCFV preenchidos com areia, a fim de evitar a ocorrência da colmatação. Neste estudo, as cargas aplicadas variaram em média de 5 a 30 g SST m⁻² d⁻¹ e após 28 meses de operação nenhum indício de colmatação foi observado. Além disso, o preço de mercado da brita é inferior ao da areia, de acordo com a tabela SINAPI (CAIXA ECONÔMICA FEDERAL, 2018) e pode-se trabalhar em sistemas com brita com TAH e cargas orgânicas próximas às comumente utilizadas em WCFV de areia, sendo necessários 2,5 m² pessoa⁻¹, valor semelhante às relações área/pessoa utilizadas na Europa, como por exemplo, 1,3 a 3,2 m² pessoa⁻¹ na Itália (FOLADORI et al., 2012), 1,0 a 3,2 m² pessoa⁻¹ na Espanha (PUIGAGUT et al., 2007), e de 2,0 a 2,5 m² pessoa⁻¹ na França (MOLLE et al., 2005). Porém, esta relação é superior às relações área/pessoa empregadas no sul do Brasil, de 1,25 m² pessoa⁻¹ (PHILIPPI et al., 2010), utilizando areia como material filtrante.

Além disso, a brita possibilitou bom desenvolvimento das plantas nas condições operacionais adotadas. Ambas as plantas ornamentais testadas, *Heliconia* sp. e *Canna* spp., apresentaram elevadas taxas de crescimento e de produtividade no WCFV, e proporcionaram valorização paisagística à ETE. Porém, para as condições climáticas da região de estudo (clima subtropical úmido) não se indica o transplântio de *Heliconia* sp.. Por outro lado, indica-se a *Canna* spp., devido a sua maior tolerância ao frio. No entanto, recomenda-se utilizar somente plantas já adaptadas às condições climáticas locais.

Durante dois anos de operação do sistema TS/WCFV, aplicado ao tratamento descentralizado de esgoto doméstico, em períodos com e sem recirculação, foi constatado que apesar deste sistema apresentar uma operação simples, é indispensável seu acompanhamento por profissional com conhecimento técnico, a fim de garantir a operação adequada e conseqüentemente o bom desempenho do tratamento.

6 CONCLUSÕES

Com base nos resultados deste estudo para um sistema de TS/WCFV com razões de recirculação de 0, 50% e 60%, com TAH no WCFV de 60, 85 e 110 mm d⁻¹, respectivamente, e regime de alimentação de oito pulsos por dia, foi possível verificar a validade da hipótese formulada para a pesquisa e responder às questões norteadoras. Diante disso, têm-se as principais conclusões:

- A recirculação acarretou em incremento de vazão afluyente nas unidades de tratamento, levando a menores TDH no TS e menores tempos de percolação no WCFV. Além disso, o preenchimento de WCFV com brita, um material de alta permeabilidade, foi responsável pelos baixos tempos de percolação. No entanto, ao mesmo tempo em que a recirculação fez aumentar a TAH, também possibilitou novas oportunidades de contato entre a água residuária e os micro-organismos. As plantas tiveram papel importante na retenção da água residuária no sistema no início do seu desenvolvimento (alguns meses após o transplântio), levando a maiores tempos de percolação e, conseqüentemente, melhor desempenho de tratamento. Porém, efeito contrário foi observado após cerca de um ano do transplântio, possivelmente devido à criação de caminhos preferenciais causados pelo desenvolvimento das raízes e rizomas das plantas;
- A utilização da recirculação do efluente tratado no WCFV para o TS demonstrou ser uma estratégia operacional com potencialidade para tratamento de efluentes domésticos contendo elevadas concentrações de matéria orgânica carbonácea e nitrogênio. A operação do sistema com 50% de recirculação, com TAH no WCFV de 85 mm d⁻¹, dividida em oito pulsos por dia (11,3 mm cada pulso), demonstrou as melhores eficiências para remoção conjunta de DQO (80%), SST (85%) e NT (42%). A nitrificação ocorreu no WCFV em todas as condições operacionais avaliadas, sendo que o N-NO₃⁻ esteve presente em elevadas concentrações no efluente desta unidade (geralmente acima de 20 mg L⁻¹). Porém, a nitrificação não foi completa em nenhuma fase operacional. A maior taxa de nitrificação foi obtida quando o WCFV foi operado com a maior TAH (em média 110 mm d⁻¹). Por outro lado, a desnitrificação foi efetiva no TS quando esta unidade recebeu efluente recirculado,

independentemente da razão de recirculação adotada. Com 50% de recirculação, foi atingida uma remoção média de NT de 42%, superior ao esperado, que era de 30% de remoção de NT no TS, devido à desnitrificação. Isso demonstra a ocorrência de outros processos de remoção de NT no sistema, como a assimilação pelas plantas no WCFV, a desnitrificação parcial no WCFV, remoção por sedimentação no TS e incorporação de N na biomassa presente no sistema (síntese celular);

- A recirculação proporcionou mudança na estrutura da comunidade bacteriana presente no lodo do tanque séptico. Foi observada diminuição da abundância de bactérias anaeróbias estritas e aumento da abundância de bactérias desnitrificantes. No WCFV, foi observada maior diversidade bacteriana na camada superficial, sendo na sua grande maioria, bactérias heterotróficas. Bactérias oxidantes da amônia foram identificadas apenas na camada superficial e com baixa abundância (0,18% de abundância relativa), e bactérias oxidantes de nitrito não foram identificadas. Porém, a presença de elevadas concentrações de N-NO_3^- no efluente do WCFV, indica que a nitrificação pode ter ocorrido: (i) no fundo do WCFV, na camada 50-75 cm de profundidade (não avaliada nesta pesquisa), possivelmente devido às boas condições de oxigenação do WCFV; (ii) por ação de arqueas oxidantes de amônia (não avaliadas neste estudo) ou; (iii) por outras vias metabólicas. Bactérias desnitrificantes estiveram presentes ao longo do perfil vertical do WCFV em elevada diversidade e abundância, sobretudo na camada superficial, porém, como a desnitrificação nesta unidade foi pouco expressiva, provavelmente estas populações apresentaram baixa atividade;
- De acordo com os ensaios de transferência de oxigênio realizados, não foi constatada relação direta entre o aumento das TAH e o aumento das taxas de transferência de oxigênio (TTO). Ao contrário, maior TTO foi obtida com a menor TAH (60 mm d⁻¹). Entretanto, para as condições operacionais avaliadas nesta pesquisa, as TTO calculadas pelo método do traçador gasoso foram suficientes para atender à demanda de oxigênio para degradação da matéria orgânica carbonácea somada à nitrificação.

Diante do exposto, a hipótese formulada para a pesquisa foi confirmada, pois um sistema de WCFV preenchido com brita pode proporcionar nível de tratamento

avançado quando combinado com unidade primária (tanque séptico) com recirculação, promovendo remoção de matéria orgânica carbonácea em conjunto com a nitrificação e desnitrificação em esgoto doméstico.

7 RECOMENDAÇÕES

Tendo em vista os resultados da presente pesquisa, sugere-se para futuros trabalhos:

- Estudar o efeito de um maior fracionamento da TAH diária de 120 mm d^{-1} (em 12 pulsos d^{-1} , por exemplo), correspondente a 100% de recirculação (vazão de esgoto bruto de $1,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$), no aumento do tempo de percolação do WCFV e melhoria da remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos e nitrogênio total no sistema TS/WCFV;
- Para avaliação do desempenho de WCFV, priorizar a realização de amostragens compostas proporcionais à vazão na saída, para obtenção de resultados mais representativos da eficiência do tratamento;
- Estudar as bactérias e arqueas ativas em sistema de TS/WCFV com recirculação, com destaque para as atuantes nas transformações do nitrogênio;
- Realizar estudos com maior número de repetições para avaliação da aplicabilidade do método do traçador gasoso em WCFV operados com diferentes condições operacionais;
- Utilizar a ferramenta de respirometria para medição das taxas de consumo de oxigênio em WCFV preenchidos com brita e operados com os carregamentos orgânicos e hidráulicos sugeridos nessa pesquisa.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I.; HELLAL, M. S. Municipal wastewater treatment using vertical flow constructed wetlands planted with *Canna*, *Phragmites* and *Cyprus*. **Ecol. Eng.** v. 47, p. 209-213, 2012.
- ADRADOS, B., et al. 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.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 29, p.173-191, 2007.
- ALVES, D. A. **Avaliação do ciclo de vida - ACV de um sistema de wetland construído de fluxo vertical para o tratamento de esgoto doméstico.** Dissertação (Mestrado) – Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.
- ARIAS, C. A.; BRIX, H.; MARTI, E. Recycling of treated effluents enhances removal of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 1431–1443, 2005.
- ASLAM, M. M. et al.. Treatment performances of compost-based and gravel-based vertical flow wetlands operated identically for refinery wastewater treatment in Pakistan. **Ecological Engineering**, v. 30, n.1, p. 34-42, 2007.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- _____. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.
- BAYLEY, M. L.; DAVISON, L.; HEADLEY, T. R. Nitrogen removal from domestic effluent using subsurface flow constructed wetlands: influence of depth, hydraulic residence time and pre-nitrification. **Water Science & Technology**. v. 48, n.5, p.175-182, 2003.
- BEZBARUAH, A. N.; ZHANG, T. C. Quantification of oxygen release by bulrush (*Scirpus validus*) roots in a constructed treatment wetland. **Biotechnology and bioengineering**, v. 89, n. 3, p. 308-318, 2005.
- BIALOWIEC, A. et al. Nitrogen removal from landfill leachate in constructed wetlands with reed and willow: Redox potential in the root zone. **Journal of Environmental Management**, v. 97, 22-27, 2012.

BOHÓRQUEZ, E.; PAREDES, D.; ARIAS, C. A. Vertical flow-constructed wetlands for domestic wastewater treatment under tropical conditions: effect of different design and operational parameters. **Environmental Technology**, 2016.

BONNER, R. et al. Heat as a hydraulic tracer for horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Journal of Water Process Engineering**, v. 16, p. 183-192, 2017.

BORGES, A. C. et al. 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.

BOUMANSOUR, B.-E.; VASEL, J.-L. A new tracer gas method to measure oxygen transfer and enhancement factor on RBC. **Water Research**. v. 32, n. 4, p. 1049-1058, 1998.

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 nº357, 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. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007: Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Disponível em: <<http://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2007/lei-11445-5-janeiro-2007-549031-norma-actualizada-pl.pdf>>. Acesso em: 15 jun./2017.

BRASIL. Portaria interministerial no 571, de 5 de dezembro de 2013: Aprova o Plano Nacional de Saneamento Básico (PNSB). Ministério das Cidades, 2013. Disponível em: <<https://www.jusbrasil.com.br/diarios/62664459/dou-secao-1-06-12-2013-pg-176>>. Acesso em: 15 jun./2017.

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Wat. Sci. Tech.** v. 35, n.5, p.11-17, 1997.

BRIX, H. Functions of macrophytes in constructed wetlands. **Wat. Sci. Tech.** v. 29, n. 4, p.71-78, 1994.

BRIX, H. Gas exchange through the soil-atmosphere interphase and through dead culms of *Phragmites australis* in a constructed reed bed receiving domestic sewage. **Water Research**. v. 24, n. 2, p. 259-266,1990.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; JOHANSEN, N. H. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental twostage vertical flowconstructed wetland system with recycling. In: Proceedings of the Eighth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, Arusha, Tanzania, 16–19, September, p. 400-410, 2002.

BRIX, H.; ARIAS, C.A.; JOHANSEN, N.H. Experiments in a two-stage constructed wetland system: nitrification capacity and effects of recycling on nitrogen removal. In: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands - Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, The Netherlands, p. 237-258, 2003.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, p.491-500, 2005.

BUTLER, C. S.; BOLTZ, J. P. Biofilm processes and control in water and wastewater treatment. In: *Comprehensive Water Quality and Purification*, v. 3, p.90-107, 2014.

CAIXA ECONÔMICA FEDERAL. SINAPI - Índice da construção civil. São Paulo, 2018. Disponível em: <http://www.caixa.gov.br/site/Paginas/downloads.aspx#categoria_660>. Acesso em: 11/04/2018.

CALIJURI, M. L. et al. 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.

CAPORASO, J. G. et al. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, v. 7, p. 335, 2010a.

CAPORASO, J. G. et al. PyNAST: A flexible tool for aligning sequences to a template alignment. **Bioinformatics**, v. 26, n. 2, p. 266-267, 2010b.

CASELLES-OSORIO, A. et al. Solids accumulation in six full-scale subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, n. 41, p. 1388-1398, 2007.

ÇENGEL, Y. A.; GHAJAR, A. J. *Transferência de calor e massa: uma abordagem prática*. 4 ed. Porto Alegre: AMGH, 2012.

CHAN, S. Y. et al. Performance study of vegetated sequencing batch coal slag bed treating domestic wastewater in suburban area. **Bioresource Technology**, v. 99, n. 9, p. 3774-3781, 2008.

CHOI, J. H.; PARK, S. S.; JAFFE, P. R. The effect of emergent macrophytes on the dynamics of sulfur species and trace metals in wetland sediments. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 2, p. 286-293, 2006.

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

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.

CUI, L. et al. Removal of nutrients from wastewater with *Canna indica* L. under different vertical-flow constructed wetland conditions. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1083-1088, 2010.

DAN, T. H. et al. Treatment of high-strength wastewater in tropical constructed wetlands planted with *Sesbania sesban*: Horizontal subsurface flow versus vertical downflow. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 711-720, 2011.

DANCKWERTS, P. V. Significance of liquid-film coefficients in gas absorption. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 43, n. 6, p. 1460-1467, 1951.

DECEZARO, S. T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2016.

DESANTIS, T. Z. et al. Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene database and workbench compatible with ARB. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 72, n. 7, p. 5069-5072, 2006.

DONG, C. et al. Diurnal fluctuations in root oxygen release rate and dissolved oxygen budget in wetland mesocosm. **Desalination**, v. 272, n. 1-3, p. 254-258, 2011.

DONG, H. et al. Effect of artificial aeration on the performance of vertical-flow constructed wetland treating heavily polluted river water. **Journal of Environmental Sciences**, v. 24, n. 4, p. 596-601, 2012.

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

DONLAN, R. M. Biofilms: Microbial life on surfaces. **Emerging Infectious Diseases**, v. 8, n. 9, 2002.

EDGAR, R. C. Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. **Bioinformatics**, v. 26, n. 19, p. 2460-2461, 2010.

FACCENDA, H. B. **Evapotranspiração em sistema de tratamento de esgoto tipo wetland construído de fluxo vertical**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, 2017.

FAULWETTER, J. L. et al. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 987-1004, 2009.

FOLADORI, P. et al. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in the Alps region. **Water Science Technology**, v. 65, n. 5, p. 890-897, 2012.

FOLADORI, P.; RUABEN, J.; ORTIGARA, A. R. C. Recirculation or artificial aeration in vertical flow constructed wetlands: A comparative study for treating high load wastewater. **Bioresource Technology**, v. 149, p.398-405, 2013.

FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203-211, 2013.

GASIUNAS, V. Oxygen transfer rate and BOB removal efficiency of constructed wetlands with dependence on construction. In: 8th International Conference on Environmental Engineering (ICEE), Selected papers, 2011.

GARCÍA, J. A. et al. Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed Wetlands: A Review. **Critical Reviews in Environmental**, 2010.

GARCÍA, J. A.; PAREDES, D.; CUBILLOS, J. A. Effect os plants and the combination of wetland treatment type systems on pathogen removal in tropical climate conditions. **Ecological Engineering**. v, 58, p. 57-62, 2013.

GIRALDI, D. et al. Hydrodynamics of vertical subsurface flow constructed wetlands: Tracer tests with rhodamine WT and numerical modeling. **Ecological Engineering**. v. 35, p. 265-273, 2009.

GUAN, W. et al. Influence of substrate type on microbial community structure in vertical-flow constructed wetland treating polluted river water. **Environ Sci Pollut Res.**, 2015.

GUNES, K. Restaurant wastewater treatment by constructed wetlands. **Clean**, v. 35, n. 6, p. 571-575, 2007.

GUO, C. et al. Tracer study of the hydraulic performance of constructed wetlandsplanted with three different aquatic plant species. **Ecological Engineering**, v. 102, p. 433-442, 2017.

HAAS, B. J. et al. Chimeric 16 S rRNA sequence formation and detection in Sanger and 454-pyrosequenced PCR amplicons. **Genome Research**, v. 21, p. 494-504, 2011.

HE, L.-S., et al. Enhancing treatment efficiency of swine wastewater by effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland. **Journal of Environmental Sciences**, v. 18, n. 2, p.221-226, 2006a.

HE, L.-S., et al. Effects of effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. **Water Science and Technology**, v. 54, n.11-12, p.137-146, 2006b.

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.

HIGBIE, R. The rate of absorption of a pure gas into a still liquid during short periods of exposure. **Trans. AIChE**, v. 31, p. 365-389, 1935.

HOFFMANN, H. et al. **Technology review of constructed wetlands**: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Sustainable sanitation – ecosan program. Germany, 2011.

HU, Y. et al. Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems. **Bioresour. Technol**, v. 207, p.339-345, 2016.

HUANG, L. et al. Correlation among soil microorganisms, soil enzyme activities, and removal rates of pollutants in three constructed wetlands purifying micro-polluted river water. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 98-106, 2012.

HUANG, X. et al. Comparison of nutrient removal and bacterial communities between natural zeolite-based and volcanic rock-based vertical flow constructed wetlands treating piggy wastewater. **Desal. Water Treat.** 51, 4379-4389, 2013.

HUANG, X. et al. Performance and bacterial community dynamics of vertical flow constructed wetlands during the treatment of antibiotics-enriched swine wastewater. **Chemical Engineering Journal**. v. 316, p.727-735, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Censo demográfico 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/>>. Acesso em: 15 jun./2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Estimativas populacionais para os municípios e para as Unidades da Federação brasileiros em 01.07.2016. 2016. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/estimativa2016/estimativa_dou.sh tm. Acesso em: 15 jun./2017.

KADLEC, R. H. Detention and mixing in free water wetlands. **Ecological Engineering**, v. 3, p.345-380, 1994.

KADLEC, R. H. Tracer and spike tests os constructed wetlands. **Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 7, n. 3-4, p. 283-295, 2007.

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

KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 238-247, 2009.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science and Technology**, v. 51, n.9, p. 177-184, 2005.

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.

KYAMBADDE, J. A. et al. Comparative study of *Cyperus papyrus* and *Miscanthidium violaceum*-based constructed wetlands for wastewater treatment in a tropical climate. **Water Research**, v. 38, p. 475-485, 2004.

LAI, W-L.; ZHANG, Y.; CHEN, Z.-H. Radial oxygen loss, photosynthesis, and nutrient removal of 35 wetland plants. **Ecological Engineering**, v. 39, p. 24-30, 2012.

LANGERGRABER, G. Simulation of subsurface flow constructed wetlands – results and further research needs. **Water Science and Technology**, v. 48, n.5, p. 157-166, 2003.

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

LEWANDOWSKI, Z.; BOLTZ, J.P. Biofilms in water and wastewater treatment. In: *Treatise on Water Science*, p. 529-570, 2011.

LEWIS, W. K.; WHITMAN, W. G. Principles of gas absorption. **Industrial & Engineering Chemistry**, v. 16, n. 12, p. 1215-1220, 1924.

LIU, H. et al. Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: a review. **Bioresource technology**, v. 214, p. 797-805, 2016.

MADSEN, H. J.; VOLLERTSEN, J.; HVITVED-JACOBSEN, T. Influence of temperature, turbulence and impurities on the air-water oxygen transfer rate wetland systems. In: *Proceedings of the tenth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control*, Lisbon, Portugal, v. 2, september, 2006.

MAGRI, M. E. et al. Constructed wetlands for sludge dewatering with high solids loading rate and effluent recirculation: Characteristics of effluent produced and accumulated sludge. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 316-323, 2016.

MARTI, E. et al. Recycling of treated effluents enhances reduction of total nitrogen in vertical flow constructed wetlands. **Publicaciones Instituti Geographici Universitatis Tartuensis**, v. 94, p. 150-155, 2003.

MARTIN, J. F.; REDDY, K. R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. **Ecological Modelling**, v.105, p. 1-21, 1997.

MATOS, A. T. de. et al. 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.

MBURU, N. et al. Simulation of carbon, nitrogen and sulphur conversion in batch-operated experimental wetland mesocosms. **Ecological engineering**, v. 42, p. 304-315, 2012.

METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Porto Alegre: AMGH, 1980p., 2016.

MOLLE, P. et al. 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.

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

MORVANNOU, A., et al. Solid respirometry to characterize nitrification kinetics: A better insight for modelling nitrogen conversion in vertical flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 45, p. 4995-5004, 2011.

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

MULIDZI, A. R. Winery wastewater treatment by constructed wetlands and the use of treated wastewater for cash crop production. **Water Science & Technology**, v. 56, n.2, p.103-119, 2007.

NIVALA, J. et al. Clogging in subsurface-flow treatment wetlands: Measurement, modeling and management. **Water Research**, v. 46, p. 1625-1640, 2012.

NIVALA, J. et al. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, 61P, p. 544-554, 2013.

PELISSARI, C. et al. 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.

PELISSARI, C. et al. Nitrogen transforming bacteria within a full-scale partially saturated vertical flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, v. 574, p. 390-399, 2017a.

PELISSARI, C. et al. Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**. v. 95, p. 180-188, 2016.

PELISSARI, C. et al. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment**, 584-585, p. 642-650, 2017b.

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.

PERONDI, T. **Custo-benefício de um *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento de esgoto doméstico**. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, 2016.

PHILIPPI, L. S. et al. 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: *12th 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.

PRIGENT, S. et al. Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage Vertical Flow Constructed Wetland (VFCW). **Water Science e Technology**, v. 68, n.7, p.1461-1467, 2013.

PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: Treatment limits and operation modes. **Ecological Engineering**, v. 43, p. 81-84, 2012.

PUIGAGUT, J. et al. Subsurface-flow constructed wetlands in Spain for the sanitation of small communities: a comparative study. **Ecological Engineering**, v. 30, n. 4, p. 312-319, 2007.

RAGUSA, S. R. et al. Indicators of biofilm development and activity in constructed wetlands microcosms. **Water Research**, v. 38, p. 2865-2873, 2004.

RAMÍREZ, R. J. M. G. Assimilação de nutrientes de esgoto doméstico por *Canna x generalis* L. H. *Bailey* e *Canna indica* L. em *wetland* construído de fluxo vertical. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, 2017.

RAMOND, J-B et al. Microbial community structure stability, a key parameter in monitoring the development of constructed wetland mesocosms during start-up. **Research in Microbiology**, v. 163, p. 28–35, 2012.

RATHBUN, R. E. et al. Laboratory Studies of Gas Tracers for Reaeration. *Journal of the Environmental Engineering Division*, v. 104, n. 2, p. 215-229, 1978.

RIO GRANDE DO SUL. CONSEMA – Conselho Estadual do Meio Ambiente. **Resolução nº 355/2017**: Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf_gerais/Consema_355-2017.pdf. Acesso em: 15/04/2018.

RODRIGUES, L. F. et al. An Alternative Gas Chromatography Setting for Geochemical Analysis. **Journal of Chemical Engineering & Process Technology**, v.5, n.6, p.1–4, 2014.

SAEED, T. et al. Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. **Chemosphere**, v. 88, n. 9, p. 1065-1073, 2012.

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

SAMSÓ, R.; GARCÍA, J. Bacteria distribution and dynamics in constructed wetlands based on modelling results. **Science of the Total Environment**. 461-462, p. 430-440, 2013.

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

SERRANO, L. et al. Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 37, p.744-753, 2011.

SEZERINO, P. H. et al. 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. et al. Nutrient removal from piggery effluent using vertical flow constructed wetlands in southern Brazil. **Water Sci Technol.**, 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.

SILVEIRA, D. D. et al. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257–264, 2015.

SNIS – SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO. Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2015. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental, Brasília: SNSA/MCIDADES, 212p., 2017.

STEFANAKIS, A. I; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Vertical Flow Constructed Wetlands: Eco-engineering Systems for Wastewater and Sludge Treatment. Newnes, 2014.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of various design and operation parameters on performance of pilot-scale Sludge Drying Reed Beds. **Ecological Engineering**, v. 38, p. 65-78, 2012a.

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**, 181-182, p. 416-430, 2012b.

STENSTROM, M. K.; GILBERT, R. G. Effects of alpha, beta and theta factor upon the design, specification and operation of aeration systems. **Water Research**, v. 15, p. 643-654, 1981.

STOTTMEISTER, U. et al. Effects of plants and microorganisms in constructed wetlands for wastewater treatment. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 93– 117, 2003.

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

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

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

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v. 44, n. 11-12, p. 9-17, 2001.

TANNER, C. C.; KADLEC, R. H. Oxygen flux implications of observed nitrogen removal rates in subsurface-flow treatment wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 191-198, 2003.

TEE, H-C. et al. Newly developed baffled subsurface flow constructed wetland for the enhancement of nitrogen removal. **Bioresource Technology**, v. 104, p. 235-242, 2012.

TEDESCO, M. J. et al. **Análises de solo, plantas e outros materiais**. 2. ed. rev. e ampl. Porto Alegre: Departamento de Solos, UFRGS, 1995.

THENE, J. R.; GULLIVER, J. Gas-transfer measurements using headspace analysis of propane. **Journal of Environmental Engineering**, v. 116, p. 1107-1124, 1990.

TIETZ, A., et al. Characterisation of microbial biocoenosis in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 380, p. 163-172, 2007.

TORRENS, A. et al. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**. v. 43, p. 1851-1858, 2009.

TOSCANO, A. et al. Modelling pollutant removal in a pilot-scale two-stage subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 281-289, 2009.

TREVISAN, G. de M. **Remoção de coliformes e *Ascaris lumbricoides* em sistema de wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

TRUU, M.; JUHANSON, J.; TRUU, J. Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands. **Science of the total environment**. v.407, p.3958 – 3971, 2009.

TYROLLER, L. et al. Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, v. 44, p. 4217-4225, 2010.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. Office of Water/Office of Research and Development, 2002.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - USEPA. Primer for municipal wastewater treatment systems. EPA/832-B-04-001. 30 p., 2004.

VASEL, J. L.; SCHROBILTGEN, P. Oxygen transfer in trickling filters. **Wat. Res.**, v. 25, n. 1, p. 53-60, 1991.

VIEIRA, P. de C. **Estudo do comportamento de filtro biológico percolador com laterais abertas aplicado ao pós-tratamento de efluente de reator UASB**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

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

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. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Princípios básicos do tratamento de esgotos**. Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions**. v. 1. London: IWA Publishing, 856 p., 2005.

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

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment: Five decades of experience. **Environ. Sci. Technol.**, v. 45, p. 61–69, 2011.

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

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

WANG, L.; LI, T. Anaerobic ammonium oxidation in constructed wetlands with bio-contact oxidation as pretreatment. **Ecological Engineering**, v. 37, n.8, p.1225-1230, 2011.

WANG, M. et al. Constructed wetlands for wastewater treatment in cold climate - A review. **Journal of Environmental Sciences**, 2017.

WEBER, K. P.; LEGGE, R. L. Dynamics in the bacterial community-level physiological profiles and hydrological characteristics of constructed wetland mesocosms during start-up. **Ecological Engineering**, v. 37, p.666–677, 2011.

WEEDON, C. M. Compact vertical flow constructed wetland systems – first two years performance. **Water Science & Technology**, 2003.

WOJCIECHOWSKA, E. Potential and limits of landfill leachate treatment in a multi-stage subsurface flow constructed wetland – evaluation of organics and nitrogen removal. **Bioresource Technology**, v. 236, p.146-154, 2017.

WU, H. et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource Technology**, v. 175, p. 594–601, 2015.

WU, H. et al. Comparative quantification of oxygen release by wetland plants: electrode technique and oxygen consumption model. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 2, p. 1071-1078, 2014.

WU, M.; FRANZ, E. H.; CHEN, S. Oxygen fluxes and ammonia removal efficiencies in constructed treatment wetlands. **Water Environment Research**, v. 73, n. 6, p. 661-666, 2001.

WU, S. et al. Sulfur transformations in pilot-scale constructed wetland treating high sulfate-containing contaminated groundwater: a stable isotope assessment. **Water research**, v. 45, n. 20, p. 6688-6698, 2011.

WU, S. et al. Treatment of industrial effluents in constructed wetlands: Challenges, operational strategies and overall performance. **Environmental Pollution**, v. 201, p. 107-120, 2015.

YE, J. et al. Vertical oxygen distribution trend and oxygen source analysis for vertical-flow constructed wetlands treating domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 4, p. 8-12, 2012.

ZHAI, X. et al. Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems? **Ecological Engineering**, v.61P, p.555-563, 2013.

ZHANG, L. et al. The ammonium nitrogen oxidation process in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v.37, p.1614-1619, 2011.

ZHAO, Y.Q.; SUN, G.; ALLEN, S.J. Purification capacity of a highly loaded laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation. **Sci. Total Environ.** 330, 1-8, 2004.

APÊNDICE A – RESULTADOS DOS ENSAIOS HIDRODINÂMICOS

- Ensaio realizado em 11/01/2016

Hora do pulso: 14:56 h
 Volume aplicado no pulso: 191 L
 Duração do pulso: 1 min
 Vazão afluente: 191 L/min
 TAH: 7,8 mm/min
 Fluorescência afluente: 257,4
 Concentração afluente: 77,6 µg/L
 Massa afluente: 14826 µg
 Recuperação do volume: 70%
 Recuperação de massa: 28%

Tabela A.1 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 11/01/2016

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,10	15,2	4,4	41	0,95	96,5	29,0	82	0,41	88,0	26,4
1	2,91	77,8	23,3	42	0,77	96,6	29,0	83	0,41	88,0	26,4
2	5,72	140,4	42,3	43	0,77	96,6	29,0	84	0,37	86,1	25,9
3	5,99	141,8	42,7	44	0,77	96,6	29,0	85	0,37	86,1	25,9
4	5,41	137,6	41,4	45	0,73	97,2	29,2	86	0,36	85,3	25,6
5	5,10	133,4	40,1	46	0,73	97,2	29,2	87	0,36	85,3	25,6
6	4,53	127,5	38,4	47	0,66	98,2	29,5	88	0,37	85,7	25,7
7	4,53	127,5	38,4	48	0,66	98,2	29,5	89	0,37	85,7	25,7
8	4,48	115,5	34,7	49	0,68	98,0	29,4	90	0,35	84,2	25,3
9	3,77	109,5	32,9	50	0,68	98,0	29,4	91	0,35	84,2	25,3
10	3,42	103,3	31,1	51	0,68	99,3	29,8	92	0,35	84,2	25,3
11	3,13	99,8	30,0	52	0,68	99,3	29,8	93	0,35	82,0	24,6
12	3,13	99,8	30,0	53	0,63	100,5	30,2	94	0,35	82,0	24,6
13	2,47	99,8	30,0	54	0,63	100,5	30,2	95	0,35	82,0	24,6
14	2,47	99,8	30,0	55	0,61	101,3	30,4	96	0,33	80,9	24,3
15	2,59	91,1	27,4	56	0,61	101,3	30,4	97	0,33	80,9	24,3
16	2,59	91,1	27,4	57	0,61	99,4	29,9	98	0,36	79,9	24,0
17	2,23	91,0	27,3	58	0,61	99,4	29,9	99	0,36	79,9	24,0
18	2,10	90,8	27,3	59	0,56	98,2	29,5	100	0,34	77,1	23,1
19	2,10	90,8	27,3	60	0,56	98,2	29,5	101	0,34	77,1	23,1
20	2,10	90,8	27,3	61	0,54	98,3	29,5	102	0,34	77,0	23,1
21	1,66	89,9	27,0	62	0,54	98,3	29,5	103	0,34	77,0	23,1
22	1,66	89,9	27,0	63	0,51	95,9	28,8	104	0,34	73,8	22,1
23	1,66	89,9	27,0	64	0,51	95,9	28,8	105	0,34	73,8	22,1
24	1,55	88,7	26,6	65	0,53	93,7	28,2	106	0,33	73,8	22,1
25	1,55	88,7	26,6	66	0,53	93,7	28,2	107	0,33	73,8	22,1
26	1,47	89,8	27,0	67	0,48	93,8	28,2	108	0,32	74,5	22,4
27	1,38	92,3	27,7	68	0,48	93,8	28,2	109	0,32	74,5	22,4
28	1,31	91,6	27,5	69	0,48	93,8	28,2	110	0,32	74,5	22,3
29	1,31	91,6	27,5	70	0,48	92,1	27,7	111	0,32	74,5	22,3
30	1,25	92,9	27,9	71	0,48	92,1	27,7	112	0,31	73,2	21,9
31	1,10	90,0	27,0	72	0,45	91,4	27,4	113	0,31	73,2	21,9
32	1,10	90,0	27,0	73	0,45	91,4	27,4	114	0,31	73,9	22,2
33	1,04	90,5	27,2	74	0,45	91,4	27,4	115	0,31	73,9	22,2
34	1,04	90,5	27,2	75	0,44	91,4	27,4	116	0,27	73,5	22,1
35	1,04	90,5	27,2	76	0,44	91,4	27,4	117	0,27	73,5	22,1
36	0,93	95,4	28,7	77	0,38	90,9	27,3	118	0,29	72,8	21,8
37	0,93	95,4	28,7	78	0,38	90,9	27,3	119	0,29	72,8	21,8
38	0,89	96,1	28,9	79	0,26	88,2	26,5	120	0,30	70,8	21,2
39	0,89	96,1	28,9	80	0,26	88,2	26,5				
40	0,95	96,5	29,0	81	0,37	88,2	26,5				

- Ensaio realizado em 06/05/2016

Hora do pulso: 08:30 h

Volume aplicado no pulso: 199 L

Duração do pulso: 1 min

Vazão afluente: 199 L/min

TAH: 8,12 mm/min

Fluorescência afluente: 550,3

Concentração afluente: 166,2 µg/L

Massa afluente: 33069 µg

Recuperação do volume: 61%

Recuperação de massa: 14%

Tabela A.2 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 06/05/2016

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,44	2,1	0,5	41	0,80	152,7	46,0	82	0,41	166,2	50,1
1	2,93	51,5	15,4	42	0,80	153,7	46,3	83	0,41	166,2	50,1
2	5,43	100,9	30,3	43	0,76	156,0	47,0	84	0,39	165,1	49,7
3	4,90	102,9	30,9	44	0,76	157,0	47,3	85	0,39	165,1	49,7
4	4,63	102,4	30,8	45	0,75	156,0	47,0	86	0,39	165,1	49,7
5	4,14	103,0	31,0	46	0,75	157,0	47,3	87	0,39	165,1	49,7
6	4,06	104,0	31,3	47	0,69	158,5	47,7	88	0,39	165,1	49,7
7	3,73	105,4	31,7	48	0,69	159,5	48,0	89	0,36	159,1	47,9
8	3,47	105,7	31,8	49	0,65	166,2	50,1	90	0,36	159,1	47,9
9	3,19	107,3	32,3	50	0,65	166,2	50,1	91	0,36	159,1	47,9
10	3,19	108,3	32,6	51	0,65	166,2	50,1	92	0,36	159,1	47,9
11	2,86	105,7	31,8	52	0,65	166,2	50,1	93	0,36	157,9	47,6
12	2,86	105,7	31,8	53	0,62	167,9	50,6	94	0,36	157,9	47,6
13	2,55	106,9	32,1	54	0,62	167,9	50,6	95	0,36	157,9	47,6
14	2,37	110,4	33,2	55	0,62	167,9	50,6	96	0,36	157,9	47,6
15	2,37	110,4	33,2	56	0,62	167,9	50,6	97	0,36	157,9	47,6
16	2,10	114,3	34,4	57	0,62	168,3	50,7	98	0,32	154,3	46,5
17	2,10	114,3	34,4	58	0,62	168,3	50,7	99	0,32	154,3	46,5
18	1,81	123,3	37,1	59	0,62	168,3	50,7	100	0,32	154,3	46,5
19	1,81	123,3	37,1	60	0,62	168,3	50,7	101	0,32	154,3	46,5
20	1,81	124,3	37,4	61	0,56	168,2	50,7	102	0,32	154,3	46,5
21	1,56	125,0	37,6	62	0,56	168,2	50,7	103	0,32	154,3	46,5
22	1,56	126,0	37,9	63	0,56	168,2	50,7	104	0,31	152,6	46,0
23	1,48	128,8	38,8	64	0,50	169,4	51,0	105	0,31	152,6	46,0
24	1,48	129,8	39,1	65	0,50	169,4	51,0	106	0,31	152,6	46,0
25	1,33	132,5	39,9	66	0,50	169,4	51,0	107	0,31	152,6	46,0
26	1,33	133,5	40,2	67	0,50	169,4	51,0	108	0,31	152,6	46,0
27	1,28	132,8	40,0	68	0,49	168,6	50,8	109	0,29	151,6	45,7
28	1,28	133,8	40,3	69	0,49	168,6	50,8	110	0,29	151,6	45,7
29	1,17	152,4	45,9	70	0,49	168,6	50,8	111	0,29	151,6	45,7
30	1,17	153,4	46,2	71	0,46	168,2	50,7	112	0,29	151,6	45,7
31	1,12	139,1	41,9	72	0,46	168,2	50,7	113	0,30	152,7	46,0
32	1,12	140,1	42,2	73	0,46	168,2	50,7	114	0,30	152,7	46,0
33	0,96	140,5	42,3	74	0,43	168,4	50,7	115	0,30	152,7	46,0
34	0,98	142,6	42,9	75	0,43	168,4	50,7	116	0,30	152,7	46,0
35	0,94	146,4	44,1	76	0,43	168,4	50,7	117	0,30	152,7	46,0
36	0,94	147,4	44,4	77	0,32	166,5	50,2	118	0,30	152,7	46,0
37	0,87	148,5	44,7	78	0,32	166,5	50,2	119	0,30	152,7	46,0
38	0,87	149,5	45,0	79	0,32	166,5	50,2	120	0,30	152,7	46,0
39	0,83	149,5	45,0	80	0,41	166,2	50,1				
40	0,83	150,5	45,3	81	0,41	166,2	50,1				

- Ensaio realizado em 22/07/2016

Hora do pulso: 08:30 h
 Volume aplicado no pulso: 268 L
 Duração do pulso: 2 min
 Vazão afluente: 134 L/min
 TAH: 5,47 mm/min
 Fluorescência afluente: 337,8
 Concentração afluente: 101,9 µg/L
 Massa afluente: 27322 µg
 Recuperação do volume: 75%
 Recuperação de massa: 30%

Tabela A.3 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 22/07/2016

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,06	2,8	0,7	41	0,90	84,6	25,4	82	0,37	48,9	14,6
1	3,95	99,4	29,9	42	0,90	84,6	25,4	83	0,37	46,6	13,9
2	7,83	196,1	59,1	43	0,90	84,6	25,4	84	0,37	46,6	13,9
3	12,99	175,2	52,8	44	0,78	79,3	23,8	85	0,37	46,6	13,9
4	10,58	171,6	51,7	45	0,78	79,3	23,8	86	0,37	46,6	13,9
5	10,86	171,6	51,7	46	0,78	79,3	23,8	87	0,37	46,6	13,9
6	10,44	171,2	51,6	47	0,78	79,3	23,8	88	0,35	44,8	13,4
7	10,44	171,2	51,6	48	0,67	73,4	22,0	89	0,35	44,8	13,4
8	9,78	168,4	50,7	49	0,67	73,4	22,0	90	0,35	44,8	13,4
9	8,52	158,5	47,7	50	0,67	73,4	22,0	91	0,35	44,8	13,4
10	7,12	155,5	46,8	51	0,67	73,4	22,0	92	0,35	44,8	13,4
11	6,67	153,1	46,1	52	0,67	73,4	22,0	93	0,32	43,5	13,0
12	6,67	153,1	46,1	53	0,59	69,3	20,8	94	0,32	43,5	13,0
13	4,98	146,6	44,1	54	0,59	69,3	20,8	95	0,32	43,5	13,0
14	4,98	146,6	44,1	55	0,59	69,3	20,8	96	0,32	43,5	13,0
15	4,22	144,8	43,6	56	0,59	69,3	20,8	97	0,32	43,5	13,0
16	4,22	144,8	43,6	57	0,59	69,3	20,8	98	0,19	41,6	12,4
17	2,85	137,6	41,4	58	0,53	65,5	19,6	99	0,19	41,6	12,4
18	2,85	137,6	41,4	59	0,53	65,5	19,6	100	0,19	41,6	12,4
19	2,85	137,6	41,4	60	0,53	65,5	19,6	101	0,19	41,6	12,4
20	2,57	132,9	40,0	61	0,53	65,5	19,6	102	0,19	41,6	12,4
21	2,57	132,9	40,0	62	0,53	65,5	19,6	103	0,29	40,5	12,1
22	2,37	130,2	39,2	63	0,47	60,2	18,0	104	0,29	40,5	12,1
23	2,37	130,2	39,2	64	0,47	60,2	18,0	105	0,29	40,5	12,1
24	1,98	124,0	37,3	65	0,47	60,2	18,0	106	0,29	40,5	12,1
25	1,98	124,0	37,3	66	0,47	60,2	18,0	107	0,29	40,5	12,1
26	1,72	119,5	35,9	67	0,47	60,2	18,0	108	0,28	38,6	11,5
27	1,72	119,5	35,9	68	0,47	60,2	18,0	109	0,28	38,6	11,5
28	1,57	112,8	33,9	69	0,44	57,1	17,1	110	0,28	38,6	11,5
29	1,57	112,8	33,9	70	0,44	57,1	17,1	111	0,28	38,6	11,5
30	1,45	108,5	32,6	71	0,44	57,1	17,1	112	0,28	38,6	11,5
31	1,45	108,5	32,6	72	0,44	57,1	17,1	113	0,25	38,6	11,5
32	1,33	103,8	31,2	73	0,44	57,1	17,1	114	0,25	38,6	11,5
33	1,33	103,8	31,2	74	0,42	53,8	16,1	115	0,25	38,6	11,5
34	1,19	99,7	30,0	75	0,42	53,8	16,1	116	0,25	38,6	11,5
35	1,19	99,7	30,0	76	0,42	53,8	16,1	117	0,25	38,6	11,5
36	1,10	95,1	28,6	77	0,42	53,8	16,1	118	0,25	36,9	11,0
37	1,10	95,1	28,6	78	0,37	48,9	14,6	119	0,25	36,9	11,0
38	0,97	89,8	27,0	79	0,37	48,9	14,6	120	0,25	36,9	11,0
39	0,97	89,8	27,0	80	0,37	48,9	14,6				
40	0,97	89,8	27,0	81	0,37	48,9	14,6				

- Ensaio realizado em 02/09/2016

Hora do pulso: 08:38h

Volume aplicado no pulso: 270 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 135 L/min

TAH: 5,51 mm/min

Fluorescência afluente: 667,0

Concentração afluente: 201,4 µg/L

Massa afluente: 54391 µg

Recuperação do volume: 71%

Recuperação de massa: 36%

Tabela A.4 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 02/09/2016

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,02	4,5	1,2	41	0,83	189,3	57,0	82	0,35	77,2	23,2
1	1,08	339,2	102,4	42	0,68	166,1	50,0	83	0,35	77,2	23,2
2	5,86	489,2	147,7	43	0,68	166,1	50,0	84	0,35	77,2	23,2
3	13,41	427,3	129,0	44	0,68	166,1	50,0	85	0,33	70,9	21,3
4	17,70	432,0	130,4	45	0,68	166,1	50,0	86	0,33	70,9	21,3
5	17,70	432,0	130,4	46	0,62	146,5	44,1	87	0,33	70,9	21,3
6	12,21	420,5	126,9	47	0,62	146,5	44,1	88	0,33	70,9	21,3
7	10,76	413,1	124,7	48	0,62	146,5	44,1	89	0,33	70,9	21,3
8	8,08	402,7	121,6	49	0,62	146,5	44,1	90	0,31	69,4	20,8
9	7,48	394,8	119,2	50	0,56	133,1	40,1	91	0,31	69,4	20,8
10	7,48	394,8	119,2	51	0,56	133,1	40,1	92	0,31	69,4	20,8
11	5,72	385,4	116,3	52	0,56	133,1	40,1	93	0,31	69,4	20,8
12	4,96	378,0	114,1	53	0,56	133,1	40,1	94	0,31	69,4	20,8
13	4,12	367,8	111,0	54	0,56	133,1	40,1	95	0,30	65,2	19,5
14	3,55	357,2	107,8	55	0,50	122,0	36,7	96	0,30	65,2	19,5
15	3,23	350,9	105,9	56	0,50	122,0	36,7	97	0,30	65,2	19,5
16	2,85	340,2	102,7	57	0,50	122,0	36,7	98	0,30	65,2	19,5
17	2,85	340,2	102,7	58	0,50	122,0	36,7	99	0,30	65,2	19,5
18	2,51	334,3	100,9	59	0,50	122,0	36,7	100	0,28	61,5	18,4
19	2,51	334,3	100,9	60	0,45	108,8	32,7	101	0,28	61,5	18,4
20	2,07	316,2	95,4	61	0,45	108,8	32,7	102	0,28	61,5	18,4
21	2,07	316,2	95,4	62	0,45	108,8	32,7	103	0,28	61,5	18,4
22	1,94	298,7	90,1	63	0,45	108,8	32,7	104	0,28	61,5	18,4
23	1,94	298,7	90,1	64	0,45	108,8	32,7	105	0,28	61,5	18,4
24	1,58	283,4	85,5	65	0,45	108,8	32,7	106	0,29	59,1	17,7
25	1,58	283,4	85,5	66	0,41	98,6	29,6	107	0,29	59,1	17,7
26	1,42	264,5	79,8	67	0,41	98,6	29,6	108	0,29	59,1	17,7
27	1,42	264,5	79,8	68	0,41	98,6	29,6	109	0,29	59,1	17,7
28	1,28	249,5	75,2	69	0,41	98,6	29,6	110	0,29	59,1	17,7
29	1,28	249,5	75,2	70	0,41	98,6	29,6	111	0,27	56,4	16,9
30	1,14	234,2	70,6	71	0,38	89,2	26,8	112	0,27	56,4	16,9
31	1,14	234,2	70,6	72	0,38	89,2	26,8	113	0,27	56,4	16,9
32	1,05	223,7	67,4	73	0,38	89,2	26,8	114	0,27	56,4	16,9
33	1,05	223,7	67,4	74	0,38	89,2	26,8	115	0,26	52,6	15,7
34	1,05	223,7	67,4	75	0,38	89,2	26,8	116	0,26	52,6	15,7
35	1,05	223,7	67,4	76	0,36	84,4	25,3	117	0,26	52,6	15,7
36	0,83	189,3	57,0	77	0,36	84,4	25,3	118	0,26	52,6	15,7
37	0,83	189,3	57,0	78	0,36	84,4	25,3	119	0,26	52,6	15,7
38	0,83	189,3	57,0	79	0,36	84,4	25,3	120	0,25	49,7	14,9
39	0,83	189,3	57,0	80	0,35	77,2	23,2				
40	0,83	189,3	57,0	81	0,35	77,2	23,2				

- Ensaio realizado em 29/09/2016

Hora do pulso: 08:59 h

Volume aplicado no pulso: 191 L

Duração do pulso: 1 min

Vazão afluyente: 191 L/min

TAH: 7,8 mm/min

Fluorescência afluyente: 786,0

Concentração afluyente: 237,4 µg/L

Massa afluyente: 45351 µg

Recuperação do volume: 66%

Recuperação de massa: 31%

Tabela A.5 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 29/09/2016

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,09	41,2	12,3	41	0,60	254,3	76,7	82	0,30	169,2	51,0
1	0,50	272,4	82,2	42	0,60	254,3	76,7	83	0,30	169,2	51,0
2	6,15	351,5	106,1	43	0,60	254,3	76,7	84	0,30	169,2	51,0
3	8,26	465,1	140,4	44	0,60	254,3	76,7	85	0,30	169,2	51,0
4	8,14	483,2	145,9	45	0,56	241,7	72,9	86	0,30	169,2	51,0
5	6,96	486,4	146,9	46	0,56	241,7	72,9	87	0,28	143,1	43,1
6	6,12	479,3	144,7	47	0,56	241,7	72,9	88	0,28	143,1	43,1
7	6,12	479,3	144,7	48	0,56	241,7	72,9	89	0,28	143,1	43,1
8	4,97	463,6	140,0	49	0,56	241,7	72,9	90	0,28	143,1	43,1
9	4,97	463,6	140,0	50	0,45	225,9	68,1	91	0,28	143,1	43,1
10	3,80	439,5	132,7	51	0,45	225,9	68,1	92	0,28	143,1	43,1
11	3,33	429,8	129,8	52	0,45	225,9	68,1	93	0,28	143,1	43,1
12	3,33	429,8	129,8	53	0,45	225,9	68,1	94	0,28	143,1	43,1
13	2,66	413,9	124,9	54	0,45	225,9	68,1	95	0,28	143,1	43,1
14	2,66	413,9	124,9	55	0,44	214,7	64,7	96	0,28	143,1	43,1
15	2,22	402,2	121,4	56	0,44	214,7	64,7	97	0,27	136,6	41,1
16	2,22	402,2	121,4	57	0,44	214,7	64,7	98	0,27	136,6	41,1
17	1,88	385,9	116,5	58	0,44	214,7	64,7	99	0,27	136,6	41,1
18	1,88	385,9	116,5	59	0,44	214,7	64,7	100	0,27	136,6	41,1
19	1,61	371,4	112,1	60	0,39	198,5	59,8	101	0,27	136,6	41,1
20	1,61	371,4	112,1	61	0,39	198,5	59,8	102	0,27	136,6	41,1
21	1,42	358,0	108,0	62	0,39	198,5	59,8	103	0,27	136,6	41,1
22	1,42	358,0	108,0	63	0,39	198,5	59,8	104	0,27	136,6	41,1
23	1,42	358,0	108,0	64	0,39	198,5	59,8	105	0,27	136,6	41,1
24	1,07	331,1	99,9	65	0,38	193,5	58,3	106	0,27	136,6	41,1
25	1,07	331,1	99,9	66	0,38	193,5	58,3	107	0,24	124,2	37,4
26	1,07	331,1	99,9	67	0,38	193,5	58,3	108	0,24	124,2	37,4
27	1,07	331,1	99,9	68	0,38	193,5	58,3	109	0,24	124,2	37,4
28	1,07	331,1	99,9	69	0,34	184,2	55,5	110	0,24	124,2	37,4
29	0,86	300,5	90,7	70	0,34	184,2	55,5	111	0,24	124,2	37,4
30	0,86	300,5	90,7	71	0,34	184,2	55,5	112	0,24	124,2	37,4
31	0,86	300,5	90,7	72	0,34	184,2	55,5	113	0,24	124,2	37,4
32	0,86	300,5	90,7	73	0,34	184,2	55,5	114	0,24	124,2	37,4
33	0,86	300,5	90,7	74	0,34	184,2	55,5	115	0,22	122,3	36,8
34	0,76	281,8	85,0	75	0,34	184,2	55,5	116	0,22	122,3	36,8
35	0,76	281,8	85,0	76	0,34	184,2	55,5	117	0,22	122,3	36,8
36	0,76	281,8	85,0	77	0,30	169,2	51,0	118	0,22	122,3	36,8
37	0,76	281,8	85,0	78	0,30	169,2	51,0	119	0,22	122,3	36,8
38	0,76	281,8	85,0	79	0,30	169,2	51,0	120	0,22	120,9	36,4
39	0,76	281,8	85,0	80	0,30	169,2	51,0				
40	0,60	254,3	76,7	81	0,30	169,2	51,0				

- Ensaio realizado em 16/12/2016

Hora do pulso: 8:52 h

Volume aplicado no pulso: 195 L

Duração do pulso: 1 min

Vazão afluente: 195 L/min

TAH: 7,96 mm/min

Fluorescência afluente: 476,3

Concentração afluente: 143,8 µg/L

Massa afluente: 28044 µg

Recuperação do volume: 63%

Recuperação de massa: 22%

Tabela A.6 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 16/12/2016

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,06	6,3	1,7	41	0,68	106,5	32,0	82	0,36	56,2	16,8
1	2,11	85,1	25,5	42	0,68	106,5	32,0	83	0,36	56,2	16,8
2	4,15	163,8	49,3	43	0,68	106,5	32,0	84	0,33	47,8	14,3
3	7,76	237,9	71,7	44	0,68	106,5	32,0	85	0,33	47,8	14,3
4	6,66	244,8	73,8	45	0,68	106,5	32,0	86	0,33	47,8	14,3
5	6,66	244,8	73,8	46	0,68	106,5	32,0	87	0,33	47,8	14,3
6	6,01	249,1	75,1	47	0,57	92,2	27,7	88	0,33	47,8	14,3
7	5,05	230,3	69,4	48	0,57	92,2	27,7	89	0,33	47,8	14,3
8	4,30	219,6	66,2	49	0,57	92,2	27,7	90	0,33	47,8	14,3
9	4,30	219,6	66,2	50	0,57	92,2	27,7	91	0,33	47,8	14,3
10	3,18	215,3	64,9	51	0,57	92,2	27,7	92	0,33	47,8	14,3
11	3,18	215,3	64,9	52	0,54	86,9	26,1	93	0,33	47,8	14,3
12	3,18	215,3	64,9	53	0,54	86,9	26,1	94	0,29	38,1	11,3
13	2,56	193,6	58,3	54	0,54	86,9	26,1	95	0,29	38,1	11,3
14	2,56	193,6	58,3	55	0,54	86,9	26,1	96	0,29	38,1	11,3
15	2,10	183,7	55,4	56	0,48	78,3	23,5	97	0,29	38,1	11,3
16	2,10	183,7	55,4	57	0,48	78,3	23,5	98	0,29	38,1	11,3
17	1,77	176,4	53,1	58	0,48	78,3	23,5	99	0,29	38,1	11,3
18	1,77	176,4	53,1	59	0,48	78,3	23,5	100	0,29	38,1	11,3
19	1,54	170,7	51,4	60	0,48	78,3	23,5	101	0,29	38,1	11,3
20	1,54	170,7	51,4	61	0,42	71,4	21,4	102	0,29	38,1	11,3
21	1,40	168,0	50,6	62	0,42	71,4	21,4	103	0,29	38,1	11,3
22	1,40	168,0	50,6	63	0,42	71,4	21,4	104	0,27	30,4	9,0
23	1,23	163,7	49,3	64	0,42	71,4	21,4	105	0,27	30,4	9,0
24	1,23	163,7	49,3	65	0,42	71,4	21,4	106	0,27	30,4	9,0
25	1,14	154,4	46,5	66	0,41	64,6	19,4	107	0,27	30,4	9,0
26	1,14	154,4	46,5	67	0,41	64,6	19,4	108	0,27	30,4	9,0
27	1,01	146,9	44,2	68	0,41	64,6	19,4	109	0,27	30,4	9,0
28	1,01	146,9	44,2	69	0,41	64,6	19,4	110	0,27	30,4	9,0
29	1,01	146,9	44,2	70	0,41	64,6	19,4	111	0,27	30,4	9,0
30	1,01	146,9	44,2	71	0,38	60,1	18,0	112	0,27	30,4	9,0
31	0,89	130,3	39,2	72	0,38	60,1	18,0	113	0,27	30,4	9,0
32	0,89	130,3	39,2	73	0,38	60,1	18,0	114	0,25	26,2	7,7
33	0,89	130,3	39,2	74	0,38	60,1	18,0	115	0,25	26,2	7,7
34	0,89	130,3	39,2	75	0,38	60,1	18,0	116	0,25	26,2	7,7
35	0,89	130,3	39,2	76	0,36	56,2	16,8	117	0,25	26,2	7,7
36	0,74	115,2	34,6	77	0,36	56,2	16,8	118	0,25	26,2	7,7
37	0,74	115,2	34,6	78	0,36	56,2	16,8	119	0,25	26,2	7,7
38	0,74	115,2	34,6	79	0,36	56,2	16,8	120	0,25	26,2	7,7
39	0,74	115,2	34,6	80	0,36	56,2	16,8				
40	0,74	115,2	34,6	81	0,36	56,2	16,8				

- Ensaio realizado em 09/03/2017

Hora do pulso: 9:14 h
 Volume aplicado no pulso: 282 L
 Duração do pulso: 2 min
 Vazão afluente: 141 L/min
 TAH: 5,76 mm/min
 Fluorescência afluente: 476,3
 Concentração afluente: 143,8 µg/L
 Massa afluente: 40556 µg
 Recuperação do volume: 72%
 Recuperação de massa: 31%

Tabela A.7 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 09/03/2017

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,08	3,8	1,0	41	1,26	163,8	49,3	82	0,56	103,0	31,0
1	2,91	169,3	51,0	42	1,26	163,8	49,3	83	0,56	103,0	31,0
2	5,74	334,8	101,0	43	1,17	156,8	47,2	84	0,51	99,4	29,9
3	8,53	283,0	85,4	44	1,17	156,8	47,2	85	0,51	99,4	29,9
4	8,68	291,5	87,9	45	1,17	156,8	47,2	86	0,51	99,4	29,9
5	8,01	283,1	85,4	46	1,10	144,5	43,5	87	0,51	99,4	29,9
6	7,06	295,7	89,2	47	1,10	144,5	43,5	88	0,51	99,4	29,9
7	7,06	295,7	89,2	48	1,10	144,5	43,5	89	0,51	99,4	29,9
8	6,86	261,8	79,0	49	1,10	144,5	43,5	90	0,51	99,4	29,9
9	5,69	256,5	77,4	50	0,96	138,5	41,7	91	0,51	99,4	29,9
10	5,63	249,8	75,3	51	0,96	138,5	41,7	92	0,44	90,0	27,0
11	5,13	246,5	74,3	52	0,96	138,5	41,7	93	0,44	90,0	27,0
12	5,13	246,5	74,3	53	0,96	138,5	41,7	94	0,44	90,0	27,0
13	4,64	240,2	72,4	54	0,85	130,7	39,3	95	0,44	90,0	27,0
14	4,64	240,2	72,4	55	0,85	130,7	39,3	96	0,44	90,0	27,0
15	3,98	228,4	68,9	56	0,85	130,7	39,3	97	0,44	90,0	27,0
16	3,98	228,4	68,9	57	0,85	130,7	39,3	98	0,44	90,0	27,0
17	3,59	217,0	65,4	58	0,85	130,7	39,3	99	0,44	90,0	27,0
18	3,59	217,0	65,4	59	0,75	123,3	37,1	100	0,44	90,0	27,0
19	3,38	210,3	63,4	60	0,75	123,3	37,1	101	0,44	90,0	27,0
20	3,38	210,3	63,4	61	0,75	123,3	37,1	102	0,37	82,4	24,7
21	2,88	208,8	62,9	62	0,75	123,3	37,1	103	0,37	82,4	24,7
22	2,88	208,8	62,9	63	0,75	123,3	37,1	104	0,37	82,4	24,7
23	2,42	200,9	60,6	64	0,63	116,6	35,1	105	0,37	82,4	24,7
24	2,42	200,9	60,6	65	0,63	116,6	35,1	106	0,37	82,4	24,7
25	2,42	200,9	60,6	66	0,63	116,6	35,1	107	0,37	82,4	24,7
26	2,32	196,0	59,1	67	0,63	116,6	35,1	108	0,37	82,4	24,7
27	2,32	196,0	59,1	68	0,63	116,6	35,1	109	0,36	80,1	24,0
28	2,10	198,7	59,9	69	0,63	109,3	32,9	110	0,36	80,1	24,0
29	2,10	198,7	59,9	70	0,63	109,3	32,9	111	0,36	80,1	24,0
30	2,10	198,7	59,9	71	0,63	109,3	32,9	112	0,36	80,1	24,0
31	1,83	177,3	53,4	72	0,63	109,3	32,9	113	0,36	80,1	24,0
32	1,83	177,3	53,4	73	0,63	109,3	32,9	114	0,33	76,8	23,0
33	1,83	177,3	53,4	74	0,63	109,3	32,9	115	0,33	76,8	23,0
34	1,62	176,6	53,2	75	0,63	109,3	32,9	116	0,33	76,8	23,0
35	1,62	176,6	53,2	76	0,63	109,3	32,9	117	0,33	76,8	23,0
36	1,62	176,6	53,2	77	0,56	103,0	31,0	118	0,33	76,8	23,0
37	1,42	172,8	52,1	78	0,56	103,0	31,0	119	0,33	76,8	23,0
38	1,42	172,8	52,1	79	0,56	103,0	31,0	120	0,33	74,6	22,4
39	1,42	172,8	52,1	80	0,56	103,0	31,0				
40	1,26	163,8	49,3	81	0,56	103,0	31,0				

- Ensaio realizado em 16/10/2017

Hora do pulso: 09:15 h

Volume aplicado no pulso: 290 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 145 L/min

TAH: 5,92 mm/min

Fluorescência afluente: 588,7

Concentração afluente: 177,8 µg/L

Massa afluente: 51561 µg

Recuperação do volume: 67%

Recuperação de massa: 23%

Tabela A.8 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 16/10/2017

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,11	1,7	0,3	41	1,06	102,8	30,9	82	0,49	52,5	15,7
1	0,92	149,1	44,9	42	1,06	102,8	30,9	83	0,46	49,5	14,8
2	6,90	321,0	96,9	43	0,91	91,6	27,5	84	0,46	49,5	14,8
3	12,36	335,9	101,4	44	0,91	91,6	27,5	85	0,46	49,5	14,8
4	11,16	328,4	99,1	45	0,91	91,6	27,5	86	0,46	49,5	14,8
5	9,99	329,4	99,4	46	0,91	91,6	27,5	87	0,46	49,5	14,8
6	8,86	315,9	95,3	47	0,91	91,6	27,5	88	0,46	49,5	14,8
7	8,07	301,0	90,8	48	0,81	82,4	24,7	89	0,46	49,5	14,8
8	7,26	285,9	86,2	49	0,81	82,4	24,7	90	0,46	49,5	14,8
9	6,56	273,7	82,6	50	0,81	82,4	24,7	91	0,43	42,6	12,7
10	5,88	261,6	78,9	51	0,81	82,4	24,7	92	0,43	42,6	12,7
11	5,14	253,7	76,5	52	0,81	82,4	24,7	93	0,43	42,6	12,7
12	5,14	253,7	76,5	53	0,74	76,4	22,9	94	0,43	42,6	12,7
13	4,56	233,5	70,4	54	0,74	76,4	22,9	95	0,43	42,6	12,7
14	4,56	233,5	70,4	55	0,74	76,4	22,9	96	0,43	42,6	12,7
15	4,56	233,5	70,4	56	0,74	76,4	22,9	97	0,43	42,6	12,7
16	3,21	202,8	61,1	57	0,74	76,4	22,9	98	0,43	42,6	12,7
17	3,21	202,8	61,1	58	0,66	69,6	20,9	99	0,43	42,6	12,7
18	3,21	202,8	61,1	59	0,66	69,6	20,9	100	0,43	42,6	12,7
19	2,74	181,7	54,8	60	0,66	69,6	20,9	101	0,39	37,1	11,0
20	2,74	181,7	54,8	61	0,66	69,6	20,9	102	0,39	37,1	11,0
21	2,38	171,5	51,7	62	0,66	69,6	20,9	103	0,39	37,1	11,0
22	2,38	171,5	51,7	63	0,62	64,0	19,2	104	0,39	37,1	11,0
23	2,10	161,8	48,7	64	0,62	64,0	19,2	105	0,39	37,1	11,0
24	2,10	161,8	48,7	65	0,62	64,0	19,2	106	0,39	37,1	11,0
25	1,89	147,1	44,3	66	0,62	64,0	19,2	107	0,39	37,1	11,0
26	1,89	147,1	44,3	67	0,62	64,0	19,2	108	0,39	37,1	11,0
27	1,73	137,9	41,5	68	0,58	60,7	18,2	109	0,39	37,1	11,0
28	1,73	137,9	41,5	69	0,58	60,7	18,2	110	0,39	37,1	11,0
29	1,55	131,3	39,5	70	0,58	60,7	18,2	111	0,36	32,8	9,7
30	1,55	131,3	39,5	71	0,58	60,7	18,2	112	0,36	32,8	9,7
31	1,46	125,6	37,8	72	0,58	60,7	18,2	113	0,36	32,8	9,7
32	1,46	125,6	37,8	73	0,53	55,5	16,6	114	0,36	32,8	9,7
33	1,34	119,9	36,1	74	0,53	55,5	16,6	115	0,36	32,8	9,7
34	1,34	119,9	36,1	75	0,53	55,5	16,6	116	0,36	32,8	9,7
35	1,25	113,4	34,1	76	0,53	55,5	16,6	117	0,36	32,8	9,7
36	1,25	113,4	34,1	77	0,53	55,5	16,6	118	0,36	32,8	9,7
37	1,25	113,4	34,1	78	0,49	52,5	15,7	119	0,36	32,8	9,7
38	1,06	102,8	30,9	79	0,49	52,5	15,7	120	0,35	31,4	9,3
39	1,06	102,8	30,9	80	0,49	52,5	15,7				
40	1,06	102,8	30,9	81	0,49	52,5	15,7				

- Ensaio realizado em 15/11/2017

Hora do pulso: 08:30 h

Volume aplicado no pulso: 371 L

Duração do pulso: 3 min

Vazão afluyente: 123,67 L/min

TAH: 5,05 mm/min

Fluorescência afluyente: 406,4

Concentração afluyente: 122,7 µg/L

Massa afluyente: 45513 µg

Recuperação do volume: 67%

Recuperação de massa: 30%

Tabela A.9 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 15/11/2017

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,08	4,6	1,2	41	1,14	81,0	24,3	82	0,50	46,6	13,9
1	2,60	116,0	34,9	42	1,12	78,7	23,6	83	0,46	43,0	12,8
2	5,11	227,5	68,6	43	1,12	78,7	23,6	84	0,46	43,0	12,8
3	13,41	296,5	89,5	44	0,98	77,0	23,1	85	0,46	43,0	12,8
4	21,85	260,1	78,5	45	0,98	77,0	23,1	86	0,46	43,0	12,8
5	25,31	263,3	79,4	46	0,84	70,9	21,3	87	0,46	43,0	12,8
6	11,89	254,4	76,7	47	0,84	70,9	21,3	88	0,43	41,8	12,5
7	11,43	245,3	74,0	48	0,79	68,1	20,4	89	0,43	41,8	12,5
8	10,41	236,3	71,3	49	0,79	68,1	20,4	90	0,43	41,8	12,5
9	8,66	228,1	68,8	50	0,85	67,6	20,3	91	0,43	41,8	12,5
10	8,19	219,8	66,3	51	0,85	67,6	20,3	92	0,43	41,8	12,5
11	7,27	209,9	63,3	52	0,79	63,4	19,0	93	0,41	40,4	12,0
12	6,91	201,7	60,8	53	0,79	63,4	19,0	94	0,41	40,4	12,0
13	5,40	192,7	58,1	54	0,75	61,1	18,3	95	0,41	40,4	12,0
14	5,00	186,3	56,1	55	0,75	61,1	18,3	96	0,41	40,4	12,0
15	5,08	175,8	53,0	56	0,69	58,7	17,6	97	0,41	40,4	12,0
16	4,37	168,3	50,7	57	0,69	58,7	17,6	98	0,40	38,3	11,4
17	4,00	159,4	48,0	58	0,69	58,7	17,6	99	0,40	38,3	11,4
18	3,47	147,0	44,3	59	0,71	58,0	17,3	100	0,40	38,3	11,4
19	3,47	147,0	44,3	60	0,71	58,0	17,3	101	0,40	38,3	11,4
20	3,41	142,0	42,7	61	0,67	56,2	16,8	102	0,40	38,3	11,4
21	3,06	142,0	42,7	62	0,67	56,2	16,8	103	0,37	36,1	10,7
22	3,06	142,0	42,7	63	0,63	55,4	16,6	104	0,37	36,1	10,7
23	2,75	129,2	38,9	64	0,63	55,4	16,6	105	0,37	36,1	10,7
24	2,75	129,2	38,9	65	0,62	54,8	16,4	106	0,37	36,1	10,7
25	2,09	115,5	34,7	66	0,62	54,8	16,4	107	0,37	36,1	10,7
26	2,09	115,5	34,7	67	0,62	54,8	16,4	108	0,37	35,4	10,5
27	2,09	115,5	34,7	68	0,57	50,7	15,2	109	0,37	35,4	10,5
28	1,96	108,5	32,6	69	0,57	50,7	15,2	110	0,37	35,4	10,5
29	1,96	108,5	32,6	70	0,57	50,7	15,2	111	0,37	35,4	10,5
30	1,69	101,0	30,4	71	0,57	50,7	15,2	112	0,37	35,4	10,5
31	1,69	101,0	30,4	72	0,57	50,7	15,2	113	0,35	33,5	10,0
32	1,60	96,2	28,9	73	0,52	47,3	14,1	114	0,35	33,5	10,0
33	1,60	96,2	28,9	74	0,52	47,3	14,1	115	0,35	33,5	10,0
34	1,38	91,3	27,4	75	0,52	47,3	14,1	116	0,35	33,5	10,0
35	1,38	91,3	27,4	76	0,52	47,3	14,1	117	0,35	33,5	10,0
36	1,44	88,1	26,5	77	0,52	47,3	14,1	118	0,33	33,2	9,8
37	1,44	88,1	26,5	78	0,50	46,6	13,9	119	0,33	33,2	9,8
38	1,14	83,6	25,1	79	0,50	46,6	13,9	120	0,33	33,2	9,8
39	1,14	83,6	25,1	80	0,50	46,6	13,9				
40	1,14	81,0	24,3	81	0,50	46,6	13,9				

- Ensaio realizado em 15/12/2017

Hora do pulso: 08:30 h

Volume aplicado no pulso: 373 L

Duração do pulso: 3 min

Vazão afluente: 124,33 L/min

TAH: 5,07 mm/min

Fluorescência afluente: 644,0

Concentração afluente: 194,5 µg/L

Massa afluente: 72545 µg

Recuperação do volume: 72%

Recuperação de massa: 29%

Tabela A.10 – Dados brutos obtidos com o ensaio hidrodinâmico realizado no WCFV em 15/12/2017

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L/min)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug/L)
0	0,10	5,1	1,4	41	1,24	113,4	34,1	82	0,54	49,8	14,9
1	0,20	114,5	34,4	42	1,24	113,4	34,1	83	0,54	49,8	14,9
2	1,26	224,0	67,5	43	1,06	93,6	28,1	84	0,54	49,8	14,9
3	10,50	381,9	115,3	44	1,06	93,6	28,1	85	0,54	49,8	14,9
4	17,34	393,7	118,8	45	1,06	93,6	28,1	86	0,48	43,9	13,1
5	24,18	387,9	117,1	46	1,06	93,6	28,1	87	0,48	43,9	13,1
6	21,83	374,7	113,1	47	1,06	93,6	28,1	88	0,48	43,9	13,1
7	11,61	360,7	108,9	48	0,92	84,7	25,4	89	0,48	43,9	13,1
8	10,67	354,7	107,0	49	0,92	84,7	25,4	90	0,48	43,9	13,1
9	10,67	354,7	107,0	50	0,92	84,7	25,4	91	0,48	43,9	13,1
10	8,91	332,3	100,3	51	0,92	84,7	25,4	92	0,48	43,9	13,1
11	8,20	320,1	96,6	52	0,92	84,7	25,4	93	0,48	43,9	13,1
12	7,43	306,8	92,6	53	0,81	76,3	22,9	94	0,48	43,9	13,1
13	6,72	294,1	88,7	54	0,81	76,3	22,9	95	0,48	43,9	13,1
14	6,15	282,7	85,3	55	0,81	76,3	22,9	96	0,44	40,1	12,0
15	6,39	272,8	82,3	56	0,81	76,3	22,9	97	0,44	40,1	12,0
16	5,23	257,7	77,7	57	0,81	76,3	22,9	98	0,44	40,1	12,0
17	5,23	257,7	77,7	58	0,74	68,5	20,5	99	0,44	40,1	12,0
18	4,50	243,9	73,6	59	0,74	68,5	20,5	100	0,44	40,1	12,0
19	4,50	243,9	73,6	60	0,74	68,5	20,5	101	0,44	40,1	12,0
20	3,67	227,2	68,5	61	0,74	68,5	20,5	102	0,44	40,1	12,0
21	3,67	227,2	68,5	62	0,74	68,5	20,5	103	0,44	40,1	12,0
22	3,19	212,7	64,1	63	0,74	68,5	20,5	104	0,44	40,1	12,0
23	3,19	212,7	64,1	64	0,74	68,5	20,5	105	0,44	40,1	12,0
24	2,77	195,6	59,0	65	0,74	68,5	20,5	106	0,41	36,5	10,9
25	2,77	195,6	59,0	66	0,62	56,8	17,0	107	0,41	36,5	10,9
26	2,49	185,4	55,9	67	0,62	56,8	17,0	108	0,41	36,5	10,9
27	2,49	185,4	55,9	68	0,62	56,8	17,0	109	0,41	36,5	10,9
28	2,21	169,0	50,9	69	0,62	56,8	17,0	110	0,41	36,5	10,9
29	2,21	169,0	50,9	70	0,62	56,8	17,0	111	0,41	36,5	10,9
30	1,92	159,4	48,0	71	0,62	56,8	17,0	112	0,41	36,5	10,9
31	1,92	159,4	48,0	72	0,62	56,8	17,0	113	0,41	36,5	10,9
32	1,76	145,0	43,7	73	0,62	56,8	17,0	114	0,41	36,5	10,9
33	1,76	145,0	43,7	74	0,62	56,8	17,0	115	0,41	36,5	10,9
34	1,59	134,9	40,6	75	0,62	56,8	17,0	116	0,40	32,9	9,8
35	1,59	134,9	40,6	76	0,54	49,8	14,9	117	0,40	32,9	9,8
36	1,46	126,1	37,9	77	0,54	49,8	14,9	118	0,40	32,9	9,8
37	1,46	126,1	37,9	78	0,54	49,8	14,9	119	0,40	32,9	9,8
38	1,35	119,3	35,9	79	0,54	49,8	14,9	120	0,40	32,9	9,8
39	1,35	119,3	35,9	80	0,54	49,8	14,9				
40	1,24	113,4	34,1	81	0,54	49,8	14,9				

APÊNDICE B – RESULTADOS DO MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

Tabela B.1 - Resultados do monitoramento físico-químico do esgoto bruto (EB) durante a fase I (jan.-mai./2016)

Fase I	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	
	1	07/01/2016	25,0	x	8,1	345	380	863	207	965	447	518	526	333	194	439	9,0	50	x	x	x	
	2	12/01/2016	25,0	x	7,7	358	280	516	256	685	308	378	173	115	57	512	1,2	53	x	x	x	
	3	14/01/2016	24,5	x	7,5	343	x	483	222	668	315	353	136	102	34	531	1,6	56	x	x	x	
	4	19/01/2016	25,5	x	8,0	390	270	428	274	593	303	290	80	54	26	513	0,4	75	x	x	x	
	5	21/01/2016	25,5	x	7,1	355	x	926	294	979	546	433	634	427	208	345	9,0	47	x	x	x	
	6	26/01/2016	25,0	x	7,3	247	250	470	173	612	281	332	192	166	26	420	1,4	31	x	x	x	
	7	28/01/2016	23,0	x	7,7	297	x	583	213	683	331	352	236	199	36	447	2,5	45	x	x	x	
	8	01/02/2016	24,0	x	7,4	295	180	393	164	641	58	583	240	113	127	400	1,0	45	x	x	x	
	9	11/02/2016	24,5	x	7,7	291	270	528	214	398	363	35	327	193	134	71	4,0	42	x	x	x	
	10	17/02/2016	26,5	x	7,4	290	x	372	164	531	314	217	206	149	56	325	0,8	48	x	x	x	
	11	25/02/2016	26,5	x	7,6	356	210	530	247	803	346	458	297	153	144	507	2,0	43	x	x	x	
	12	03/03/2016	24,0	x	7,9	374	240	461	204	685	354	330	232	207	25	453	2,3	57	x	x	x	
	13	17/03/2016	25,5	x	8,1	428	350	686	288	863	434	429	376	296	80	487	3,0	61	x	x	x	
	14	31/03/2016	23,0	x	7,6	414	200	346	150	684	330	354	141	106	35	543	0,7	51	x	x	x	
	15	07/04/2016	25,0	x	8,0	420	300	584	162	806	394	412	329	272	57	477	3,5	60	83	23	83	
	16	14/04/2016	24,0	x	7,8	429	240	535	269	812	390	422	255	237	18	557	2,8	59	83	24	83	
	17	28/04/2016	21,0	x	7,8	435	270	572	184	765	445	320	311	250	61	453	3,5	67	89	22	89	
	18	05/05/2016	19,0	x	7,7	433	340	653	261	896	449	447	406	307	99	489	2,8	70	90	20	90	
	19	12/05/2016	19,0	x	8,4	514	350	619	268	735	378	357	371	349	22	364	2,0	103	118	15	118	
	20	19/05/2016	17,0	x	8,0	445	380	738	284	819	430	390	472	413	60	347	2,5	68	85	17	85	
	Média			23,6		7,7	373	282	564	225	731	361	370	297	222	75	434	2,8	57	91	20	91
	Desvio padrão			2,6		0,3	68	63	153	48	144	97	113	139	107	57	110	2,3	15	14	3	14
Máximo			26,5		8,4	514	380	926	294	979	546	583	634	427	208	557	9,0	103	118	24	118	
Mínimo			17,0		7,1	247	180	346	150	398	58	35	80	54	18	71	0,4	31	83	15	83	

Tabela B.2 - Resultados do monitoramento físico-químico do esgoto bruto (EB) durante a fase II (jun.-ago./2016)

Fase II	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)
	21	02/06/2016	17,0	x	8,0	451	480	953	244	913	536	377	611	546	66	302	8,0	79	113	34	113
	22	09/06/2016	16,0	x	8,4	417	380	814	248	954	575	379	412	382	30	542	4,0	81	109	28	109
	23	16/06/2016	16,5	x	8,4	405	520	850	264	1163	720	443	693	580	112	470	8,5	80	113	34	113
	24	23/06/2016	15,5	x	9,7	450	420	635	266	911	508	403	329	312	17	582	6,0	89	124	35	124
	25	30/06/2016	17,0	x	8,3	409	330	544	276	764	398	365	281	203	78	483	0,6	79	99	19	99
	26	07/07/2016	16,0	x	8,5	417	350	537	283	796	378	418	189	164	24	607	0,8	89	111	23	111
	27	14/07/2016	16,0	x	8,6	372	300	561	295	770	299	471	172	143	29	598	1,2	71	90	19	90
	28	21/07/2016	14,0	x	8,2	249	290	571	284	659	329	330	162	148	14	497	0,7	40	58	18	58
	29	04/08/2016	17,0	x	8,0	272	330	553	258	687	343	344	190	169	21	497	1,3	40	53	13	53
	30	11/08/2016	17,0	x	8,6	407	340	744	356	802	447	356	260	204	56	543	1,8	71	88	16	88
	31	17/08/2016	19,5	x	8,4	442	480	848	283	1041	701	340	411	334	77	630	7,5	73	100	27	100
	32	24/08/2016	16,0	x	8,8	390	360	780	340	737	414	323	247	229	18	490	1,5	75	x	x	x
Média			16,5		8,5	390	382	699	283	850	471	379	330	284	45	520	3,5	72	96	24	96
Desvio padrão			1,3		0,4	65	76	148	34	150	140	46	173	151	32	87	3,1	16	23	8	23
Máximo			19,5		9,7	451	520	953	356	1163	720	471	693	580	112	630	8,5	89	124	35	124
Mínimo			14,0		8,0	249	290	537	244	659	299	323	162	143	14	302	0,6	40	53	13	53

Tabela B.3 - Resultados do monitoramento físico-químico do esgoto bruto (EB) durante a fase III (set./2016.-fev./2017)

Fase III	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)
	33	14/09/2016	19,0	x	7,9	383	380	836	231	844	484	360	379	319	60	465	6,0	68	x	x	x
	34	28/09/2016	19,0	x	7,2	454	560	973	324	1093	585	508	505	420	85	588	8,0	71	96	24	96
	35	26/10/2016	22,0	x	8,0	413	620	950	459	1165	712	453	624	474	149	541	10,0	78	114	37	114
	36	03/11/2016	20,0	x	7,9	280	500	950	149	1101	640	461	811	630	181	290	11,5	42	69	27	69
	37	23/11/2016	22,0	x	7,6	402	620	1955	385	1040	579	461	509	448	61	531	8,5	70	107	37	107
	38	30/11/2016	23,0	x	7,9	320	310	646	302	739	373	366	276	229	47	463	3,4	55	77	23	77
	39	07/12/2016	25,0	x	7,9	406	640	900	180	1056	600	456	584	511	73	472	10,0	71	106	34	106
	40	14/12/2016	25,0	x	7,8	411	620	1072	331	937	578	359	507	437	70	430	10,0	77	106	28	106
	41	18/01/2017	x	x	7,7	735	270	869	117	679	316	363	246	205	41	433	3,0	33	49	16	49
	42	26/01/2017	25,0	x	8,1	292	190	489	236	507	260	247	188	164	24	319	1,8	47	62	15	62
	43	02/02/2017	x	x	7,9	247	180	404	171	565	232	333	165	111	54	400	2,0	34	46	12	46
	Média			22,2		7,8	395	445	913	262	884	487	397	436	359	77	448	6,7	59	83	25
Desvio padrão			2,5		0,2	131	183	404	107	231	165	77	203	164	47	90	3,6	17	26	9	26
Máximo			25,0		8,1	735	640	1955	459	1165	712	508	811	630	181	588	11,5	78	114	37	114
Mínimo			19,0		7,2	247	180	404	117	507	232	247	165	111	24	290	1,8	33	46	12	46

Tabela B.4 - Resultados do monitoramento físico-químico do esgoto bruto (EB) durante a fase IV (fev.-out./2017)

Fase IV	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)
	44	23/02/2017	26,0	x	8,3	351	260	527	141	694	368	326	356	304	52	338	4,5	68	84	16	84
	45	27/02/2017	25,5	x	8,0	286	260	399	235	595	272	323	138	108	30	457	0,5	49	64	15	64
	46	02/03/2017	26,0	x	8,0	359	340	605	292	815	395	420	172	132	40	643	2,0	69	84	15	84
	47	07/03/2017	26,0	x	8,5	349	400	715	266	818	447	371	338	277	60	480	4,6	63	81	18	81
	48	21/03/2017	24,5	x	8,3	355	580	919	227	991	586	405	503	415	88	488	10,0	58	86	28	86
	49	28/03/2017	25,0	x	7,8	343	540	1012	281	985	632	353	534	457	78	451	10,0	49	80	31	80
	50	11/04/2017	24,0	x	7,7	365	660	1021	284	1085	746	339	751	521	229	334	11,5	63	110	47	110
	51	18/04/2017	22,0	x	7,8	465	560	1414	344	1013	625	388	469	419	50	544	5,0	79	109	30	109
	52	02/05/2017	20,0	x	7,7	381	640	1014	268	1087	659	428	657	571	86	430	11,0	52	93	42	93
	53	09/05/2017	23,0	x	7,3	355	720	1240	275	1258	841	417	779	672	108	479	15,0	56	100	44	100
	54	16/05/2017	19,0	x	7,7	412	900	1803	420	1456	1010	446	1061	892	169	395	18,0	66	126	60	126
	55	30/05/2017	21,0	x	7,6	369	640	996	321	1152	724	428	612	539	73	540	9,2	55	92	37	92
	56	06/06/2017	19,0	x	7,6	399	560	1029	219	985	651	334	662	537	125	323	11,0	68	92	24	92
	57	13/06/2017	18,0	x	8,1	398	520	814	318	882	500	382	476	441	34	406	7,0	71	98	27	98
	58	27/06/2017	19,0	x	8,1	442	500	892	327	880	500	380	532	449	82	348	3,0	81	105	24	105
	59	04/07/2017	x	x	x	x	480	922	x	983	581	402	426	339	87	557	6,0	102	x	x	x
	60	18/07/2017	17,0	x	7,5	413	920	1976	376	2050	1504	546	1265	1209	56	785	50,0	81	151	70	151
	61	25/07/2017	20,0	x	7,8	185	390	840	262	719	410	309	289	249	40	430	6,0	70	70	0	70
	62	01/08/2017	20,0	x	8,3	410	350	586	258	713	363	350	198	183	15	515	3,0	86	101	15	101
	63	15/08/2017	17,0	x	7,9	369	680	990	211	1785	1261	524	609	541	68	1176	8,0	60	102	42	102
	64	29/08/2017	22,0	x	7,1	552	2150	3985	312	3507	2789	718	2333	x	x	1174	70,0	99	221	122	221
	65	12/09/2017	27,0	x	7,9	431	700	993	212	1131	723	408	913	833	80	219	19,0	70	120	51	120
	66	19/09/2017	21,0	x	8,1	544	1150	1790	237	1780	1230	550	1504	1263	241	276	10,0	120	187	67	187
67	10/10/2017	23,0	x	7,2	445	1350	1861	338	1987	1523	464	1628	1372	256	359	35,0	84	169	84	169	
68	31/10/2017	22,0	x	8,1	427	700	1300	x	1262	792	470	867	635	231	395	x	68	126	59	126	
	Média	22,0		7,8	392	678	1186	279	1225	805	419	723	557	99	502	13,7	71	111	40	111	
	Desvio padrão	3,0		0,4	75	400	719	61	620	536	91	510	341	72	235	16,2	17	38	27	38	
	Máximo	27,0		8,5	552	2150	3985	420	3507	2789	718	2333	1372	256	1176	70,0	120	221	122	221	
	Mínimo	17,0		7,1	185	260	399	141	595	272	309	138	108	15	219	0,5	49	64	0	64	

Tabela B.5 - Resultados do monitoramento físico-químico do esgoto bruto (EB) durante a fase V (nov./2017.-dez./2017)

Fase V	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)
	69	07/11/2017	22,0	x	7,8	471	460	1992	245	1435	976	459	1045	905	140	390	20,0	83	132	49	132
	70	14/11/2017	24,0	x	8,4	406	500	1065	x	891	505	386	409	368	41	482	3,7	72	109	37	109
	71	21/11/2017	24,0	x	7,9	420	600	1386	294	1012	620	392	481	417	64	531	14,0	75	119	44	119
	72	28/11/2017	23,0	x	8,0	448	460	843	330	848	480	368	276	241	36	572	6,0	82	112	30	112
	73	05/12/2017	23,0	x	8,0	421	400	503	162	843	456	387	280	252	28	563	4,8	74	101	27	101
	74	12/12/2017	24,0	x	7,7	380	540	679	163	828	507	321	420	370	50	408	5,4	63	97	35	97
	75	19/12/2017	24,0	x	7,9	434	480	798	176	882	585	297	399	313	86	483	11,0	72	104	32	104
	Média		23,4		7,9	426	491	1038	228	963	590	373	473	409	64	490	9,3	74	111	36	111
	Desvio padrão		0,8		0,2	29	64	507	72	217	180	53	263	228	39	71	6,0	7	12	8	12
Máximo		24,0		8,4	471	600	1992	330	1435	976	459	1045	905	140	572	20,0	83	132	49	132	
Mínimo		22,0		7,7	380	400	503	162	828	456	297	276	241	28	390	3,7	63	97	27	97	

Tabela B.6 - Resultados do monitoramento físico-químico do tanque séptico (TS) durante a fase I (jan.-mai./2016)

Fase I	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	1	07/01/2016	25,0	x	7,5	350	150	340	166	552	188	364	119	103	16	433	0,8	53	x	x	x	0,0	0,5	6,1
	2	12/01/2016	26,0	x	7,4	397	190	331	214	581	235	346	74	59	15	507	<0,1	55	x	x	x	0,0	0,5	7,5
	3	14/01/2016	26,0	x	7,4	374	x	374	230	630	265	365	70	54	16	560	<0,1	60	x	x	x	0,0	0,5	6,9
	4	19/01/2016	26,5	x	6,9	368	180	298	224	516	217	299	46	36	10	470	<0,1	58	x	x	x	0,0	0,5	7,5
	5	21/01/2016	27,0	x	7,2	392	x	400	220	596	277	319	113	84	29	483	<0,1	58	x	x	x	0,0	0,5	8,1
	6	26/01/2016	26,0	x	7,2	322	160	272	174	565	259	306	69	66	2	496	<0,1	42	x	x	x	0,0	0,4	4,6
	7	28/01/2016	26,0	x	7,0	309	x	249	146	558	231	327	48	48	0	510	<0,1	48	x	x	x	0,0	0,3	2,1
	8	01/02/2016	25,0	x	6,8	242	70	209	61	419	55	364	80	50	30	339	<0,1	29	x	x	x	0,0	0,3	4,0
	9	11/02/2016	26,0	x	7,1	381	70	288	124	285	229	56	79	61	19	206	0,5	51	x	x	x	0,0	0,5	6,1
	10	17/02/2016	27,0	x	7,7	362	x	353	226	558	298	260	86	76	10	471	<0,1	57	x	x	x	0,0	0,5	6,0
	11	25/02/2016	28,0	x	7,4	369	125	330	199	677	311	366	97	65	32	580	0,5	47	x	x	x	0,0	0,4	5,8
	12	03/03/2016	25,0	x	7,3	392	180	347	238	599	281	319	89	77	13	510	<0,1	58	x	x	x	0,0	0,4	6,6
	13	17/03/2016	26,0	x	7,4	458	240	397	244	637	287	351	122	104	18	515	<0,1	67	x	x	x	0,0	0,5	7,5
	14	31/03/2016	23,0	x	7,5	402	120	211	115	583	285	298	53	39	14	530	<0,1	45	x	x	x	0,0	0,4	4,2
	15	07/04/2016	25,5	x	7,9	491	230	355	199	700	315	385	110	102	8	590	<0,1	87	104	17	104	0,0	0,6	9,8
	16	14/04/2016	24,0	x	7,2	458	160	320	225	660	294	366	93	89	4	567	<0,1	68	84	16	85	0,0	0,6	6,9
	17	28/04/2016	20,0	x	7,4	423	160	310	150	552	282	270	53	50	3	500	<0,1	63	76	12	76	0,0	0,4	6,2
	18	05/05/2016	21,0	x	7,5	441	220	366	220	688	301	387	149	111	39	538	<0,1	76	88	12	88	0,0	0,5	6,0
	19	12/05/2016	20,0	x	7,4	485	210	371	228	570	297	273	100	92	8	470	<0,1	87	95	7	95	0,0	0,5	7,7
20	19/05/2016	17,0	x	7,3	437	190	345	186	665	296	369	176	136	41	488	<0,1	69	78	9	79	0,0	0,5	8,2	
Média		24,5		7,3	393	166	323	189	579	260	319	91	75	16	488	0,6	59	87	12	88	0,0	0,5	6,4	
Desvio padrão		2,9		0,3	61	51	55	49	96	59	73	34	27	12	87	0,2	14	10	4	11	0,0	0,1	1,7	
Máximo		28,0		7,9	491	240	400	244	700	315	387	176	136	41	590	0,8	87	104	17	104	0,0	0,6	9,8	
Mínimo		17,0		6,8	242	70	209	61	285	55	56	46	36	0	206	0,5	29	76	7	76	0,0	0,3	2,1	

Tabela B.7 - Resultados do monitoramento físico-químico do tanque séptico (TS) durante a fase II (jun.-ago./2016)

Fase II	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	21	02/06/2016	17,0	x	7,4	423	210	440	165	724	329	395	233	214	19	491	0,3	65	78	13	78	0,0	0,5	9,1
	22	09/06/2016	15,0	x	7,6	419	210	404	201	764	372	393	146	142	5	618	0,2	76	94	18	94	0,0	0,5	7,9
	23	16/06/2016	16,0	x	8,0	457	280	439	239	864	471	393	255	195	60	609	<0,1	87	104	18	105	0,0	0,6	8,7
	24	23/06/2016	16,0	x	8,2	457	260	469	260	857	438	419	200	185	16	656	0,2	86	111	24	111	0,0	0,6	7,2
	25	30/06/2016	17,0	x	7,0	436	180	355	196	730	343	387	177	135	42	553	0,3	72	83	11	83	0,0	0,5	7,0
	26	07/07/2016	14,5	x	7,3	413	170	323	221	709	303	406	104	97	7	605	0,1	70	88	18	88	0,0	0,5	8,3
	27	14/07/2016	16,0	x	7,8	342	160	330	199	636	249	388	115	104	11	521	0,1	51	67	15	67	0,0	0,4	7,3
	28	21/07/2016	15,5	x	7,8	323	200	402	288	626	267	359	123	116	7	503	<0,1	49	61	12	61	0,0	0,3	5,7
	29	04/08/2016	16,0	x	7,4	326	200	368	180	675	302	372	162	135	27	513	0,2	43	53	9	53	0,0	0,3	5,1
	30	11/08/2016	17,0	x	7,6	378	170	454	207	622	304	319	172	142	30	450	<0,1	58	69	12	70	0,0	0,5	6,2
	31	17/08/2016	19,0	x	7,8	388	260	430	230	710	389	321	208	191	17	502	<0,1	56	70	14	70	0,0	0,5	8,0
	32	24/08/2016	17,0	x	7,7	370	200	409	229	814	311	503	203	194	9	611	0,1	55	58	3	58	0,0	0,5	8,0
Média		16,3		7,6	394	208	402	218	728	340	388	175	154	21	553	0,2	64	78	14	78	0,0	0,5	7,4	
Desvio padrão		1,2		0,3	48	39	48	34	84	67	48	47	40	16	65	0,1	14	18	5	19	0,0	0,1	1,2	
Máximo		19,0		8,2	457	280	469	288	864	471	503	255	214	60	656	0,3	87	111	24	111	0,0	0,6	9,1	
Mínimo		14,5		7,0	323	160	323	165	622	249	319	104	97	5	450	0,1	43	53	3	53	0,0	0,3	5,1	

Tabela B.8 - Resultados do monitoramento físico-químico do tanque séptico (TS) durante a fase III (set./2016.-fev./2017)

Fase III	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	33	14/09/2016	19,0	x	7,1	438	280	591	185	768	415	353	296	275	21	472	2,3	71	x	x	x	0,0	0,6	10,0
	34	28/09/2016	20,0	x	7,1	492	260	558	236	821	358	463	266	232	34	555	1,8	77	93	16	93	0,0	0,7	11,3
	35	26/10/2016	22,0	x	7,0	425	170	313	194	692	294	398	158	113	44	534	0,6	58	71	12	71	0,0	0,5	6,3
	36	03/11/2016	21,0	x	6,7	298	210	428	97	554	313	241	197	190	8	357	1,5	47	64	17	64	0,0	0,5	6,9
	37	23/11/2016	23,0	x	7,2	493	230	480	246	639	269	370	121	119	3	518	0,4	85	103	18	104	0,0	0,6	10,8
	38	30/11/2016	23,0	x	7,0	426	200	367	251	609	275	334	122	117	5	487	2,0	67	89	22	89	0,0	0,5	5,9
	39	07/12/2016	25,0	x	7,1	430	290	382	183	597	292	305	151	148	3	446	<0,1	77	94	17	94	0,0	0,6	9,2
	40	14/12/2016	26,0	x	7,5	432	370	668	360	692	354	338	253	241	12	439	1,3	76	95	19	95	0,0	0,4	9,1
	41	18/01/2017	x	x	7,0	737	70	448	71	370	175	195	147	137	10	223	0,8	38	47	9	47	0,0	0,5	3,4
	42	26/01/2017	25,0	x	7,5	315	170	378	217	476	240	236	149	146	3	327	<0,1	50	62	13	63	0,0	0,7	3,5
	43	02/02/2017	26,0	x	7,5	364	150	295	188	523	178	345	94	90	4	429	<0,1	60	71	10	71	0,0	0,5	6,3
	Média		23,0		7,2	441	218	446	203	613	288	325	178	164	13	435	1,3	64	79	15	79	0,0	0,6	7,5
	Desvio padrão		2,5		0,2	117	81	118	77	130	73	77	66	61	14	99	0,7	15	18	4	18	0,0	0,1	2,7
	Máximo		26,0		7,5	737	370	668	360	821	415	463	296	275	44	555	2,3	85	103	22	104	0,0	0,7	11,3
Mínimo		19,0		6,7	298	70	295	71	370	175	195	94	90	3	223	0,4	38	47	9	47	0,0	0,4	3,4	

Tabela B.9 - Resultados do monitoramento físico-químico do tanque séptico (TS) durante a fase IV (fev.-out./2017)

Fase IV	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	44	23/02/2017	26,0	x	7,6	287	150	287	121	496	217	279	110	110	0	386	<0,1	44	53	10	54	0,0	0,5	5,0
	45	27/02/2017	26,0	x	7,6	299	160	287	165	535	261	274	111	101	11	424	0,1	48	61	13	62	0,0	0,6	5,7
	46	02/03/2017	26,0	x	7,6	338	170	311	185	609	279	330	91	72	19	519	<0,1	55	64	9	64	0,0	0,5	6,6
	47	07/03/2017	26,0	x	7,8	338	210	378	215	618	293	325	110	96	14	508	0,1	57	70	13	71	0,5	0,7	6,0
	48	21/03/2017	24,5	x	7,7	359	280	382	211	699	347	352	176	164	12	523	5,0	55	72	17	72	0,0	0,4	6,9
	49	28/03/2017	26,0	x	7,4	404	290	557	267	727	377	350	208	187	20	520	0,9	55	75	20	75	0,0	0,4	7,6
	50	11/04/2017	24,0	x	7,3	363	270	614	218	625	364	261	292	263	29	333	1,5	54	77	23	77	0,0	0,0	8,0
	51	18/04/2017	22,0	x	7,4	449	220	527	182	732	389	343	298	271	27	434	1,6	64	81	18	82	0,0	0,3	8,7
	52	02/05/2017	21,0	x	7,1	381	310	842	160	871	609	262	565	483	82	306	5,5	49	73	24	73	0,0	0,0	7,3
	53	09/05/2017	22,5	x	7,0	373	280	660	187	772	412	360	331	287	44	441	2,4	52	77	24	77	0,3	0,3	8,1
	54	16/05/2017	15,0	x	7,4	378	330	777	247	821	472	349	457	386	71	364	2,5	55	81	26	81	0,0	0,0	7,1
	55	30/05/2017	20,0	x	7,1	335	240	432	221	708	381	327	253	238	15	455	0,3	48	64	17	65	0,0	0,3	5,2
	56	06/06/2017	19,0	x	7,2	361	190	368	170	617	348	269	249	226	23	368	0,5	48	62	14	62	0,0	0,2	7,1
	57	13/06/2017	18,0	x	7,5	415	240	451	239	696	361	335	232	228	4	464	0,6	64	80	16	80	0,3	0,0	7,3
	58	27/06/2017	19,0	x	7,3	450	230	525	166	743	353	390	280	240	40	463	1,1	66	90	23	90	0,0	0,0	10,0
	59	04/07/2017	x	x	x	x	230	505	x	734	361	373	207	161	46	527	0,9	81	x	x	x	0,3	0,0	11,0
	60	18/07/2017	16,0	x	7,2	423	360	728	281	835	420	415	324	323	1	511	1,3	72	120	49	121	0,3	0,0	9,5
	61	25/07/2017	20,0	x	7,2	392	240	488	206	658	337	321	208	165	42	450	0,7	62	66	4	66	0,0	0,3	7,2
	62	01/08/2017	15,0	0,1	7,5	412	180	322	239	570	230	340	165	155	10	405	0,6	67	80	13	80	0,0	0,0	8,3
	63	15/08/2017	15,0	x	7,1	357	370	868	x	1208	773	435	697	623	74	511	9,0	51	86	35	86	0,0	0,3	7,9
	64	29/08/2017	22,0	x	6,9	462	190	520	189	751	398	353	326	x	x	425	2,3	70	88	18	88	0,0	0,3	11,8
	65	12/09/2017	25,0	x	7,5	451	480	866	168	969	545	424	787	683	104	182	6,0	73	112	39	112	0,0	0,4	9,6
	66	19/09/2017	20,0	x	7,0	494	140	317	127	671	320	351	260	157	103	411	0,7	70	84	14	84	0,0	0,3	12,3
67	10/10/2017	23,0	x	6,8	464	240	583	174	851	522	329	512	404	108	339	4,3	70	98	29	99	0,0	0,3	11,5	
68	31/10/2017	21,0	x	7,3	446	300	654	x	890	485	405	810	718	92	80	x	65	95	30	95	0,0	0,3	9,1	
Média		21,3		7,3	393	252	530	197	736	394	342	322	281	41	414	2,2	60	80	21	80	0,1	0,3	8,2	
Desvio padrão		3,7		0,3	55	79	184	42	151	123	49	205	183	35	108	2,3	10	16	10	16	0,1	0,2	2,0	
Máximo		26,0		7,8	494	480	868	281	1208	773	435	810	718	108	527	9,0	81	120	49	121	0,5	0,7	12,3	
Mínimo		15,0		6,8	287	140	287	121	496	217	261	91	72	0	80	0,1	44	53	4	54	0,0	0,0	5,0	

Tabela B.10 - Resultados do monitoramento físico-químico do tanque séptico (TS) durante a fase V (nov./2017.-dez./2017)

Fase V	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	69	07/11/2017	23,0	x	7,1	471	100	467	61	760	389	371	307	300	7	453	4,0	63	79	16	80	0,7	0,0	x
	70	14/11/2017	25,0	0,1	7,4	420	160	387	x	646	280	366	202	202	0	444	1,0	60	76	16	77	0,0	0,3	x
	71	21/11/2017	25,0	0,1	7,2	397	160	327	174	617	269	348	200	191	9	417	1,8	55	64	8	64	0,0	0,3	x
	72	28/11/2017	24,0	0,0	7,2	424	140	312	163	627	270	357	205	198	7	422	0,2	62	77	15	77	0,0	0,3	x
	73	05/12/2017	24,0	0,0	7,2	420	270	418	102	824	426	398	398	340	58	426	3,0	62	84	22	84	0,0	0,3	x
	74	12/12/2017	25,0	x	7,2	414	300	369	98	667	370	297	303	267	36	364	1,3	64	85	22	86	0,0	0,4	x
	75	19/12/2017	26,0	x	7,3	399	220	283	99	587	288	299	152	87	65	435	0,5	61	75	14	75	0,0	0,4	x
	Média		24,6	0,1	7,2	421	193	366	116	675	327	348	252	226	26	423	1,7	61	77	16	78	0,1	0,3	
	Desvio padrão		1,0	0,1	0,1	24	73	64	43	85	66	37	86	84	27	29	1,4	3	7	5	7	0,3	0,1	
Máximo		26,0	0,1	7,4	471	300	467	174	824	426	398	398	340	65	453	4,0	64	85	22	86	0,7	0,4		
Mínimo		23,0	0,0	7,1	397	100	283	61	587	269	297	152	87	0	364	0,2	55	64	8	64	0,0	0,0		

Tabela B.11 - Resultados do monitoramento físico-químico do WCFV durante a fase I (jan.-mai./2016)

Fase I	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	1	07/01/2016	26,0	1,2	7,6	215	55	193	x	656	196	460	158	69	89	498	1,0	26	x	x	x	7,2	12,5	5,1
	2	12/01/2016	27,0	1,4	7,4	211	65	131	x	603	224	379	48	26	22	555	<0,1	26	x	x	x	2,1	20,8	5,5
	3	14/01/2016	27,0	1,3	7,4	210	x	122	78	644	299	345	35	22	13	609	<0,1	25	x	x	x	3,9	13,3	6,3
	4	19/01/2016	27,0	0,7	6,8	276	105	180	139	608	272	336	29	19	11	579	<0,1	34	x	x	x	1,4	14,9	6,8
	5	21/01/2016	27,0	0,8	7,4	225	x	138	76	630	261	369	41	23	18	589	<0,1	27	x	x	x	3,5	22,6	7,4
	6	26/01/2016	29,0	1,7	7,1	165	40	88	65	601	198	403	28	28	1	572	0,1	20	x	x	x	3,0	28,9	6,0
	7	28/01/2016	27,0	1,0	6,4	175	x	117	63	599	246	353	34	28	7	564	<0,1	23	x	x	x	1,0	25,0	4,4
	8	01/02/2016	25,5	1,2	6,8	111	30	115	43	x	x	x	30	15	15	x	<0,1	16	x	x	x	1,7	25,4	4,9
	9	11/02/2016	27,0	1,2	7,3	180	45	183	115	578	242	336	34	26	8	544	<0,1	22	x	x	x	1,2	26,8	5,5
	10	17/02/2016	28,0	1,8	6,8	134	x	103	60	611	322	289	54	42	13	557	0,4	20	x	x	x	1,5	28,0	5,5
	11	25/02/2016	28,5	1,1	7,3	169	35	109	81	625	260	365	39	23	16	586	<0,1	14	x	x	x	1,0	24,1	6,1
	12	03/03/2016	27,0	1,6	7,2	152	38	116	89	584	252	332	41	32	9	543	0,1	18	x	x	x	1,2	30,6	6,1
	13	17/03/2016	25,5	1,3	7,1	206	55	108	69	625	206	419	46	34	13	578	<0,1	22	x	x	x	4,8	16,2	6,6
	14	31/03/2016	23,0	1,4	6,5	158	25	67	57	548	294	254	19	14	6	528	<0,1	16	x	x	x	0,6	32,1	4,6
	15	07/04/2016	25,0	1,2	7,2	159	55	75	72	649	280	369	39	35	7	610	0,4	25	29	4	69	0,6	39,3	7,3
	16	14/04/2016	24,0	1,0	6,8	153	40	68	50	598	279	319	33	32	2	564	<0,1	24	28	4	68	1,0	38,8	6,7
	17	28/04/2016	21,0	x	7,1	157	35	69	51	510	219	291	31	31	0	479	<0,1	22	26	3	55	3,1	26,3	5,6
	18	05/05/2016	20,0	1,5	7,2	184	70	109	66	734	235	499	58	45	13	675	<0,1	31	31	0	67	0,4	36,0	6,3
	19	12/05/2016	20,0	1,8	7,0	187	90	169	61	589	233	356	29	28	1	560	<0,1	32	34	2	72	2,1	35,6	8,5
20	19/05/2016	18,0	2,0	6,8	172	45	82	79	657	247	410	47	29	18	610	0,2	28	30	2	64	1,4	32,4	7,1	
Média		25,1	1,3	7,0	180	52	117	73	613	251	362	44	30	14	568	0,4	24	30	3	66	2,1	26,5	6,1	
Desvio padrão		3,1	0,3	0,3	36	22	39	23	47	35	59	29	12	19	43	0,3	5	3	2	6	1,7	8,1	1,0	
Máximo		29,0	2,0	7,6	276	105	193	139	734	322	499	158	69	89	675	1,0	34	34	4	72	7,2	39,3	8,5	
Mínimo		18,0	0,7	6,4	111	25	67	43	510	196	254	19	14	0	479	0,1	14	26	0	55	0,4	12,5	4,4	

Tabela B.12 - Resultados do monitoramento físico-químico do WCFV durante a fase II (jun.-ago./2016)

Fase II	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	21	02/06/2016	18,0	1,9	7,0	238	115	231	40	724	303	421	98	81	17	626	0,1	36	45	9	69	10,2	13,6	10,2
	22	09/06/2016	15,0	x	7,1	255	125	266	x	786	386	399	88	81	7	698	0,1	42	48	6	68	6,1	13,6	8,5
	23	16/06/2016	16,0	x	7,5	288	145	288	134	908	464	444	139	106	33	770	<0,1	53	61	7	90	0,0	29,0	9,1
	24	23/06/2016	16,0	2,6	7,2	343	155	293	157	868	399	470	127	113	14	741	<0,1	55	78	23	94	3,2	12,8	9,4
	25	30/06/2016	17,0	1,5	7,1	251	65	145	64	816	369	448	62	39	23	755	<0,1	38	43	6	72	0,2	28,7	9,4
	26	07/07/2016	15,0	1,7	7,2	276	115	302	146	807	347	461	145	105	40	663	1,2	47	55	8	81	0,0	26,2	8,8
	27	14/07/2016	16,0	1,5	7,4	228	115	253	132	779	315	464	155	106	49	624	1,3	40	50	10	71	9,0	11,5	7,8
	28	21/07/2016	15,0	x	7,3	208	135	315	226	743	329	414	131	102	29	612	x	34	43	9	70	0,1	26,9	7,8
	29	04/08/2016	17,0	2,3	7,0	189	118	293	133	735	306	429	130	104	26	605	0,7	31	39	8	69	0,0	29,6	5,7
	30	11/08/2016	18,0	2,0	7,1	237	125	373	103	784	437	347	147	104	43	637	0,7	39	45	5	70	0,0	24,8	8,1
	31	17/08/2016	20,0	3,8	7,5	206	170	427	120	931	495	436	316	209	106	615	4,0	38	47	9	74	1,2	25,8	9,7
	32	24/08/2016	17,0	2,2	7,3	241	150	378	146	924	419	505	250	167	83	674	2,3	39	44	5	74	0,0	29,4	10,3
Média			16,7	2,2	7,2	247	128	297	127	817	381	436	149	110	39	668	1,3	41	50	9	75	2,5	22,7	8,7
Desvio padrão			1,5	0,7	0,2	41	27	74	49	74	64	40	70	43	29	59	1,3	7	11	5	9	3,8	7,4	1,3
Máximo			20,0	3,8	7,5	343	170	427	226	931	495	505	316	209	106	770	4,0	55	78	23	94	10,2	29,6	10,3
Mínimo			15,0	1,5	7,0	189	65	145	40	724	303	347	62	39	7	605	0,1	31	39	5	68	0,0	11,5	5,7

Tabela B.13 - Resultados do monitoramento físico-químico do WCFV durante a fase III (set./2016.-fev./2017)

Fase III	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	33	14/09/2016	20,0	1,9	7,3	260	133	332	102	760	345	415	174	114	60	586	1,7	38	x	x	x	0,0	16,9	8,1
	34	28/09/2016	21,0	2,0	7,7	349	145	298	116	812	308	504	126	97	29	686	0,2	48	58	11	74	0,3	15,5	10,0
	35	26/10/2016	23,0	x	7,1	276	110	244	66	735	288	447	143	90	53	592	0,8	37	47	9	67	0,0	20,4	4,9
	36	03/11/2016	21,0	x	6,9	206	153	252	60	579	291	288	135	119	16	444	0,4	31	46	14	64	0,0	18,2	4,6
	37	23/11/2016	24,0	x	7,3	351	173	416	156	761	302	459	181	131	50	580	1,5	55	72	17	89	0,0	16,9	7,2
	38	30/11/2016	24,0	1,2	7,3	286	138	295	177	660	304	356	116	98	18	544	0,2	40	56	16	77	0,0	20,4	6,0
	39	07/12/2016	26,0	2,0	7,2	296	200	311	53	758	350	408	207	150	58	550	1,5	50	72	22	94	1,0	21,0	7,4
	40	14/12/2016	26,0	1,4	7,3	296	233	430	238	749	337	412	207	140	67	542	1,5	47	64	17	85	3,5	16,8	7,9
	41	18/01/2017	x	x	7,0	564	45	179	90	399	191	208	56	44	11	343	<0,1	28	37	8	56	0,7	19,2	3,6
	42	26/01/2017	26,0	2,2	6,8	202	110	249	138	532	267	265	83	74	9	449	<0,1	31	40	10	58	0,7	17,9	2,2
	43	02/02/2017	27,0	x	7,1	235	110	202	121	593	249	344	70	54	16	523	0,1	36	47	11	67	1,2	19,1	5,2
	Média			23,8	1,8	7,2	302	141	292	120	667	294	373	136	101	35	531	0,9	40	54	14	73	0,7	18,4
Desvio padrão			2,5	0,4	0,2	100	50	79	56	127	46	90	53	34	22	91	0,7	9	13	4	13	1,0	1,8	2,3
Máximo			27,0	2,2	7,7	564	233	430	238	812	350	504	207	150	67	686	1,7	55	72	22	94	3,5	21,0	10,0
Mínimo			20,0	1,2	6,8	202	45	179	53	399	191	208	56	44	9	343	0,1	28	37	8	56	0,0	15,5	2,2

Tabela B.14 - Resultados do monitoramento físico-químico do WCFV durante a fase IV (fev.-out./2017)

Fase IV	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	44	23/02/2017	27,0	x	7,2	179	75	152	66	460	202	258	60	53	7	401	<0,1	24	32	8	43	0,6	10,8	5,2
	45	27/02/2017	26,0	x	7,3	183	88	164	100	523	239	284	51	48	3	472	<0,1	28	36	8	51	0,8	14,8	5,6
	46	02/03/2017	27,0	x	7,3	201	85	207	100	570	248	322	47	37	11	523	<0,1	28	37	9	51	3,8	10,2	6,2
	47	07/03/2017	27,0	x	7,3	203	120	215	111	589	251	338	73	57	16	516	<0,1	32	40	9	50	1,9	7,3	5,8
	48	21/03/2017	24,0	x	7,5	236	168	212	144	650	295	355	106	99	7	544	2,5	34	45	11	56	1,3	9,9	4,6
	49	28/03/2017	26,0	x	7,3	263	190	382	196	699	329	370	128	118	10	571	0,2	35	49	14	67	0,0	18,3	7,2
	50	11/04/2017	24,0	x	7,2	212	135	287	141	579	320	259	127	116	11	452	0,3	29	44	15	66	1,3	20,4	7,3
	51	18/04/2017	23,0	x	7,3	275	145	351	119	749	391	358	172	162	10	577	0,2	36	54	18	73	4,1	15,5	7,6
	52	02/05/2017	20,0	x	6,9	198	130	328	162	972	554	418	190	166	23	782	0,1	26	33	7	54	0,3	20,6	7,6
	53	09/05/2017	23,0	x	6,9	202	115	247	132	642	312	330	92	78	13	550	<0,1	29	41	12	69	1,5	26,0	8,8
	54	16/05/2017	19,5	x	7,2	222	153	295	254	701	372	329	126	108	18	575	0,1	32	46	14	62	6,7	8,8	7,0
	55	30/05/2017	20,0	x	6,8	192	150	274	148	667	371	296	151	140	11	516	0,1	28	41	13	60	0,0	19,1	5,8
	56	06/06/2017	18,0	x	7,2	230	105	214	107	593	332	261	119	102	17	474	<0,1	26	38	12	51	0,3	13,1	7,2
	57	13/06/2017	17,0	x	7,3	268	145	305	146	712	359	353	115	107	8	597	0,4	37	60	22	76	1,7	14,5	8,4
	58	27/06/2017	20,5	x	7,2	294	115	262	145	744	345	399	109	86	23	635	0,4	48	58	10	88	1,3	28,5	9,9
	59	04/07/2017	x	x	x	x	130	333	x	774	387	387	135	97	38	639	0,5	59	x	x	x	0,6	17,9	11,2
	60	18/07/2017	18,0	x	7,2	274	210	402	217	812	381	431	150	150	0	662	0,2	45	64	18	86	1,3	21,3	9,7
	61	25/07/2017	19,0	1,2	7,1	235	148	299	135	720	332	388	133	105	29	587	<0,1	43	45	3	73	0,3	27,1	10,2
	62	01/08/2017	15,0	1,0	7,1	237	108	182	128	666	246	420	120	110	9	546	<0,1	45	56	11	84	2,4	26,4	9,2
	63	15/08/2017	16,0	x	7,0	195	140	318	x	697	373	324	213	193	20	484	<0,1	33	50	16	74	0,9	23,8	7,4
	64	29/08/2017	22,0	x	7,1	261	128	285	131	740	381	359	90	x	x	650	0,2	41	63	22	88	0,0	24,9	11,3
	65	12/09/2017	22,0	x	7,2	257	250	446	140	861	422	439	252	223	29	609	1,0	50	69	19	94	0,6	24,7	7,4
	66	19/09/2017	20,0	x	7,2	260	100	169	95	715	349	366	82	56	26	634	<0,1	38	48	10	80	0,7	30,6	11,8
67	10/10/2017	22,0	x	7,0	230	180	285	147	812	441	371	177	137	40	635	0,9	34	53	19	82	0,5	28,4	11,7	
68	31/10/2017	21,0	x	7,2	245	120	187	x	677	316	361	141	114	27	536	x	40	49	9	78	0,7	27,9	7,8	
	Média	21,5	1,1	7,2	231	137	272	139	693	342	351	126	111	17	567	0,5	36	48	13	69	1,3	19,6	8,1	
	Desvio padrão	3,5	0,1	0,2	33	40	78	41	110	74	52	49	46	11	81	0,6	9	10	5	15	1,5	7,1	2,1	
	Máximo	27,0	1,2	7,5	294	250	446	254	972	554	439	252	223	40	782	2,5	59	69	22	94	6,7	30,6	11,8	
	Mínimo	15,0	1,0	6,8	179	75	152	66	460	202	258	47	37	0	401	0,1	24	32	3	43	0,0	7,3	4,6	

Tabela B.15 - Resultados do monitoramento físico-químico do WCFV durante a fase V (nov./2017.-dez./2017)

Fase V	Amostra	Data	T. da amostra (°C)	OD (mg/L)	pH	Alc. Total (mg/L)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	DQO solúvel (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)	N-NH ₄ ⁺ (mg/L)	NTK (mg/L)	N-org (mg/L)	N-total (mg/L)	N-NO ₂ ⁻ (mg/L)	N-NO ₃ ⁻ (mg/L)	P-PO ₄ ³⁻ (mg/L)
	69	07/11/2017	23,0	x	7,1	265	240	322	59	858	395	463	249	154	95	609	3,0	40	55	15	82	0,5	26,6	x
	70	14/11/2017	23,0	1,5	7,3	243	300	325	x	735	330	405	195	144	51	540	1,5	40	57	17	82	0,6	25,0	x
	71	21/11/2017	24,0	1,0	7,0	210	240	288	121	736	295	441	168	108	60	568	1,2	34	50	16	76	0,5	25,5	x
	72	28/11/2017	23,0	1,4	7,1	231	x	269	106	712	331	381	182	154	28	530	0,4	38	52	15	79	0,9	25,7	x
	73	05/12/2017	23,0	2,3	6,9	193	x	220	x	817	410	407	186	134	52	631	0,8	36	49	14	86	0,8	36,1	x
	74	12/12/2017	25,0	x	7,0	196	x	171	99	710	377	333	178	146	32	532	0,5	35	50	15	85	0,2	34,3	x
	75	19/12/2017	25,0	x	7,0	164	150	190	49	696	351	345	138	100	39	558	0,7	30	44	13	83	1,3	37,9	x
	Média		23,7	1,5	7,1	215	233	255	87	752	356	396	185	134	51	567	1,2	36	51	15	82	0,7	30,2	
	Desvio padrão		1,0	0,5	0,1	34	62	62	31	61	41	47	34	22	23	39	0,9	3	4	1	4	0,4	5,7	
	Máximo		25,0	2,3	7,3	265	300	325	121	858	410	463	249	154	95	631	3,0	40	57	17	86	1,3	37,9	
	Mínimo		23,0	1,0	6,9	164	150	171	49	696	295	333	138	100	28	530	0,4	30	44	13	76	0,2	25,0	

APÊNDICE C – RESULTADOS DO SEQUENCIAMENTO DE DNA

Tabela C.1 – Abundância relativa identificada nas amostras de lodo no início (55 dias) e ao final do período de recirculação (263 dias), em nível de família

Família	Abundância relativa (%)	
	Início da recirculação	Final da recirculação
<i>Anaerolineaceae</i>	1,04	1,83
<i>Bifidobacteriaceae</i>	0,21	0,82
<i>Bradyrhizobiaceae</i>	10,20	3,91
<i>Bruceaceae</i>	0,21	0,50
<i>Caulobacteraceae</i>	0,68	3,85
<i>Chromatiaceae</i>	0,43	
<i>Clostridiaceae</i>	50,46	15,52
<i>Clostridiales Family XIX. Incertae Sedis</i>		0,57
<i>Comamonadaceae</i>	1,27	14,70
<i>Corynebacteriaceae</i>	0,48	
<i>Cyprinidae</i>	0,14	
<i>Desulfomicrobiaceae</i>		1,51
<i>Enterococcaceae</i>	0,07	0,76
<i>Erysipelotrichaceae</i>	0,95	
<i>Erythrobacteraceae</i>	0,95	0,88
<i>Eubacteriaceae</i>	0,37	
<i>Flavobacteriaceae</i>		1,64
<i>Gordoniaceae</i>	2,13	0,32
<i>Hyphomicrobiaceae</i>	2,37	1,45
<i>Intrasporangiaceae</i>	0,18	0,38
<i>Lachnospiraceae</i>	0,26	
<i>Methanobacteriaceae</i>	1,06	
<i>Methanosaetaceae</i>	0,88	1,32
<i>Methylocystaceae</i>	0,90	0,82
<i>Microbacteriaceae</i>	3,80	4,04
<i>Moraxellaceae</i>	0,64	0,38
<i>Mycobacteriaceae</i>	2,24	0,38
<i>Nocardiaceae</i>	0,11	
<i>Peptostreptococcaceae</i>	3,01	
<i>Phyllobacteriaceae</i>	0,32	
<i>Porphyromonadaceae</i>	0,52	6,94
<i>Pseudomonadaceae</i>	0,21	0,32
<i>Rhizobiaceae</i>	7,59	12,68
<i>Rhodobacteraceae</i>	1,62	2,46
<i>Rhodocyclaceae</i>	0,18	0,50
<i>Ruminococcaceae</i>	0,08	
<i>Sphingomonadaceae</i>	1,56	8,45
<i>Streptococcaceae</i>	0,11	
<i>Strongyloididae</i>	0,18	0,63
<i>Synergistaceae</i>		1,77
<i>Xanthobacteraceae</i>	0,46	0,38
<i>Xanthomonadaceae</i>	0,55	5,37
Não classificados	1,58	4,92

Tabela C.2 - Abundância Relativa identificada nas amostras da camada da superfície (0-20 cm) e fundo (20-50 cm) coletadas no WCFV, em nível de família

Família	Abundância relativa (%)	
	Superfície	Fundo
<i>Acetobacteraceae</i>	0,18	
<i>Acidobacteriaceae</i>	0,33	0,43
<i>Alcaligenaceae</i>	0,84	
<i>Alicyclobacillaceae</i>		0,27
<i>Arecaceae</i>	0,15	
<i>Bdellovibrionaceae</i>		0,64
<i>Bradyrhizobiaceae</i>	3,96	3,70
<i>Campylobacteraceae</i>	0,76	7,29
<i>Carnobacteriaceae</i>		0,27
<i>Caulobacteraceae</i>	3,99	1,72
<i>Chaetosphaeridiaceae</i>	0,81	
<i>Chitinophagaceae</i>	0,89	0,54
<i>Clostridiaceae</i>	2,24	4,45
<i>Clostridiales Family XIX. Incertae Sedis</i>	0,15	0,32
<i>Comamonadaceae</i>	19,53	14,53
<i>Cytophagaceae</i>	0,61	1,07
<i>Demequinaceae</i>		0,27
<i>Desulfomicrobiaceae</i>	0,30	
<i>Dietziaceae</i>	0,17	
<i>Enterobacteriaceae</i>	0,48	
<i>Erythrobacteraceae</i>	2,87	3,70
<i>Flavobacteriaceae</i>	0,66	0,70
<i>Halomonadaceae</i>	1,42	1,72
<i>Herpetosiphonaceae</i>	0,18	
<i>Hyphomicrobiaceae</i>	1,57	1,29
<i>Methylococcaceae</i>	0,15	
<i>Microbacteriaceae</i>	0,48	0,91
<i>Moraxellaceae</i>	4,01	2,04
<i>Mycobacteriaceae</i>	2,24	6,54
<i>Nakamurellaceae</i>	0,18	
<i>Neisseriaceae</i>		0,43
<i>Nitrosomonadaceae</i>	0,18	
<i>Nocardiaceae</i>	0,36	1,02
<i>Nocardioideae</i>	0,25	1,29
<i>Oxalobacteraceae</i>	1,70	
<i>Phyllobacteriaceae</i>	0,89	1,18
<i>Porphyromonadaceae</i>	0,58	0,59
<i>Pseudomonadaceae</i>	4,67	3,54
<i>Rhizobiaceae</i>	3,12	1,45
<i>Rhodobacteraceae</i>	0,64	
<i>Rhodocyclaceae</i>	8,15	7,40
<i>Ruminococcaceae</i>		0,27
<i>Sphingobacteriaceae</i>	0,38	
<i>Sphingomonadaceae</i>	7,01	6,43
<i>Streptococcaceae</i>		0,32
<i>Strongyloidiidae</i>	1,40	0,59
<i>Xanthobacteraceae</i>	0,15	
<i>Xanthomonadaceae</i>	15,99	16,96
Não classificados	2,33	5,30

Tabela C.3 - Abundância relativa de bactérias oxidantes da amônia (BOA) identificadas nas camadas da superfície e do fundo do WCFV. A atribuição taxonômica (nível do gênero) foi realizada de acordo com o banco de dados RDP, com uma confiança de *bootstrap* acima de 80%.

OTUs	Gênero	<i>Bootstrap</i> value (RDP)	Superfície WCFV	Fundo WCFV
OTU_5	<i>Nitrosospira</i>	100%	0,1398%	0,000%
OTU_3256	<i>Nitrosospira</i>	100%	0,002%	0,000%
OTU_3865	<i>Nitrosospira</i>	82%	0,001%	0,000%
OTU_4478	<i>Nitrosospira</i>	87%	0,003%	0,000%
OTU_4879	<i>Nitrosospira</i>	89%	0,008%	0,000%
OTU_4964	<i>Nitrosospira</i>	82%	0,008%	0,000%
OTU_5024	<i>Nitrosospira</i>	92%	0,009%	0,000%
OTU_5101	<i>Nitrosospira</i>	90%	0,009%	0,000%
Abundância relativa total de <i>Nitrosospira</i> spp			0,1798%	0,000%

APÊNDICE D – RESULTADOS DOS ENSAIOS DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO

Tabela D.1 - Dados referentes ao ensaio com propano realizado no WCFV para a TAH = 60 mm d⁻¹ (pulso de 7,5 mm)

Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)	Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)	Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)
09:29		5,5		24,2	22		10:12	40	4,1		25,3	24		10:55	83	3,8		25,3	27	
09:30		5,4		24,2	22		10:13	41	4,1		25,3	24		10:56	84	3,8		25,3	27	
09:31		5,4		24,2	22		10:14	42	4,1		25,3	24		10:57	85	3,8		25,3	27	
09:32	0	5,4		24,2	22		10:15	43	4		25,3	24		10:58	86	3,8		25,3	27	
09:33	1	5,4		24,2	22		10:16	44	4		25,3	24		10:59	87	3,8		25,3	27	
09:34	2	5,3		24,3	22		10:17	45	4		25,3	24		11:00	88	3,9		25,3	27	
09:35	3	5	3,8	25	22	598	10:18	46	4		25,3	24		11:01	89	3,9		25,3	27	
09:36	4	5,3		25,3	22		10:19	47	4		25,3	24		11:02	90	3,9		25,3	27	
09:37	5	5,4		25,3	22		10:20	48	4		25,3	24		11:03	91	3,9		25,3	27	
09:38	6	5,4		25,3	22		10:21	49	4		25,3	24		11:04	92	3,9		25,3	28	
09:39	7	5,3		25,4	22		10:22	50	4		25,3	25		11:05	93	3,9		25,3	28	
09:40	8	5,2		25,4	22		10:23	51	4		25,3	25		11:06	94	3,9		25,3	28	
09:41	9	5,1		25,4	22		10:24	52	3,9		25,3	25		11:07	95	3,9		25,3	28	
09:42	10	5,1		25,4	22		10:25	53	3,9		25,3	25		11:08	96	3,9		25,3	28	
09:43	11	5,1		25,4	22		10:26	54	3,9	1,4	25,3	25	59	11:09	97	3,8		25,3	28	
09:44	12	5		25,4	22		10:27	55	3,9		25,3	25		11:10	98	3,8		25,3	28	
09:45	13	4,9		25,4	22		10:28	56	3,9		25,3	27		11:11	99	3,8		25,3	28	
09:46	14	4,8		25,4	22		10:29	57	3,9		25,3	27		11:12	100	3,8		25,3	28	
09:47	15	4,7		25,4	22		10:30	58	3,9		25,3	27		11:13	101	3,8		25,3	28	
09:48	16	4,7		25,4	22		10:31	59	3,9		25,3	27		11:14	102	3,7		25,3	27	
09:49	17	4,7		25,4	22		10:32	60	3,9		25,3	27		11:15	103	3,7		25,3	27	
09:50	18	4,7	2,1	25,4	22	139	10:33	61	3,9		25,3	27		11:16	104	3,8		25,3	27	
09:51	19	4,6		25,4	22		10:34	62	3,9		25,3	27		11:17	105	3,9		25,3	27	
09:52	20	4,6		25,4	22		10:35	63	3,9		25,3	27		11:18	106	3,8		25,3	27	
09:53	21	4,5		25,4	22		10:36	64	3,9		25,3	27		11:19	107	3,8		25,3	27	
09:54	22	4,5		25,4	22		10:37	65	3,9		25,3	27		11:20	108	3,8	1,6	25,3	28	31
09:55	23	4,5		25,4	22		10:38	66	3,9		25,3	27		11:21	109	3,8		25,3	28	
09:56	24	4,4		25,4	22		10:39	67	3,9		25,3	27		11:22	110	3,8		25,3	28	
09:57	25	4,4		25,4	22		10:40	68	3,8		25,3	27		11:23	111	3,8		25,3	28	
09:58	26	4,4		25,4	22		10:41	69	3,8		25,3	27		11:24	112	3,8		25,3	28	
09:59	27	4,4		25,4	22		10:42	70	3,8		25,3	27		11:25	113	3,9		25,3	28	
10:00	28	4,3		25,4	22		10:43	71	3,8		25,3	27		11:26	114	3,9		25,3	28	
10:01	29	4,3		25,4	22		10:44	72	3,8		25,3	27		11:27	115	3,9		25,3	28	
10:02	30	4,3		25,4	22		10:45	73	3,8		25,3	27		11:28	116	3,9		25,3	28	
10:03	31	4,3		25,4	22		10:46	74	3,8		25,3	27		11:29	117	3,9		25,3	28	
10:04	32	4,3		25,4	22		10:47	75	3,8		25,3	27		11:30	118	3,9		25,3	28	
10:05	33	4,2		25,3	22		10:48	76	3,8		25,3	27		11:31	119	3,9		25,3	28	
10:06	34	4,2		25,3	22		10:49	77	3,8		25,3	27		11:32	120	3,9		25,3	28	
10:07	35	4,1		25,3	24		10:50	78	3,8		25,3	27		Volume afluente no pulso: 194 L (7,9 L m ⁻²)						
10:08	36	4,1		25,3	24		10:51	79	3,8		25,3	27		OD (Winkler) na tubulação de alimentação do WCFV: 3,4 mg L ⁻¹						
10:09	37	4,1		25,3	24		10:52	80	3,8		25,3	27		OD (Winkler) na camada superficial do WCFV: 4,3 mg L ⁻¹						
10:10	38	4,1		25,3	24		10:53	81	3,8		25,3	27		Propano na tubulação de alimentação do WCFV: 7.215 ppm						
10:11	39	4,1		25,3	24		10:54	82	3,8		25,3	27		Propano na camada superficial do WCFV: 4.423 ppm						

Tabela D.2 - Dados referentes ao ensaio com propano realizado no WCFV para a TAH = 90 mm d⁻¹ (pulso de 11,3 mm)

Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)	Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)	Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)
08:58		3		25,2	24		09:41	40	2		26	25		10:24	83	1,8		26	27	
08:59		3		25,3	24		09:42	41	2		26	25		10:25	84	1,8	1,6	26	27	35
09:00		3		25,3	25		09:43	42	2	1,7	26	25	62	10:26	85	1,8		26	27	
09:01	0	3		25,3	25		09:44	43	2		26	25		10:27	86	1,8		26	27	
09:02	1	3		25,3	25		09:45	44	2		26	25		10:28	87	1,8		26	27	
09:03	2	3,3		25,5	25		09:46	45	1,9		26	25		10:29	88	1,8		26	27	
09:04	3	3,6	4,3	25,7	25	409	09:47	46	1,9		26	25		10:30	89	1,8		26	27	
09:05	4	3,7		25,7	25		09:48	47	1,9		26	25		10:31	90	1,8		26	27	
09:06	5	3,6		25,7	25		09:49	48	1,9		26	25		10:32	91	1,8		26	27	
09:07	6	3,3		25,9	25		09:50	49	1,9		26	25		10:33	92	1,8		26	27	
09:08	7	3,5		25,9	25		09:51	50	1,9		26	25		10:34	93	1,8		26	27	
09:09	8	3,4		26	25		09:52	51	1,9		26	25		10:35	94	1,8		26	27	
09:10	9	3,3		26	25		09:53	52	1,9		26	25		10:36	95	1,9		26	27	
09:11	10	3,2		26	25		09:54	53	1,8		26	25		10:37	96	1,9		26	27	
09:12	11	3,2		26	25		09:55	54	1,8		26	25		10:38	97	1,9		26	27	
09:13	12	3,1		26	25		09:56	55	1,8		26	25		10:39	98	1,9		26	27	
09:14	13	3		26	25		09:57	56	1,8		26	25		10:40	99	1,9		26	27	
09:15	14	2,9	2,8	26	25	162	09:58	57	1,8		26	25,5		10:41	100	1,9		26	27	
09:16	15	2,8		26	25		09:59	58	1,8		26	25,5		10:42	101	1,9		26	27	
09:17	16	2,8		26	25		10:00	59	1,7		26	25,5		10:43	102	1,9		26	27	
09:18	17	2,7		26	25		10:01	60	1,7		26	25,5		10:44	103	1,9		26	27	
09:19	18	2,7		26	25		10:02	61	1,8		26	25,5		10:45	104	1,9		26	27	
09:20	19	2,7		26	25		10:03	62	1,8		26	25,5		10:46	105	1,9		26	27	
09:21	20	2,5		26	25		10:04	63	1,7		26	26		10:47	106	1,9		26	27	
09:22	21	2,4		26	25		10:05	64	1,7		26	26		10:48	107	1,9		26	27	
09:23	22	2,4		26	25		10:06	65	1,6		26	26		10:49	108	1,9		26	27	
09:24	23	2,4		26	25		10:07	66	1,7		26	26		10:50	109	1,9		26	27,5	
09:25	24	2,3		26	25		10:08	67	1,7		26	26		10:51	110	1,9		26	27,5	
09:26	25	2,3		26	25		10:09	68	1,7		26	26		10:52	111	1,9		26	27,5	
09:27	26	2,3		26	25		10:10	69	1,8		26	26		10:53	112	1,9		26	27,5	
09:28	27	2,2		26	25		10:11	70	1,8		26	26		10:54	113	1,9		26	27,5	
09:29	28	2,2		26	25		10:12	71	1,8		26	26		10:55	114	1,9		26	27,5	
09:30	29	2,3		26	25		10:13	72	1,8		26	27		10:56	115	1,9		26	27,5	
09:31	30	2,2		26	25		10:14	73	1,8		26	27		10:57	116	1,9		26	27,5	
09:32	31	2,1		26	25		10:15	74	1,8		26	27		10:58	117	1,9		26	27,5	
09:33	32	2,1		26	25		10:16	75	1,8		26	27		10:59	118	1,9		26	27,5	
09:34	33	2,1		26	25		10:17	76	1,8		26	27		11:00	119	1,9		26	27,5	
09:35	34	2,1		26	25		10:18	77	1,8		26	27		11:01	120	1,9		26	27,5	
09:36	35	2,1		26	25		10:19	78	1,8		26	27		Volume afluente no pulso: 292 L (11,9 L m ⁻²)						
09:37	36	2		26	25		10:20	79	1,9		26	27		OD (Winkler) na tubulação de alimentação do WCFV: 3,9 mg L ⁻¹						
09:38	37	2		26	25		10:21	80	1,8		26	27		OD (Winkler) na camada superficial do WCFV: 4,5 mg L ⁻¹						
09:39	38	2		26	25		10:22	81	1,8		26	27		Propano na tubulação de alimentação do WCFV: 3.666 ppm						
09:40	39	2		26	25		10:23	82	1,8		26	27		Propano na camada superficial do WCFV: 2.073 ppm						

Tabela D.3 - Dados referentes ao ensaio com propano realizado no WCFV para a TAH = 120 mm d⁻¹ (pulso de 15 mm)

Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)	Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)	Hora	t (min)	OD oxímetro (mg L ⁻¹)	OD Winkler (mg L ⁻¹)	Temp. da amostra (°C)	Temp. do ar (°C)	Propano headspace (média) (ppm)
09:55	-3	4,7		25,2	28		10:38	40	3,6		25,3	27,5		11:21	83	3,1		25,3	27	
09:56	-2	4,7		25,2	28		10:39	41	3,5		25,3	27,5		11:22	84	3,1	1,5	25,3	27	39
09:57	-1	4,7		25,2	28		10:40	42	3,5	1,7	25,3	27,5	66	11:23	85	3,1		25,3	27	
09:58	0	4,7		25,2	28		10:41	43	3,5		25,3	27,5		11:24	86	3,1		25,3	27	
09:59	1	4,7		25,2	28,5		10:42	44	3,5		25,3	27,5		11:25	87	3,1		25,3	27	
10:00	2	4,5		25,2	28,5		10:43	45	3,5		25,3	27,5		11:26	88	3,1		25,3	27	
10:01	3	4,7	4,4	25,2	28,5	351	10:44	46	3,5		25,3	27,5		11:27	89	3,1		25,3	27	
10:02	4	4,8		25,2	28,5		10:45	47	3,5		25,3	27,5		11:28	90	3,1		25,3	27	
10:03	5	4,8		25,2	28,5		10:46	48	3,5		25,3	27,5		11:29	91	3,1		25,3	27	
10:04	6	4,8		25,2	28,5		10:47	49	3,5		25,3	27,5		11:30	92	3,1		25,3	27	
10:05	7	4,7		25,2	28,5		10:48	50	3,4		25,3	27,5		11:31	93	3,1		25,3	27	
10:06	8	4,6		25,2	28,5		10:49	51	3,4		25,3	27,5		11:32	94	3,1		25,3	27	
10:07	9	4,6		25,2	28,5		10:50	52	3,4		25,3	27,5		11:33	95	3,1		25,3	27	
10:08	10	4,5		25,2	28,5		10:51	53	3,4		25,3	27,5		11:34	96	3,1		25,3	27	
10:09	11	4,5		25,2	28,5		10:52	54	3,4		25,3	27,5		11:35	97	3,1		25,3	27	
10:10	12	4,4		25,2	28,5		10:53	55	3,4		25,3	27,5		11:36	98	3,1		25,3	27	
10:11	13	4,4		25,2	28,5		10:54	56	3,4		25,3	27,5		11:37	99	3,1		25,3	27	
10:12	14	4,3	3,2	25,2	28,5	162	10:55	57	3,3		25,3	27,5		11:38	100	3,1		25,3	27	
10:13	15	4,3		25,2	28,5		10:56	58	3,3		25,3	27,5		11:39	101	3,1		25,3	27	
10:14	16	4,2		25,2	28,5		10:57	59	3,3		25,3	27,5		11:40	102	3,1		25,3	27	
10:15	17	4,2		25,2	28,5		10:58	60	3,3		25,3	27		11:41	103	3,1		25,3	27	
10:16	18	4,2		25,2	28,5		10:59	61	3,3		25,3	27		11:42	104	3,1		25,3	27	
10:17	19	4,1		25,2	28,5		11:00	62	3,3		25,3	27		11:43	105	3,1		25,3	27	
10:18	20	4,1		25,2	28,5		11:01	63	3,3		25,3	27		11:44	106	3		25,3	26	
10:19	21	4,1		25,2	28,5		11:02	64	3,3		25,3	27		11:45	107	3		25,3	26	
10:20	22	4		25,2	28,5		11:03	65	3,3		25,3	27		11:46	108	3		25,3	26	
10:21	23	3,9		25,2	28,5		11:04	66	3,3		25,3	27		11:47	109	3		25,3	26	
10:22	24	3,9		25,3	28,5		11:05	67	3,3		25,3	27		11:48	110	3		25,3	26	
10:23	25	3,9		25,3	28,5		11:06	68	3,3		25,3	27		11:49	111	3		25,3	26	
10:24	26	3,9		25,3	28,5		11:07	69	3,3		25,3	27		11:50	112	3		25,3	26	
10:25	27	3,9		25,3	28,5		11:08	70	3,3		25,3	27		11:51	113	3		25,3	26	
10:26	28	3,9		25,3	28,5		11:09	71	3,3		25,3	27		11:52	114	3		25,3	26	
10:27	29	3,8		25,3	28,5		11:10	72	3,3		25,3	27		11:53	115	3		25,3	26	
10:28	30	3,8		25,3	28,5		11:11	73	3,3		25,3	27		11:54	116	3		25,3	26	
10:29	31	3,8		25,3	28,5		11:12	74	3,2		25,3	27		11:55	117	3		25,3	26	
10:30	32	3,8		25,3	28,5		11:13	75	3,2		25,3	27		11:56	118	3		25,3	26	
10:31	33	3,7		25,3	28,5		11:14	76	3,2		25,3	27		11:57	119	2,9		25,3	26	
10:32	34	3,7		25,3	28		11:15	77	3,2		25,3	27		11:58	120	2,9		25,3	26	
10:33	35	3,7		25,3	28		11:16	78	3,1		25,3	27		Volume afluente no pulso: 370 L (15,1 L m ⁻²)						
10:34	36	3,6		25,3	28		11:17	79	3,1		25,3	27		OD (Winkler) na tubulação de alimentação do WCFV: 3,8 mg L ⁻¹						
10:35	37	3,6		25,3	28		11:18	80	3,1		25,3	27		OD (Winkler) na camada superficial do WCFV: 4,5 mg L ⁻¹						
10:36	38	3,6		25,3	28		11:19	81	3,1		25,3	27		Propano na tubulação de alimentação do WCFV: 3.050 ppm						
10:37	39	3,6		25,3	27,5		11:20	82	3,1		25,3	27		Propano na camada superficial do WCFV: 1.898 ppm						