

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

Rolando José Manuel González Ramírez

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM SISTEMA DE
TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO
VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO

Santa Maria, RS
2019

Rolando José Manuel González Ramírez

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM SISTEMA DE TANQUE
SÉPTICO SEGUIDO DE *WETLAND* CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM
RECIRCULAÇÃO

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

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Delmira Beatriz Wolff

Santa Maria, RS
2019

Ramírez, Rolando José Manuel González
Remoção de matéria orgânica e nutrientes em sistema de
tanque séptico seguido de wetland construído de fluxo
vertical com recirculação / Rolando José Manuel González
Ramírez.- 2019.
208 p.; 30 cm

Orientadora: Delmira Beatriz Wolff
Coorientadora: Samara Terezinha Decezaro
Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Santa
Maria, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, RS, 2019

1. Wetlands Construídos 2. Recirculação 3.
Comportamento hidrodinâmico 4. Comunidade bacteriana 5.
Tratamento descentralizado de esgoto I. Wolff, Delmira
Beatriz II. Decezaro, Samara Terezinha III. 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.

© 2019

Todos os direitos autorais reservados a Rolando José Manuel González Ramírez. A reprodução de partes ou do todo deste trabalho somente poderá ser feita mediante a citação da fonte.

E-mail: rolando.ufsm@hotmail.com

Rolando José Manuel González Ramírez


**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM SISTEMA DE TANQUE
SÉPTICO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM
RECIRCULAÇÃO**

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

Aprovado em 23 de outubro de 2019:



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



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

Pablo Heleno

Assinado de forma digital por Pablo
Heleno Sezerino:95217584904

Sezerino:95217584904

Dados: 2019.11.26 11:18:37 -03'00'

Pablo Heleno Sezerino, Dr. (UFSC)

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, meu pai e irmãos, obrigado pelo apoio, amor e carinho. Obrigado por me dar a oportunidade de realizar meus sonhos.

À minha orientadora, professora Delmira Beatriz Wolff, obrigado pelas lições e conhecimentos. Obrigado por me dar a oportunidade de trabalhar no que eu gosto tanto.

À minha coorientadora, professora Samara Terezinha Decezaro, obrigado pela paciência, apoio e amizade, e pela colaboração nas discussões deste trabalho. Tua paixão e esforço pelo que a gente faz foram uma inspiração para mim.

Aos meus colegas e amigos, Sheron, Kelly, Franciele, Luis, Carine, Felipe e Gécica. obrigado por me ajudar e acompanhar na realização deste trabalho, não teria conseguido terminar ele sem o auxílio de vocês. Vocês são demais. Obrigado.

Aos meus amigos Ian, Pamela, Lizet, Eduardo e Ronaldo, obrigado pelas horas, paciência, conselhos e apoio naqueles momentos difíceis. Obrigado por tornarem esta jornada muito mais leve e feliz.

À Catiane Pelissari, pela contribuição na elaboração deste trabalho.

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

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

RESUMO

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM SISTEMA DE TANQUE SÉPTICO SEGUIDO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL COM RECIRCULAÇÃO

AUTOR: Rolando José Manuel González Ramírez

ORIENTADORA: Delmira Beatriz Wolff

Este trabalho teve por objetivo avaliar o desempenho de um sistema de tratamento de esgoto doméstico em escala real composto por tanque séptico (TS) seguido de *wetland* construído de fluxo vertical descendente (WCVD), plantado com *Canna x generalis*, operando com recirculação, na remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos, nitrogênio e fósforo presentes no esgoto afluyente submetido ao tratamento. O tanque séptico ($V_{\text{útil}} = 4,7 \text{ m}^3$) foi empregado no tratamento primário, e o WCVD ($24,5 \text{ m}^2$ de área superficial) foi utilizado no tratamento secundário dos esgotos. Durante um período de 360 dias (01/05/18 – 25/04/19), operando com uma entrada de esgoto bruto de 1200 L d^{-1} , uma taxa de recirculação de 90%, e cargas médias de $882 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ d}^{-1}$, $1417 \text{ gDQO}_t \text{ d}^{-1}$, 1246 gSS d^{-1} , 1890 gST d^{-1} , $83 \text{ gN-NH}_4^+ \text{ d}^{-1}$, 150 gNT d^{-1} e $13 \text{ gP-PO}_4^{3-} \text{ d}^{-1}$, o sistema (TS/WCVD) apresentou elevadas remoções médias de matéria orgânica (85% de $\text{DBO}_{5,20}$, 86% de DQO_t), de sólidos em suspensão (93%), de nitrogênio amoniacal (80% de N-NH_4^+); e boa remoção de sólidos totais (65%) e de nitrogênio total (67% de NT). Contudo, o sistema mostrou-se ineficiente quanto a remoção de fósforo inorgânico (P-PO_4^{3-}). O TS destacou-se pela elevada remoção de 88% de N-NO_3^- para uma carga média afluyente de $21 \text{ g N-NO}_3^- \text{ d}^{-1}$, evidenciando condições para o processo da desnitrificação. O WCVD, com uma TAH média de 90 mm d^{-1} e cargas médias de $32 \text{ gDBO}_{5,20} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $66 \text{ gDQO}_t \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $60 \text{ gSS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $97 \text{ gST m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $4 \text{ gN-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e $7 \text{ gNT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, apresentou eficiências de remoção médias de 67%, 76%, 88%, 45%, 70% e 45% para $\text{DBO}_{5,20}$, DQO_t , SS, ST, N-NH_4^+ e NT, respectivamente. A *Canna x generalis* apresentou boa adaptação e rápido crescimento, e contribuiu com 10% da remoção de NT do WCVD, após o corte da sua biomassa. A partir de ensaios hidrodinâmicos com traçador rodamina WT foram observadas variações no comportamento hidráulico do WCVD ao longo do tempo, e determinou-se um tempo de percolação médio de 18 min após a aplicação de um pulso de 125 L min^{-1} . O crescimento da vegetação mostrou uma correlação variável, de fraca a forte, com o tempo de percolação do *wetland* ao longo do tempo, indicando possível influência da interceptação da água pela parte aérea da planta, e obstrução dos poros e formação de caminhos preferenciais no leito filtrante devido ao espalhamento e crescimento das raízes e rizomas. A remoção de N-NO_3^- no TS foi associada à elevada abundância de bactérias desnitrificantes heterotróficas encontradas no lodo acumulado, as quais apresentaram variação sazonal em diversidade e abundância relativa, sendo predominantes as do gênero *Acidovorax*, *Rhodopseudomonas*, *Paracoccus* e *Pseudomonas*. No WCVD, a elevada remoção de N-NH_4^+ , foi associada à presença de BOA (*Nitrosomonas*, *Nitrospira*) e BON (*Nitrobacter*, *Nitrospira*) autotróficas encontradas ao longo de toda a profundidade do leito filtrante e, também, aderidas às raízes da vegetação, com variação de diversidade e abundância sazonal. No leito filtrante, foi encontrada elevada abundância de bactérias anaeróbias do gênero *Clostridium*, e de bactérias desnitrificantes do gênero *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter*; indicando formação significativa de microambientes anaeróbios, e que associado à boa remoção de NT, indica a possível ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos no WCVD.

Palavras-chave: Wetlands construídos. Recirculação. Comportamento hidrodinâmico. Comunidade bacteriana. Tratamento descentralizado de esgoto.

ABSTRACT

REMOVAL OF ORGANIC MATTER AND NUTRIENTS IN SEPTIC TANK FOLLOW BY VERTICAL DOWN-FLOW CONSTRUCTED WETLAND WITH RECIRCULATION

AUTHOR: Rolando José Manuel González Ramírez

ADVISOR: Delmira Beatriz Wolff

The aim of this study was to evaluate the performance of a domestic wastewater treatment system in full scale with septic tank (ST) followed by vertical down-flow constructed wetland (VDCW), planted with *Canna x generalis*, operating with recirculation, in removal of carbonaceous organic matter, solids, nitrogen and phosphorus in the treatment of the inlet wastewater. The ST ($V = 4,7 \text{ m}^3$) was used in the primary treatment, and the VDCW (24.5 m^2 surface area) was used in the secondary treatment of domestic wastewater. Over a period of 360 days (01/05/18 – 25/04/19), operating with 1200 L d^{-1} raw domestic wastewater inlet, recirculation rate of 90% and average loads of 882 gBOD d^{-1} , 1417 gCOD d^{-1} , 1246 gSS d^{-1} , 1890 gST d^{-1} , $83 \text{ gNH}_4^+-\text{N d}^{-1}$, 150 gTN d^{-1} and $13 \text{ g PO}_4^{3-}-\text{P d}^{-1}$, the system (ST/VDCW) showed high average organic matter removals (85% BOD, 86% COD), suspended solids (93%), ammonia nitrogen (80% NH_4^+-N); good removal of total solids (65%) and total nitrogen (67% TN). However, the system proved inefficient in removing inorganic phosphorus ($\text{PO}_4^{3-}-\text{P}$). TS stood out for its high 88% NO_3^--N removal for $21 \text{ g NO}_3^--\text{N d}^{-1}$ average inlet load, providing conditions for the denitrification process. The VDCW, with a average HLR of 90 mm d^{-1} and average loads of $32 \text{ gBOD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $66 \text{ gCOD m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $60 \text{ gSS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $97 \text{ gTS m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, $4 \text{ gNH}_4^+-\text{N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ and $7 \text{ gTN m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, showed average removal efficiencies of 67%, 76%, 88%, 45%, 70% and 45% for BOD, COD, SS, TS, NH_4^+-N and TN respectively. *Canna x generalis* showed good adaptation and rapid growth, contributing with 10% of the removal of TN from VDCW after cutting its biomass. From hydrodynamic tests with rhodamine tracer WT, variations in VDCW hydraulic behavior were observed, and an average percolation time of 18 min was determined. Vegetation growth showed a variable correlation, from weak to strong, with wetland percolation time over time, indicating possible influence of water interception by the aerial part of the plant and pore obstruction and formation of preferential paths in the filter bed, due to the spreading and growth of roots and rhizomes. The removal of NO_3^--N in ST was associated with the high abundance of heterotrophic denitrifying bacteria found in the accumulated sludge, which showed seasonal variation in diversity and relative abundance, with the predominant genus being *Acidovorax*, *Rhodospseudomonas*, *Paracoccus* and *Pseudomonas*. In VDCW, high NH_4^+-N removal was associated with the presence of autotrophic AOB (*Nitrosomonas*, *Nitrosospira*) and NOB (*Nitrobacter*, *Nitrospira*) found throughout the depth of the filter bed and also adhered to the roots of the vegetation, with seasonal variation of diversity and abundance. In the filter bed, an abundance of anaerobic bacteria of the genus *Clostridium* and denitrifying bacteria of the genus *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Acinetobacter* has been found; indicating significant formation of anaerobic microenvironments, and associated with good TN removal, indicates the possible occurrence of simultaneous nitrification and denitrification processes in VDCW.

Keywords: Constructed wetlands. Recirculation. Hydrodynamic behavior. Bacteria community. Decentralized wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação de <i>wetlands</i> construídos. Em destaque o tipo de <i>wetland</i> utilizado..	29
Figura 2 – Esquema de representação de um WCVD. 1) afluyente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) camada superficial; 5) material filtrante; 6) camada de drenagem; 7) sentido do fluxo; 8) efluente final	30
Figura 3 – Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes.....	33
Figura 4 – Transformações do nitrogênio em WC. NO como nitrogênio orgânico, NA como nitrogênio amônia e NN como nitrogênio nitrato.....	45
Figura 5 – Curva de Distribuição de Tempo de Residência normalizada	62
Figura 6 – Curva de variação da concentração na saída (C_{pulso}).....	65
Figura 7 – Transformação de uma curva experimental C_{pulso} em uma curva E (t).....	65
Figura 8 – Localização da Estação de Tratamento de Esgotos experimental, na UFSM.....	71
Figura 9 – Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgotos experimental, na UFSM.....	72
Figura 10 – Detalhamento da Estação de Tratamento de Esgoto experimental, na UFSM. a) Corte longitudinal; b) Corte Transversal	73
Figura 11 – Distribuição (a) e drenagem (b) do efluente no WCVD	75
Figura 12 – Corte transversal do WCVD evidenciando a distribuição de material filtrante posicionamento da ventilação de drenagem	75
Figura 13 – Macrófita <i>Canna x generalis</i> no WCVD	76
Figura 14 – Diagrama estrutural para a condição operacional projetada do WCVD.....	76
Figura 15 – Locais de amostragem: a) Ponto 1 – afluyente tanque séptico (esgoto bruto); b) Ponto 2 – efluente tanque séptico; c) Ponto 3 – Efluente WCVD.....	79
Figura 16 – Esquema do monitoramento de crescimento da <i>Canna x generalis</i> no WCVD ...	80
Figura 17 – Fluorímetro portátil da marca Turner Designs.....	84
Figura 18 – Curva de calibração para Rodamina WT: Fluorescência x Concentração.....	84
Figura 19 – Esquema de teste hidrodinâmico com rodamina WT em sistema de TS/WCVD.	86
Figura 20 – 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 sequenciamento de DNA	87
Figura 21 – Esquema mostrando as principais etapas utilizadas para concentração de biomassa das amostras, incluindo o desprendimento da biomassa contida na brita, raiz, e o processamento do lodo do TS	88
Figura 22 – Monitoramento de vazões na ETE experimental ao longo do tempo	91
Figura 23 – Variação do pH no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)	94
Figura 24 – Variação da alcalinidade no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)	95
Figura 25 – Variação da temperatura no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)	97
Figura 26 – Variação do oxigênio dissolvido (OD) no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot).....	99
Figura 27 – Variação dos sólidos totais (ST) no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot).....	101
Figura 28 – Variação dos sólidos em suspensão (SS) no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot).....	102

Figura 29 – Variação dos sólidos sedimentáveis (SSd) no sistema TS/WCVD ao longo do tempo.....	103
Figura 30 – Remoção de sólidos no sistema TS/WCVD. (a) Sólidos Totais (ST); (b) Sólidos em suspensão (SS).....	104
Figura 31 – Variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no sistema TS/WCVD. (a) DQO total ao longo do tempo; (b) DQO solúvel ao longo do tempo	107
Figura 32 – Diagrama de caixas (box-plot) para a variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no sistema TS/WCVD	108
Figura 33 – Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20}) no sistema TS/WCVD. (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot).....	108
Figura 34 – Remoção da matéria orgânica no sistema TS/WCVD. (a) Demanda Química de Oxigênio total (DQOt); (b) Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO _{5,20})	110
Figura 35 – Variação do nitrogênio no sistema TS/WCVD ao longo do tempo. (a) Nitrogênio Total (NT); (b) Nitrogênio orgânico (N-org); (c) Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺ /NH ₃); (d) Nitrogênio oxidado (N-NO _x =NO ₂ ⁻ +NO ₃ ⁻)	111
Figura 36 – Diagrama de caixas (box-plot) para distribuição de cargas de Nitrogênio no sistema.....	112
Figura 37 – Distribuição de cargas de Nitrogênio no sistema TS/WCVD	113
Figura 38 – Remoção do Nitrogênio no sistema TS/WCVD. (a) Nitrogênio orgânico (N-org); (b) Nitrogênio amoniacal (NH ₄ ⁺); (c) Nitrato (N-NO ₃ ⁻); (d) Nitrogênio total (NT)	114
Figura 39 – Variação das cargas efluentes de Nitrato (N-NO ₃ ⁻) em relação à temperatura para o WCVD.....	116
Figura 40 – Variação das cargas efluentes de Nitrato (N-NO ₃ ⁻) em relação às cargas de Amônia (N-NH ₄ ⁺) para o WCVD	116
Figura 41 – Variação do fósforo no sistema TS/WCVD: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas associado (box-plots).....	120
Figura 42 – Monitoramento fotográfico do crescimento da macrófita <i>Canna x generalis</i>	124
Figura 43 – Crescimento da <i>Canna x generalis</i> após corte para diferentes períodos de tempo	125
Figura 44 – Crescimento da <i>Canna x generalis</i> e variação da temperatura	126
Figura 45 – Crescimento da <i>Canna x generalis</i> e variação da radiação solar	127
Figura 46 – Monitoramento da taxa de crescimento da <i>Canna x generalis</i> ao longo do tempo	128
Figura 47 – Características médias da <i>Canna x generalis</i> durante o período de estudo (mai./2018 – abr./2019).....	132
Figura 48 – Remoção de N e P pela <i>Canna x generalis</i> no WCVD	133
Figura 49 – Curvas E _{carga} para ensaios hidrodinâmicos ao longo do tempo	139
Figura 50 – Curvas E _{vazão} para ensaios hidrodinâmicos ao longo do tempo.....	140
Figura 51 – Variação dos tempos de percolação médio (τ) ao longo do tempo	143
Figura 52 – Distribuição do τ_{carga} em relação ao $\tau_{vazão}$	144
Figura 53 – Variação do τ_{carga} em relação ao crescimento da <i>Canna x generalis</i>	145
Figura 54 – Cargas de SST afluente ao WCVD e variação do tempo de percolação, ao longo do tempo.....	146
Figura 55 – Variação de τ_{carga} em relação à temperatura	147
Figura 56 – Variação de τ_{carga} em relação à radiação solar	148
Figura 57 – Curva F _{carga} para ensaios hidrodinâmicos ao longo do tempo.....	149

Figura 58 – Variação da eficiência de remoção de poluentes em relação ao τ carga: (a) DQO _t ; (b) SS; (c) DBO _{5,20} ; (d) N-NH ₄ ⁺	153
Figura 59 – Abundância Relativa identificada nas amostras de lodo do TS, em nível de orden	156
Figura 60 – Abundância Relativa identificada nas amostras de lodo do TS, em nível de família	157
Figura 61 – Abundância Relativa de bactérias desnitrificantes identificadas nas amostras de lodo do TS, em nível de gênero	158
Figura 62 – Abundância Relativa identificada na camada de superfície (0-20 cm), meio (20-50 cm), fundo (50-70 cm) e material aderido às raízes da vegetação do WCVD	161
Figura 63 – Abundância Relativa de bactérias desnitrificantes identificadas nas amostras de WCVD (meio filtrante e raiz), em nível de gênero	164

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Tipos de <i>wetlands</i> construídos e suas características.....	27
Quadro 2 – Processos de remoção de poluentes em <i>wetlands</i> construídos	36
Quadro 3 – Grupos de microrganismos presentes em <i>wetlands</i> construídos com base nas fontes.....	37
Quadro 4 – Transformações de nitrogênio em <i>wetlands</i> construídos.....	44
Quadro 5 – Índices de desempenho hidráulico de reatores	66
Quadro 6 – Determinação de parâmetros qualitativos da água e métodos de análise	79
Quadro 7 – Equações utilizadas para obtenção de parâmetros e curvas de comportamento...	85

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Remoção de poluentes por sistemas WCFV com recirculação	70
Tabela 2 – Condição operacional do WCVD	77
Tabela 3 – Caracterização qualitativa, media e desvio padrão, do afluente e efluente às unidades de tratamento do sistema TS/WCVD	92
Tabela 4 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema TS/WCVD considerando diferentes legislações.....	93
Tabela 5 – Valores médios (desvio padrão) de sólidos no sistema TS/WCVD.....	100
Tabela 6 – Médias (desvio-padrão) de cargas de Nitrogênio no sistema TS/WCVD.....	112
Tabela 7 – Cargas de poluentes no afluente e efluente no sistema de TS/WCVD e respectivas eficiências de remoção.....	121
Tabela 8 – Capacidade de assimilação (desvio padrão) de N e P da <i>Canna x generalis</i>	130
Tabela 9 – Remoção de N e P por plantas em WCs.....	134
Tabela 10 – Condições iniciais de ensaios hidrodinâmicos	138
Tabela 11 – Condições finais de ensaios hidrodinâmicos.....	141
Tabela 12 – Determinação de fator de correção em relação a τ_{carga} e $\tau_{vazão}$	143
Tabela 13 – Parâmetros de caracterização hidrodinâmica associados às curvas E_{carga} e F_{carga}	149
Tabela 14 – Índices de desempenho hidráulico para o WCVD estudado	151
Tabela 15 – Caracterização qualitativa da água residuária para diferentes períodos de tempo	155
Tabela 16 – Análise da diversidade das amostras de lodo do TS por meio de índices de diversidade α	155
Tabela 17 – Análise da diversidade das amostras da camada de superfície (0-20 cm), meio (20-50 cm), fundo (50-70 cm) e material aderido às raízes da vegetação do WCVD por meio de índices de diversidade α	160
Tabela 18 – Variação da abundância relativa de bactérias nitrificantes no perfil transversal do WCVD e na raiz da vegetação	166
Tabela 19 – Variação da abundância relativa de bactérias desnitrificantes no perfil transversal do WCVD e nas raízes da vegetação	167

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
Alc. Total	Alcalinidade Total
APHA	American Public Health Association
CEU	Casa do Estudante Universitário
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
CONSEMA	Conselho Estadual do Meio Ambiente
DTD	Distribuição dos Tempos de Detenção
d10	Diâmetro Efetivo
d30	Diâmetro a 30 %
d60	Diâmetro a 60 %
DBO _{5,20}	Demanda Bioquímica de Oxigênio Total
DQOt	Demanda Química de Oxigênio Total
DQOs	Demanda Química de Oxigênio Solúvel
EB	Esgoto Bruto
E (t)	Curva de distribuição dos tempos de percolação normalizada
ETE	Estação de Tratamento de Efluentes
ev	Eficiência volumétrica
FINEP	Financiadora de Estudos e Projetos
F (t)	Curva cumulativa de distribuição dos tempos de percolação
ICC	Índice de Curto Circuito
IDM	Índice de Dispersão de Morril
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
ITMR	Índice do Tempo Modal de Retenção
ITRM	Índice do Tempo de Retenção Médio
LaMIP	Laboratório de Manejo Integrado de Pragas
LEMA	Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente
LQFC	Laboratório de Química e Fertilidade do solo
MO	Matéria orgânica
NBR	Norma Brasileira
N-org.	Nitrogênio Orgânico
NT	Nitrogênio Total
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
N-NH ₄ ⁺	Nitrogênio Amoniacal
N-NO ₂ ⁻	Nitrogênio Nitrito
N-NO ₃ ⁻	Nitrogênio Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
P1, P2, P3	Período de crescimento da vegetação
pH	Potencial Hidrogeniônico
P-PO ₄ ³⁻	Fósforo Ortofosfato
Q	Vazão
RENTED	Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados
RWT	Rodamina WT
SNIS	Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
SS	Sólidos Suspensos
SSF	Sólidos Suspensos Fixos
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais
STF	Sólidos Totais Fixos

STV	Sólidos Totais Voláteis
SSd	Sólidos Sedimentáveis
T	Temperatura
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TRH	Tempo de Retenção Hidráulica
t_i	Tempo no qual o traçador começa a aparecer
t_p	Tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada
\bar{t}	Tempo médio de detenção hidráulica
t_{10} , t_{50} e t_{90}	Tempo no qual 10, 50 e 90 % do traçador passou pelo sistema
TS	Tanque Séptico
UFSM	Universidade Federal de Santa Maria
WC	<i>Wetland</i> Construídos
WCFV	<i>Wetland</i> Construídos de Fluxo Vertical
WCVD	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical Descente
WCFH	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Horizontal

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
1.1	OBJETIVO GERAL	25
1.2	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	25
2	REVISÃO DA LITERATURA	26
2.1	TANQUE SÉPTICO.....	26
2.2	WETLANDS CONSTRUÍDOS	27
2.2.1	Tipos de wetlands construídos	28
2.2.1.1	<i>Wetlands construídos de fluxo vertical – WCFV</i>	30
2.2.2	Componentes de wetlands construídos	31
2.2.2.1	<i>Material filtrante</i>	31
2.2.2.2	<i>Microrganismos</i>	33
2.2.2.3	<i>Vegetação</i>	34
2.3	TRATAMENTO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	36
2.3.1	Remoção da matéria orgânica	36
2.3.1.1	<i>Degradação aeróbia</i>	38
2.3.1.2	<i>Degradação anaeróbia</i>	39
2.3.2	Remoção de sólidos	40
2.4	NITROGÊNIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	41
2.4.1	Formas de nitrogênio	41
2.4.1.1	<i>Nitrogênio orgânico</i>	42
2.4.1.2	<i>Amônia</i>	42
2.4.1.3	<i>Nitrogênio oxidado</i>	43
2.4.2	Transformações e remoção de nitrogênio	44
2.4.2.1	<i>Amonificação</i>	45
2.4.2.2	<i>Volatilização</i>	46
2.4.2.3	<i>Nitrificação</i>	46
2.4.2.4	<i>Desnitrificação</i>	48
2.4.2.5	<i>Contribuição das plantas</i>	49
2.4.2.6	<i>Adsorção</i>	50
2.4.2.7	<i>Sedimentação</i>	51
2.4.2.8	<i>Fixação</i>	51
2.4.2.9	<i>ANAMMOX (anaerobic ammonium oxidation)</i>	51
2.5	FÓSFORO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	52
2.5.1	Transformações e remoção do fósforo	53
2.5.1.1	<i>Adsorção e precipitação química</i>	53
2.5.1.2	<i>Absorção por plantas e microrganismos</i>	54
2.6	HIDRODINÂMICA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS	56
2.6.1	Hidráulica de reatores	56
2.6.2	Fatores influentes na hidrodinâmica de wetlands construídos	57
2.6.2.1	<i>Colmatção</i>	58
2.6.3	Estudo hidráulico em wetlands construídos	60
2.6.3.1	<i>Curva DTR</i>	61
2.6.3.2	<i>Uso de traçadores</i>	62
2.6.3.3	<i>Teste estímulo-resposta</i>	63
2.6.3.4	<i>Parâmetros de caracterização hidráulica</i>	65
2.7	RECIRCULAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	66
3	MATERIAIS E MÉTODOS	71

3.1	LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS.....	71
3.2	DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS	72
3.2.1	Tanque séptico	73
3.2.2	<i>Wetland</i> construído de fluxo vertical.....	74
3.2.3	Condição operacional	76
3.3	MONITORAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA	77
3.3.1	Monitoramento quantitativo.....	78
3.3.2	Monitoramento qualitativo.....	78
3.4	MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO.....	80
3.5	EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO	82
3.6	BALANÇO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO.....	82
3.7	ANÁLISE ESTATÍSTICA	83
3.8	TESTES HIDRODINÂMICOS	83
3.9	CARACTERIZAÇÃO BACTERIANA	87
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO	90
4.1	MONITORAMENTO DE VAZÕES.....	90
4.2	CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA.....	91
4.2.1	pH e alcalinidade total	93
4.2.2	Temperatura	96
4.2.3	Oxigênio dissolvido.....	98
4.2.4	Remoção de sólidos.....	100
4.2.5	Remoção de matéria orgânica	106
4.2.6	Remoção de nitrogênio.....	110
4.2.7	Remoção de fósforo.....	119
4.2.8	Eficiência global do sistema de TS/WCVD	121
4.3	MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO.....	123
4.3.1	Crescimento da <i>Canna x generalis</i>	123
4.3.2	Produção de biomassa e remoção de N e P	129
4.4	AVALIAÇÃO DA HIDRÁULICA E DESEMPENHO DO SISTEMA TS/WCVD	137
4.4.1	Hidráulica e remoção de poluentes no TS	137
4.4.2	Hidráulica do WCVD	137
4.4.2.1	<i>Ensaio hidrodinâmico</i>	137
4.4.3	Avaliação do desempenho hidrodinâmico.....	148
4.4.4	Influência da hidrodinâmica no desempenho do WCVD.....	152
4.5	CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE BACTERIANA NO SISTEMA TS/WCVD.....	154
4.5.1	Efeito sazonal na comunidade presente no lodo do tanque séptico	155
4.5.2	Efeito sazonal na comunidade presente no WCVD	160
4.5.3	Variação da estrutura bacteriana na profundidade do WCVD e na raiz da vegetação	164
5	CONCLUSÃO	168
	REFERÊNCIAS	171

1 INTRODUÇÃO

Segundo dados apresentados pelo Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (BRASIL, 2017), no ano de 2015, apenas 42% da população brasileira tinha acesso ao serviço de tratamentos de esgotos, evidenciando a precariedade do saneamento básico do país, condição que não tem mudado até os dias atuais. A situação torna-se ainda mais crítica para as áreas rurais, que no ano de 2010, somente 38,7% da população rural (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2017; INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA, 2011) possuía tratamento de esgotos, com mais de 18 milhões de habitantes e aproximadamente 5 milhões de domicílios com uma disposição deficiente dos seus resíduos líquidos, os quais terminavam, e ainda continuam, sendo despejados diretamente nos cursos d'água, contaminando o ambiente.

Nas áreas rurais, apenas 5,45% dos domicílios possuem conexão à rede de coleta de esgotos, 4,47% possuem tanque séptico ligado à rede coletora e 28,78% utilizam tanque séptico sem ligação a rede coletora como solução para o tratamento dos esgotos (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2017). Apesar de ser recomendado o uso de tanque séptico (TS) para o tratamento descentralizado de esgotos domésticos, estas unidades apenas conseguem uma remoção parcial de sólidos suspensos (SST) e matéria orgânica (MO), podendo apresentar ainda elevadas concentrações de MO e nutrientes, como nitrogênio e fósforo, no seu efluente (METCALF e EDDY, 2016), e que quando lançado nos cursos hídricos, podem desencadear graves problemas ambientais, como a eutrofização. Assim, torna-se necessário o uso de tecnologias complementares ou mais eficientes para o tratamento descentralizado de esgotos.

Entre os diferentes sistemas descentralizados existentes, os denominados *wetlands* construídos (WC) tem ganhado destaque nas últimas décadas. Os WC são tecnologias voltadas ao tratamento de esgotos através de processos naturais, envolvendo plantas, solo (leito filtrante) e microrganismos, tornando-as economicamente atrativas e ambientalmente corretas (DOTRO et al., 2017).

Dentre as possibilidades de arranjos e modalidades de WC, os *wetlands* construídos de fluxo vertical descendente (WCFD) chamam a atenção devido a sua elevada capacidade de remoção de MO carbonácea e sólidos, e principalmente por promoverem condições necessárias para o processo de nitrificação (SEZERINO et al., 2015).

Embora o comportamento dos WCVD esteja consideravelmente contemplado na literatura, o desempenho desta tecnologia é variável quanto à localidade do estudo e/ou aplicação da unidade de tratamento. Assim, a otimização do tratamento dependerá

essencialmente do pesquisador e/ou projetista, o qual deverá adequar os diversos critérios de operação (carga orgânica, taxa de aplicação hidráulica e regime de alimentação) para obter o funcionamento ideal do sistema.

Desde o ponto de vista operacional, as variáveis hidráulicas são de vital importância. Segundo Philippi e Sezerino (2004), a entrada de oxigênio dependerá da taxa hidráulica aplicada e do tempo de infiltração da massa filtrante, e de acordo com Wachniew, Czuprynski e Maloszewski (2004), a eficiência de remoção de poluentes dependerá do tempo de percolação, o qual permitirá maior ou menor interação do fluido com a superfície reativa (substrato, plantas, biofilme).

Outra das características principais em WCVD é a possibilidade de recirculação do efluente tratado. A recirculação de efluentes previamente tratados em WC permite o aumento do tempo de contato dos contaminantes com a superfície reativa e melhor difusão de oxigênio na passagem da água pelo leito filtrante (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013). Ainda, em sistemas compreendidos por reatores anaeróbios seguidos de reatores aeróbios, o efluente final, com um certo grau de nitrificação, pode recircular para o reator anaeróbio, promovendo assim a desnitrificação do efluente e aumentando a eficiência de remoção do nitrogênio no sistema (FOLADORI; RUABEN; ORTIGARA, 2013). Assim, o uso de WCVD operando com recirculação é atrativo como tratamento complementar aos TS utilizados em comunidades desprovidas de coleta e tratamento de esgotos, principalmente propriedades em áreas rurais.

Neste contexto, foi implementado 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. Um dos participantes deste projeto foi a Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Na UFSM, foi instalada, operada e avaliada desde 2015, uma estação experimental composta por tanque séptico seguido de WCVD com recirculação, destinada ao tratamento de esgoto doméstico não segregado. Dentre os trabalhos já concluídos destacam-se trabalhos em nível de graduação (PERONDI, 2016; RAMÍREZ, 2017; FACCENDA, 2017; SANTOS, 2018; ARRUDA, 2019), dissertações de mestrado (DECEZARO, 2016; ALVES, 2016; TREVISAN, 2017; GOERCK, 2018) e tese de doutorado (DECEZARO, 2018).

Contudo, ainda são poucos os dados encontrados na literatura em relação ao uso da recirculação em sistemas TS/WCVD e suas diversas variações. Portanto, torna-se necessário novas pesquisas relativas a este assunto, na procura de condições operacionais ótimas de sistemas com WCVD, destinados, principalmente, ao tratamento de esgotos domésticos em unidades residenciais.

1.1 OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de uma estação de tratamento de esgoto (ETE) em escala real, composta por tanque séptico (TS) seguido de *wetland* construído de fluxo vertical descendente (WCVD), operando com recirculação de efluente ao tanque séptico, na remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos, nitrogênio e fósforo.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

Os objetivos específicos propostos são:

- Avaliar o desempenho do sistema experimental (TS/WCVD) quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos, nitrogênio e fósforo de esgotos domésticos;
- Avaliar o comportamento hidráulico do WCVD ao longo do tempo para uma mesma condição operacional;
- Avaliar a variação das características hidráulicas do WCVD no decorrer do desenvolvimento da vegetação;
- Identificar a estrutura da comunidade bacteriana presente no TS e no WCVD, em diferentes períodos de tempo, com ênfase nas bactérias envolvidas nos processos de transformação/remoção de nitrogênio;

2 REVISÃO DA LITERATURA

Nesta seção são apresentados os conceitos de tanque séptico e de *wetland* construído (com ênfase no *wetland* construído de fluxo vertical descendente), assim como os processos, fatores e condições envolvidas no tratamento de esgotos realizado por estes reatores. Também, apresenta-se conteúdo referente à hidrodinâmica em *wetlands* construídos, e sua relação com o desempenho deste. E, por último, mostra-se a recirculação como estratégia operacional para o melhoramento do tratamento de esgotos em sistemas com *wetlands* construídos.

2.1 TANQUE SÉPTICO

A falta de serviços públicos de esgotos sanitários em áreas urbanas, suburbanas e rurais tem levado à procura de soluções individuais para o tratamento de esgotos, com o fim de prevenir a contaminação do solo e da água (JORDÃO e PESSOA, 2011). Uma das soluções largamente conhecida e utilizada nos últimos tempos é o denominado tanque séptico (TS), destacando-se pela sua simplicidade operacional e viabilidade econômica (JORDÃO e PESSOA, 2011).

O TS é um dispositivo construído para a destinação e tratamento de esgotos sanitários de um ou mais domicílios, capaz de dar um grau de tratamento compatível com sua simplicidade e custo (JORDÃO e PESSOA, 2011). É definido como uma câmara de passagem de esgotos, que permite a sedimentação de sólidos e retenção de material graxo contidos nestes, transformando-os em substâncias e compostos mais simples e estáveis a partir de processos bioquímicos (JORDÃO e PESSOA, 2011).

No TS, a retenção do esgoto pode variar de 24 a 12 horas, dependendo da vazão afluente. Durante esse tempo, são três os processos atuantes na depuração da água (JORDÃO e PESSOA, 2011). Parte dos sólidos em suspensão contidos no esgoto são sedimentados, formando uma substância semilíquida denominada lodo; e outra parte dos sólidos em suspensão (não sedimentados), como óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturadas com gases, emerge para a superfície livre do líquido, onde fica retido, formando a denominada espuma (JORDÃO e PESSOA, 2011). Tanto o lodo como a espuma podem sofrer a degradação pela ação de bactérias anaeróbias, tendo assim a denominada digestão anaeróbia, com destruição total ou parcial de material volátil e organismos patogênicos (JORDÃO e PESSOA, 2011). Os processos biológicos envolvidos na digestão anaeróbia serão detalhados na seção 2.2.1.2.

Em média, quanto ao tratamento dos esgotos domésticos, os TS conseguem uma remoção de 50% de sólidos em suspensão (SS), e em torno 30% da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) (seção 2.2.1), proporcionando assim um tratamento primário (JORDÃO e PESSOA, 2011). Deve ser ressaltado que estes dispositivos vão diminuindo sua eficiência com o passar do tempo devido ao arraste de sólidos do lodo acumulado, sendo evidenciado pelo acréscimo gradativo de sólidos sedimentáveis no efluente, indicando a necessidade de uma limpeza (remoção parcial de lodo) periódica (JORDÃO e PESSOA, 2011).

No Brasil, o projeto, construção e operação de TS é padronizada pela Norma Técnica (NBR) 7229/1993, apresentada pela Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT), seja este de câmara única ou de múltiplas câmaras. Por permitirem apenas uma remoção parcial de poluentes de esgotos domésticos, a ABNT apresenta na NBR 13969/1997 a possibilidade de unidades de tratamento complementar, como filtros aeróbio e anaeróbio, lagoa com plantas aquáticas entre outros; e alternativas de disposição final de efluentes líquidos do TS, como vala de infiltração e sumidouro.

2.2 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os *wetlands* construídos (WCs) são sistemas tecnológicos projetados e construídos para o tratamento de águas poluídas a partir de processos naturais, envolvendo plantas (macrófitas), solo (material filtrante), e suas comunidades microbianas associadas (VYMAZAL, 2010). Estes sistemas procuram simular e otimizar processos encontrados em ambientes naturais e, portanto, são considerados opções ecologicamente corretas e sustentáveis para o tratamento de águas residuárias (DOTRO et al., 2017).

O tratamento de águas residuárias em WC tem como base uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos. O tratamento por processos físicos está principalmente relacionado à sedimentação e filtração do material particulado, sendo os principais fatores atuantes na redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO_{5,20}) (GOPAL, 1999). Os processos químicos como adsorção, aglutinação e precipitação estão principalmente associados à remoção de fósforo e metais pesados (GOPAL, 1999). E em relação aos processos biológicos, o tratamento é realizado principalmente pelos microrganismos, os quais encarregam-se da degradação da matéria orgânica, a nitrificação em zonas aeróbias e a desnitrificação em zonas anaeróbias (GOPAL, 1999). Ainda, além dos microrganismos, as macrófitas também desempenham um papel fundamental quanto à remoção de nutrientes e metais (KADLEC e WALLACE, 2009).

Os WC podem ser utilizados em vários campos e para distintos níveis de tratamento. Convencionalmente, estes sistemas são utilizados para o tratamento secundário de esgotos domésticos ou esgotos municipais (WENDLAND e CHIARAWATCHAI, 2006), porém nas últimas décadas, também se tem registrado seu uso para o tratamento de vários outros tipos de efluentes, podendo citar: drenagem de mina ácida, águas residuárias agrícolas e industriais, lixiviado de aterros sanitários, polimento de efluentes de tratamentos avançados, águas pluviais, águas poluídas de rios e águas de escoamento urbano (WHITE, FREEMAN e KANG, 2011; GIKAS et al., 2018; WU et al., 2015; YI et al., 2017; MUSTAPHA, VAN BRUGGEN e LENS, 2015; MACKINTOSH, DAVIS e THOMPSON, 2015; LI, B et al., 2018; LI, J et al., 2016).

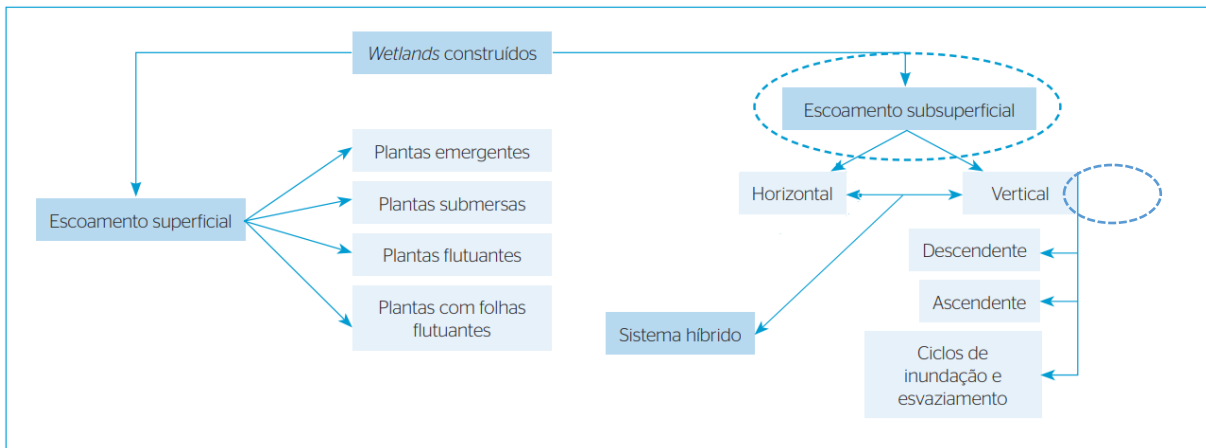
Por integrarem processos naturais no tratamento de esgotos, os WC são comumente recomendados devido a sua eficiência econômica e energética (ARDEN e MA, 2018), embora aspectos como a alta demanda de área e a complexidade dos processos envolvidos no tratamento também devem ser considerados na projeção destes sistemas (BEGOSSO, 2009).

Além do termo “*wetland* construído”, existe uma ampla gama de terminologias usadas para esses sistemas naturais. Segundo Kletecke (2011), no Brasil esses sistemas podem ser denominados como: zona de raízes, filtros plantados com macrófitas, jardins filtrantes, sistemas alagados construídos, sistemas fitopedológicos, entre outras. No decorrer deste trabalho será utilizada a denominação “*wetland* construído”.

2.2.1 Tipos de *wetlands* construídos

Existem várias configurações de WC (Figura 1), as quais podem ser classificadas de acordo com diferentes parâmetros. Embora a classificação básica esteja baseada quanto ao tipo de crescimento das macrófitas, é comumente preferida a classificação destes sistemas em relação a suas características hidráulicas (VYMAZAL, 2007). Uma breve descrição dos WC desta última classificação pode ser visualizada no Quadro 1. Este trabalho focará principalmente no estudo de WCFV.

Figura 1 – Classificação de *wetlands* construídos. Em destaque o tipo de *wetland* utilizado



Fonte: Adaptado de Sezerino (2015).

Quadro 2 – Tipos de *wetlands* construídos e suas características

Tipo	Descrição
<p><i>Wetlands</i> construídos de fluxo superficial (WCS)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Assemelham-se a <i>wetlands</i> naturais na aparência - Vários gêneros de plantas podem ser usados: a) emergentes: <i>Typha</i>, <i>Phragmites</i>, <i>Scirpus</i>, (b) submersas: <i>Potamogeton</i>, <i>Elodea</i>, etc, (c) flutuantes: <i>Eichornia</i> (Aguapé), <i>Lemna</i> (lentilha). - Exigem grande área de superfície, geralmente são levemente carregados. - São utilizados para tratamento terciário.
<p><i>Wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial horizontal (WCFH)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Águas residuárias fluem através do material filtrante areia ou cascalho (brita) onde o nível de água é mantido abaixo da superfície. - Devido à condição saturada do meio filtrante ocorrem principalmente processos de degradação anaeróbia. - Um tratamento primário eficaz é necessário para a remoção de material particulado e prevenção da colmatção do filtro. - Macrófitas emergentes são utilizadas. - São utilizados para o tratamento secundário ou terciário da água.
<p><i>Wetlands</i> construídos de fluxo subsuperficial vertical (WCFV)</p>	<ul style="list-style-type: none"> - Águas residuárias são carregadas intermitentemente na superfície do filtro e percolam verticalmente através do filtro - Entre dois carregamentos, o ar entra novamente nos poros e areja o filtro de modo que ocorram principalmente processos de degradação aeróbica. - Um tratamento primário eficaz é necessário para a remoção de material particulado e prevenção da colmatção do filtro. - Macrófitas emergentes são utilizadas.

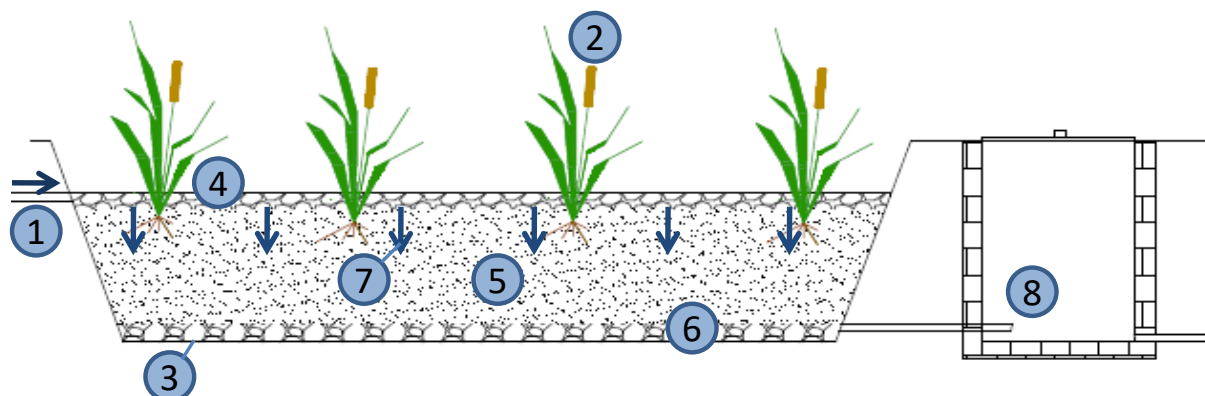
Fonte: Adaptado de Dotro et al. (2017).

2.2.1.1 Wetlands construídos de fluxo vertical – WCFV

Os WCFV são classificados dentro do grupo de *wetlands* construídos com fluxo subsuperficial, onde o escoamento ocorre dentro do leito filtrante, sem formação da lâmina superficial do fluido. Estes WC são requeridos quando faz-se necessário uma maior oxigenação na camada filtrante e maior condutividade hidráulica (BRIX & SCHIERUP, 1990). Para isso, conforme mostrado na Figura 2, o sistema é alimentado através de tubulações localizadas acima ou imediatamente abaixo da superfície da camada filtrante (brita ou areia), onde são cultivadas as plantas emergentes, que permitem a distribuição da água residuária por ação da gravidade, percorrendo uma trajetória vertical até atingir o fundo do leito impermeabilizado, onde será drenada/coletada após o tratamento (KADLEC e WALLACE, 2009).

De acordo com Kadlec e Wallace (2009), os WCFV destacam-se em relação aos demais WC devido às boas condições de aeração. Isto se deve a estes sistemas apresentarem uma alimentação de forma intermitente, a partir de pulsos curtos (duração de poucos minutos), onde o fluido percorre rapidamente o material poroso, permitindo que o ar atmosférico penetre, criando condições aeróbicas. De acordo com Philippi e Sezerino (2004), o aporte de oxigênio devido ao fluxo intermitente favorece a nitrificação, com boa eficiência na remoção de nitrogênio amoniacal. Ainda Suntti et al. (2010), Silva (2007) e Pelissari et al. (2015), relatam boas eficiências na remoção de $DBO_{5,20}$ e sólidos em suspensão para WCFV.

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



Fonte: Adaptado de Decezaró (2016).

As características citadas anteriormente correspondem a um tipo de WC, denominado *wetland* construído de fluxo vertical descendente (WCVD), que corresponde ao tipo de WCFV

mais utilizado. No entanto, segundo Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014), os WCFV podem apresentar variações quanto ao sentido de aplicação do fluxo e quanto ao nível e duração da saturação do leito, podendo ser WCFV (1) com enchimento e drenagem (*tidal flow*); (2) saturados com fluxo ascendente; (3) saturados com fluxo descendente; e (4) integrados (fluxo descendente seguido de fluxo ascendente). Estas variações são aplicadas a fim de melhorar e/ou obter características específicas no sistema de acordo com objetivo de tratamento do projetista.

Além das variações anteriormente citadas, algumas estratégias operacionais também podem ser aplicadas em WCFV, tais como a recirculação do efluente e a aeração artificial (WU et al., 2014). Estas estratégias tem como finalidade aumentar a oxigenação do leito filtrante, como também melhorar a atividade microbiana, de forma a aumentar as cargas aplicadas ou melhorar a performance do tratamento (FOLADORI, RUABEN e ORTIGARA, 2013). Devido a sua importância para este trabalho, um melhor detalhamento da condição operacional com recirculação será dado posteriormente (item 2.6).

2.2.2 Componentes de *wetlands* construídos

Basicamente, os WC são compostos por material filtrante/substrato, macrófitas e microrganismos. O estudo e compreensão destes elementos pode auxiliar na otimização dos processos naturais de depuração da água, aumentando o desempenho e eficiência destas tecnologias. Portanto, na sequência, será dado um maior detalhamento destes elementos, apresentando algumas características e principais funções em WC.

2.2.2.1 *Material filtrante*

O material filtrante ou substrato é o elemento de sustento dos *wetlands* construídos de escoamento subsuperficial atuando como recheio e suporte para o desenvolvimento de microrganismos (aderência do biofilme) e macrófitas (STOTTMEISTER et al., 2003). Seu papel no tratamento da água residuárias envolve, principalmente, a filtração e adsorção de poluentes (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Desta forma, torna-se importante a avaliação das características físico-químicas apresentadas pelo substrato a ser utilizado.

As características físicas do substrato (uniformidade, porosidade, tamanho e condutividade) estão principalmente ligadas ao processo de filtração e à condutividade hidráulica do sistema, enquanto que as características químicas estão relacionadas à capacidade de adsorção de compostos inorgânicos presentes no efluente, tais como o íon amônio e o fósforo

solúvel (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Neste sentido, procura-se substratos que conciliem condições hidráulicas ideais com um bom potencial reativo de adsorção que, de acordo com Philippi e Sezerino (2004), são difíceis de encontrar, estando a escolha do material condicionada às finalidades do tratamento.

De acordo com sua condutividade hidráulica e/ou capacidade de adsorção, tem sido reportada a utilização de diversos tipos de substratos em WC, sejam naturais, sintéticos ou obtidos como subprodutos industriais, como por exemplo os cascalhos ígneos (brita), areias, argilas, bauxita, cascas de arroz carbonizada, pneus picados, zeólito, carvão ativado, cinzas voláteis entre vários outros (VYMAZAL, 2018; WELZ et al., 2018; TEE et al., 2009; DORDIO e CARVALHO, 2013; CHENG et al., 2018; CHYAN et al., 2013; STEFANAKIS e TSIHRINTZIS, 2012; SCHOLZ e XU, 2002).

Atualmente, a maior parte dos WCFV utilizam brita de diferentes tipos e origens como substrato principal, usualmente com uma camada superior de areia (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Este material pode apresentar uma série de benefícios ao sistema (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014):

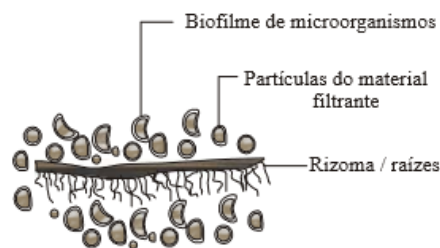
- Provê efeitos filtrantes;
- Garante uma boa condutividade hidráulica (alta permeabilidade) na passagem da água residual, prevenindo a colmatação do sistema;
- Melhora a eficiência do tratamento, agindo como um sumidouro de vários elementos bióticos e abióticos;
- Provê uma área superficial atrativa para a ligação de vários microrganismos (criação do biofilme) envolvidos na remoção de poluentes;
- Suporta vários processos de transformação e remoção, os quais podem ser melhorados com o uso de materiais específicos (p. ex. zeólita, bauxita, etc.).

Além das condições hidráulicas exigidas, a entrada de oxigênio na rizosfera é de vital importância para o desenvolvimento de microrganismos. Dependendo do tipo de sistema, uma boa aeração e distribuição do efluente pode ser obtida a partir de uma camada superior de alta permeabilidade (brita) para WCFV, ou no caso de WCFH, materiais de alta permeabilidade são comumente utilizados na zona de entrada e também na zona de saída destes sistemas, para a boa drenagem do efluente tratado (HUA et al., 2010).

2.2.2.2 Microrganismos

Águas residuárias ricas em matéria orgânica (MO) e nutrientes em contato com o leito filtrante de WC promovem condições ideais para o desenvolvimento de uma diversificada biota, envolvendo comumente bactérias, fungos e algas; os quais desempenham o papel principal na despoluição das águas através da biodegradação de poluentes (SAEED e SUN, 2012; STOTTMEISTER et al., 2003). A maior parte desses organismos podem ser encontrados no próprio esgoto e seu desenvolvimento ocorre naturalmente após seu estabelecimento no sistema de tratamento, ficando aderidos ao material filtrante pela formação do biofilme (Figura 3), aos rizomas e as raízes das plantas (OLIJNYK, 2008).

Figura 3 – Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes



Fonte: Adaptado de Sezerino (2006).

Existe uma grande diversidade microbiana em WCs, sendo as bactérias, fungos e algas os organismos de comum ocorrência (SAEED e SUN, 2012; US EPA, 2000). Dentre estes últimos, as bactérias são de extrema importância pois, frequentemente, atuam como catalisadores na remoção de poluentes em *wetlands* subsuperficiais (SAEED e SUN, 2012). Os processos de degradação da MO por bactérias (heterotróficas ou autotróficas) são fortemente dependentes das condições de OD (aeróbias, anaeróbias ou anóxicas), assim como a transformação/remoção de nitrogênio, por meio de processos conhecidos como nitrificação e desnitrificação (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

No caso dos fungos, estes microrganismos são capazes de manter uma relação simbiótica com algas e plantas mais evoluídas (micorrizas) e ajudam na remoção de nutrientes como fósforo e nitrogênio (HUSSAR, 2001 apud PAOLI, 2010). Ainda, protozoários e micrometazoários também podem ser encontrados em WC, encarregando-se do consumo parcial da MO particulada e bactérias, podendo agir como polidores dos efluentes tratados biologicamente (COSSICH, 2006 apud ORMONDE, 2012).

Por utilizarem processos biológicos no tratamento de esgotos, os WC apresentam uma grande dependência da biodiversidade microbiana presente no sistema. Assim, com a finalidade de otimizar o desempenho destes sistemas, torna-se necessário um conhecimento detalhado das estruturas destas comunidades, permitindo um avanço nos estudos das relações e processos biológicos atuantes. Para isso, várias pesquisas têm sido voltadas ao uso de técnicas moleculares na caracterização de comunidades microbianas, principalmente no estudo de comunidades bacterianas (OLIVEIRA DOS SANTOS, 2015; SKLARZ et al., 2009; PELISSARI et al., 2017).

2.2.2.3 *Vegetação*

No processo de tratamento de águas residuárias por sistemas WC, as plantas cumprem várias funções importantes, auxiliando nos processos físicos, químicos e biológicos do tratamento. Dentre elas temos: fornecimento de condições apropriadas para o processo físico de filtração; agregação e estabilização da superfície do meio filtrante; adição de oxigênio na rizosfera do sistema (zona de contato entre substrato e raízes); promoção de área disponível para aderência de microrganismos na parte subterrânea da planta; retirada e assimilação de nutrientes; condições de oxidação de sedimentos; assimilação/remoção de contaminantes (fitorremediação); embelezamento paisagístico, entre outras (BRIX, 1997; MANNARINO, 2003; KADLEC et al., 2000).

Com relação à interação com os microrganismos, a vegetação fornece uma superfície (raiz e rizoma) para a formação do biofilme e condições aeróbias (aporte de oxigênio) para degradação da MO (BRIX, 1997). As raízes fornecem uma aeração subsuperficial a partir do transporte de oxigênio atmosférico em contato com a parte aérea da planta. Esta transferência se dá por meio de um tecido vegetal denominado aerênquima, presente em todos os órgãos da planta, que possui um espaço intracelular onde o ar é armazenado (WONG et al., 1999). Com isso, a planta promove condições para a decomposição aeróbia da matéria orgânica, desenvolvimento de bactérias nitrificantes, assim como a oxidação de sedimentos (WONG et al., 1999). Ao mesmo tempo, as plantas podem absorver os produtos da decomposição microbiológica, junto com outros nutrientes encontrados no esgoto, como o nitrogênio e fósforo (WONG et al., 1999).

Outros dos processos executados pelas plantas que merecem destaque são os compreendidos na assimilação e/ou remoção de contaminantes. Segundo Paoli (2010) podem ser:

- Fitoacumulação – assimilação e acumulação de elementos inorgânicos em plantas;
- Fitoestabilização – a habilidade para sequestrar compostos inorgânicos pelas raízes das plantas;
- Fitodegradação – enzimas produzidas por plantas responsáveis pela “quebra” de contaminantes orgânicos e inorgânicos que são assimilados pela planta durante a transpiração;
- Rizodegradação – plantas produzem exsudatos que incrementam a degradação microbiológica de compostos orgânicos;
- Fitovolatilização/evapotranspiração – assimilação e transpiração de compostos voláteis através das folhas.

Devido à variedade de plantas que podem ser implementadas em WC, de acordo com Ormonde (2012), alguns parâmetros básicos podem ser estabelecidos para auxiliar na escolha de uma ou outra espécie de planta a ser utilizada. Estes são: seleção de espécies nativas (quando for possível); tolerância quanto ambientes saturados de água (ou esgoto); capacidade de assimilação de poluentes compatíveis com o tratamento; potencial de crescimento; possessão de rede de aerênquimas para suprir demanda de oxigênio pelas raízes; boa resistência a doenças e pragas; sistema radicular desenvolvido e profundidade de penetração das raízes. Ainda, características físico-químicas como a temperatura e o pH devem ser levados em conta, a fim de obter um bom desenvolvimento das plantas (SAEED e SUN, 2012).

De acordo com Sezerino (2015), entre as espécies vegetais mais utilizadas em sistemas artificiais alagados pode-se citar: Taboa (*Typha domingensis*, *Typha angustifolia* L. ou *Typha latifolia*); Junco (*Juncus* spp e *Junco ingens*); Caniço (*Phragmites* spp), *Schoenoplectus validus*; Bunho (*Carex* spp); Taioba (*Eleocharis* spp); Lírio-dos-pantanos (*Iris pseudocorus* L.). Ainda, alguns estudos também foram realizados com espécies de gramíneas, tais como o *Vetiveria zizanioides* L. Nash (capim vetiver) (POÇAS, 2015) e *Brachiaria arrecta* (CALIJURI et al., 2009).

Como um modo de criar uma conscientização do uso de sistemas naturais de tratamento de esgoto e combiná-lo com um embelezamento paisagístico, começou-se a utilizar plantas ornamentais nos WC (BRIX et al., 2007). Algumas das espécies já utilizadas com esta finalidade foram: *Heliconia psittacorum* (CERQUEIRA, 2008), *Canna indica* (ORMONDE, 2012), *Cyperus papyrus* e *Canna x generalis* (ZANELLA, 2008). Porém, os estudos destas plantas ornamentais são recentes e por essa razão, são necessárias pesquisas que ajudem a

complementar os dados quanto a sua produtividade, desenvolvimento e contribuição no tratamento em WC.

2.3 TRATAMENTO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Como foi comentado anteriormente, os sistemas WC permitem o tratamento das águas residuárias a partir da complexa interação do fluido com os elementos atuantes, substrato/material filtrante, microrganismos e plantas envolvendo processos físicos, químicos e biológicos. Estes processos, junto com os poluentes a serem removidos, são apresentados no Quadro 2. Ainda, um maior detalhamento de cada um destes mecanismos será dado na sequência.

Quadro 1 – Processos de remoção de poluentes em *wetlands* construídos

Poluente	Processos de remoção/transformação		
	Físico	Químico	Biológico
Matéria orgânica - MO (como DBO _{5,20} e DQO _t)	Filtração e sedimentação (MO particulada) ^a	Oxidação	Degradação bacteriana (MO solúvel) ^a Assimilação microbiana ^a
Sólidos suspensos - SS (como SST)	Filtração ^a , sedimentação ^a	-	Decomposição bacteriana ^a
Nitrogênio	Volatilização	Troca iônica	Nitrificação ^a /desnitrificação, Assimilação microbiana ^a , Assimilação por plantas
Fósforo	Filtração ^a	Adsorção ^a , Precipitação	Assimilação por plantas, Assimilação por microrganismos
Patógenos	Filtração ^a	Degradação UV Adsorção	Predação ^a , morte natural ^a
Metais pesados	Sedimentação	Adsorção ^a , Precipitação ^a	Biodegradação, Fitodegradação, Fitovolatilização, Assimilação por plantas

^aindica procesos que são intensos em WCFV

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

2.3.1 Remoção da matéria orgânica

As águas residuárias domésticas são compostas principalmente por matéria orgânica (MO) e por uma fração menor de compostos inorgânicos, presentes na forma particulada ou solúvel. Em WC, a MO particulada pode ser removida por sedimentação e filtração física, seguida de hidrólise. A MO dissolvida pode ser removida/degradada a partir de processos biológicos, de forma aeróbia ou anaeróbia (GARCÍA et al., 2010; STEFANAKIS, AKRATOS

e TSIHRINTZIS, 2014). Métodos analíticos convencionais permitem expressar ou medir a MO, indiretamente, em termos de $DBO_{5,20}$ – Demanda Bioquímica de Oxigênio e/ou DQO_t – Demanda Química de Oxigênio.

A $DBO_{5,20}$ trata da quantidade de oxigênio necessária para a estabilização da matéria orgânica carbonácea a partir de processos bioquímicos. A estabilização biológica tem uma demora aproximada de 20 dias para esgoto doméstico, porém a leitura do consumo de oxigênio na análise laboratorial é realizada no 5º. dia (método padronizado) (VON SPERLING, 2014). A DQO_t mede o consumo de oxigênio ocorrido em função da oxidação química da matéria orgânica, sendo assim um processo puramente químico (VON SPERLING, 2014). Assim, tanto a $DBO_{5,20}$ e a DQO_t permitem uma medição indireta da fração biodegradável da matéria orgânica e do teor de matéria orgânica carbonácea total no esgoto, respectivamente (VON SPERLING, 2014). No caso de esgotos domésticos brutos, espera-se uma relação $DQO_t/DBO_{5,20}$ em torno de 1,7 a 2,4 (VON SPERLING, 2014).

Microrganismos degradam a MO para obtenção de energia e carbono necessários para seu metabolismo e reprodução (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Os microrganismos envolvidos podem ser heterotróficos, que utilizam o carbono orgânico para seu desenvolvimento; ou autotróficos, os quais utilizam dióxido de carbono como fonte de carbono (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Estes grupos de microrganismos podem obter energia a partir de reações de oxi-redução ou pela captação da energia solar (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). No Quadro 3 podem ser vistas as fontes de energia e carbono para cada um dos grupos citados anteriormente.

Quadro 2 – Grupos de microrganismos presentes em *wetlands* construídos com base nas fontes de energia e carbono

Classificação	Tipo	Fonte de energia	Fonte de Carbono
Autotróficos	Fotoautotróficos	Energia solar	CO_2
	Quimioautotróficos	Reações inorgânicas de oxi-redução	CO_2
Heterotróficos	Fotoheterotróficos	Energia solar	Carbono orgânico
	Quimioheterotróficos	Reações inorgânicas de oxi-redução	Carbono orgânico

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

Na degradação da MO, os microrganismos conduzem uma reação química onde elétrons são transferidos da MO (doador de elétrons) para um composto específico (aceptor de elétrons), dependente das condições de oxigênio no sistema (DOTRO et al., 2017). Os WCFV são considerados sistemas de aeróbios pela elevada transferência de oxigênio ao leito filtrante, predominando as condições oxidantes (GARCÍA et al., 2010).

2.3.1.1 Degradação aeróbia

Na degradação aeróbia, o oxigênio atua como acceptor final de elétrons, tendo como principal produto a formação de dióxido de carbono (DOTRO et al., 2017). Esta degradação, quanto a remoção de MO sólúvel, é realizada principalmente por bactérias aeróbias quimioheterotróficas, de acordo com a seguinte equação (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014):



Bactérias quimioautotróficas também podem atuar na degradação aeróbia da MO. Estes microrganismos conseguem degradar compostos orgânicos contendo nitrogênio, através de um processo de amonificação seguido por nitrificação. Bactérias que são capazes de realizar esta degradação são chamadas de nitrificantes (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

A transferência de oxigênio atmosférico para o leito filtrante de WC pode ocorrer por meio de três mecanismos: difusão atmosférica, convecção e via macrófitas (KADLEC et al., 2000). Assim, o oxigênio atinge os microrganismos fixos no meio filtrante e nas raízes das macrófitas (DOTRO et al., 2017). As macrófitas também são capazes de absorver MO, porém seu papel na remoção desta é insignificante quando comparada com a degradação biológica (KADLEC et al., 2000).

Em WCFV, a degradação aeróbia por microrganismos representa o principal processo de remoção de MO, demandando altas quantidades de oxigênio. A operação do sistema com fluxo intermitente, criando uma saturação momentânea no meio filtrante e a subsequente drenagem gravitacional da água residuária, provê altas taxas de oxigenação.. Portanto, os WCFV tornam-se muito eficientes na remoção de DBO_5 (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

2.3.1.2 Degradação anaeróbia

A degradação anaeróbia da MO ocorre, principalmente, via bactérias anaeróbias heterotróficas, em um processo de quatro fases. Inicialmente, na degradação anaeróbia, a MO insolúvel e os compostos de alto peso molecular como lipídeos, polissacarídeos, proteínas e ácidos nucleicos são degradadas a MO solúvel através de enzimas extracelulares (protease, amilase, lipase, ...) produzidas por bactérias hidrolíticas como os de gênero *Clostridium* e *Micrococcus*, em um processo denominado hidrólise (CHERNICHARO, 2007; MARA e HORAN, 2003).

A partir da solubilização da MO, a microbiota consegue assimilar o carbono e nutrientes necessários para seu desenvolvimento, e o material formado na hidrólise (p. ex. aminoácidos e ácidos graxos) é ainda convertido principalmente a acetato, ácidos graxos voláteis (AGV), álcoois, hidrogênio (H₂) e dióxido de carbono (CO₂) (PONTES, 2003; CHERNICHARO, 2007). Esta etapa da degradação anaeróbia é denominada de acidogênese ou fermentação e é realizada principalmente pelas bacterias fermentativas *Clostridium* e *Bacteroids* (MARA e HORAN, 2003).

A terceira etapa da degradação anaeróbia é chamada de acetogênese, onde grande parte dos AGV e álcoois produzidos na fermentação são metabolizados por bacterias acetogênicas para a formação de ácido acético, CO₂ e H₂ (CHERNICHARO, 2007; ALMEIDA et al., 2011). Neste processo as bacterias podem ser classificadas como bacterias acetogênicas obrigatorias produtoras de hidrogênio (AOPH) como a *Syntrophomonas* e *Syntrophobacter*; ou como bacterias homoacetogênicas como *Acetobacterium* e *Acetogenium* (MARA e HORAN, 2003). Este etapa é fortemente controlada pela pressão parcial de H₂ no ambiente (APPELS et al., 2008).

A última etapa da DA é definida como metanogênese, e diferente das etapas anteriores, ela é realizada por arqueas em um processo de transformação ácido acético, CO₂, H₂ e outros compostos em metano (CH₄) (COSTA, FILHO e GIORDANO, 2014). Esta etapa também é controlado por dois grupos de microrganismos, as arqueas metanogênicas acetoclásticas (*Methanosaeta* e *Methanosarcina*) com a produção de CH₄ e CO₂ a partir de ácido acético; e as arqueas metanogênicas hidrogenotróficas (*Methanobacterium*, *Methanobrevibacterium*,...) que obtem o CH₄ a partir da redução de CO₂, formato, metanol e metilamina com o uso de H₂ (MARA e HORAN, 2003). A equação 2 representa de forma geral e simplificada a conversão da MO em condições anaeróbias (VON SPERLING, 2007):



Além dos processos citados nas etapas anteriores, outros processos bioquímicos podem estar ocorrendo de forma simultânea e comprometer a eficiência e a qualidade do biogás formado. Entre estes podemos ter a desnitrificação ou redução do nitrato a nitrogênio gasoso (N₂) realizadas por bactérias desnitrificantes e a sulfetogênese ou redução do sulfato para sulfeto (H₂S) realizada por sulfato redutoras, os quais geram uma competição entre estes últimos microrganismos e as metanogênicas pelo substrato disponível, gerando declínio na produção de metano (SAEED e SUN, 2012; PROSAB, 2009).

Tanto a fase acidogênica como a fase metanogênica ocorrem em zonas anaeróbias de WC. Por serem processos com deficiência de oxigênio, estes processos não são comuns em WCFV, sendo predominantes em WCFH (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; GARCÍA et al., 2010; SAEED e SUN, 2012).

2.3.2 Remoção de sólidos

Segundo Philippi e Sezerino (2004), vários poluentes, como metais e compostos químicos orgânicos, podem ser associados à quantidade de matéria sólida presente nas águas residuárias. O autor ainda indica que uma determinação aproximada da matéria sólida pode ser obtida pelo ensaio de sólidos em suspensão, quando este é realizado até a determinação dos sólidos suspensos voláteis - SSV.

Em WCFV, os principais mecanismos de remoção dos sólidos em suspensão são a sedimentação e a filtração, relacionados à velocidade de percolação dos esgotos e, associados com a presença de macrófitas e material filtrante (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Com a passagem da água através do leito filtrante, os sólidos vão sendo retidos nos poros de forma mecânica ou por adesão ao material filtrante e na composição do biofilme (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; KADLEC e WALLACE, 2009; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Embora sólidos possam ser retidos/removidos da água residuária, a possível acumulação destes no meio filtrante pode ocasionar a diminuição da condutividade hidráulica do material. Esta acumulação de sólidos no material filtrante é um fenômeno conhecido como colmatação (item 2.5.2.1), e geralmente ocorre na camada superior de WCFV (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

2.4 NITROGÊNIO EM *WETLANDS* CONSTRUÍDOS

Um dos poluentes de maior interesse no tratamento de águas residuárias é o nitrogênio (N). Quando lançados em corpos hídricos, os compostos de nitrogênio podem alterar o oxigênio dissolvido (OD) a níveis insuficientes para o desenvolvimento de organismos aquáticos, apresentar uma certa toxicidade (dependendo da sua forma) para espécies vertebradas e invertebradas, e contribuir para a aparição do fenômeno da eutrofização (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; SAEED e SUN, 2012). Em WC para tratamento de esgotos, as metas projetadas para a remoção de matéria orgânica são geralmente atingidas, porém, quanto à remoção de nitrogênio, a eficiência é, na maioria dos casos, baixa (LEE, FLETCHER e SUN, 2009). Nesse sentido, um maior detalhamento do comportamento do nitrogênio, incluindo as distintas formas de aparição e os possíveis mecanismos de transformação/remoção, permitirá entender e melhorar o desempenho destes sistemas.

2.4.1 Formas de nitrogênio

No meio ambiente, o nitrogênio pode existir em muitas formas e vários processos interligados permitem a transformação de uma forma para outra em um complexo sistema denominado ciclo do nitrogênio (SAVANT e DE DATTA, 1982). No seu ciclo, transformações bióticas e abióticas permitem encontrar este elemento em sete estados de valência (de +5 a -3) (VYMAZAL, 2007). Os compostos incluem diversas formas orgânicas e inorgânicas do nitrogênio essenciais para todo organismo vivo (VYMAZAL, 2007). No caso de águas residuárias, as típicas formas de nitrogênio que podem ser encontradas são (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014):

- a) Formas orgânicas: ureia (CNH_4O), aminoácidos ($-\text{NH}_2$ e $-\text{COOH}$), ácido úrico ($\text{C}_4\text{N}_4\text{H}_4\text{O}_3$), purina, e pirimidinas,
- b) Formas inorgânicas: íons como amônio (NH_4^+), nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-), e gases como óxido nitroso (N_2O), nitrogênio molecular (N_2), óxido nítrico (NO_2) e amônia livre (NH_3).

Das formas anteriormente citadas, as principais envolvidas no ciclo do nitrogênio em WC são: nitrogênio orgânico, nitrogênio amoniacal (NH_3 e NH_4^+), nitrato e nitrito. Para estes sistemas, cada uma das formas anteriormente citadas são obtidas por diferentes processos de transformação (GARCÍA et al., 2010). Em *wetlands* construídos de fluxo subsuperficial, dependendo do tipo de configuração e das condições de entrada, a remoção do nitrogênio total

pode variar entre 250 a 630 g N m⁻² ano⁻¹ em termos de carga de aplicação superficial e de 40 a 50% em termos de percentagem de eficiência de remoção (VYMAZAL, 2007).

Métodos analíticos comumente utilizados permitem a determinação do nitrogênio com base nas seguintes formas e agrupamentos: amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total Kjeldhal (NTK = nitrogênio orgânico + nitrogênio amoniacal), nitrogênio oxidado (nitrato + nitrito), nitrogênio inorgânico (nitrogênio oxidado + nitrogênio amoniacal) e nitrogênio total (NT = NTK + nitrogênio oxidado).

2.4.1.1 Nitrogênio orgânico

O nitrogênio orgânico pode ser encontrado na forma de aminoácidos, ureia, ácido úrico, purina e pirimidinas, como citado anteriormente. Os aminoácidos são substâncias orgânicas, formadas por grupos amino (-NH₂) e ácido (-COOH), constituintes das proteínas essenciais para o desenvolvimento biológico. Das formas típicas do nitrogênio orgânico, principalmente os aminoácidos, de 1 a 7% podem ser encontradas no peso seco de plantas e animais (KADLEC e WALLACE, 2009).

Algumas das formas mais simples de nitrogênio orgânico encontradas na água são a ureia (CNH₄O) e o ácido úrico (C₄N₄H₄O₃). Estas formas são o produto da metabolização dos aminoácidos usados como fonte de energia em mamíferos (ureia) e em aves e insetos (ácidos úricos). No tratamento de efluentes em WC, estas formas são de interesse devido a sua rápida hidrólise, química ou microbiológica, resultando na liberação de amônia (KADLEC e WALLACE, 2009).

Os aminoácidos podem ser utilizados para a síntese de purinas e pirimidinas. Estes são compostos orgânicos heterocíclicos com nitrogênio no seu anel aromático e são utilizados na formação de nucleotídeos que compõem o DNA em organismos vivos (KADLEC e WALLACE, 2009).

2.4.1.2 Amônia

Na água, duas formas de amônia podem ser encontradas, a não ionizada ou molecular (NH₃) e a ionizada (NH₄⁺), chamada de íon amônio, conforme a equação 3 (US EPA, 1993). Estas duas formas existem em equilíbrio e suas distribuições na água dependem do pH e da temperatura (US EPA, 1993). O total de amônia presente na água é igual à soma da forma não ionizada e a forma ionizada, o qual pode ser chamado de nitrogênio amoniacal (N amoniacal).



Em águas com níveis de pH abaixo do neutro, pouca amônia não ionizada é encontrada (US EPA, 1993). Segundo Kadlec e Wallace (2009), para condições ambientais de temperatura igual a 25°C e pH em torno de 7, a quantidade de amônia não ionizada é somente 0,6% do nitrogênio amoniacal presente. Já para uma temperatura de 30°C e pH de 9,5 este valor aumenta para um 72%. Assim, para valores mais baixos de pH e temperatura, esta percentagem diminui significativamente.

Quanto ao tratamento das águas, WC geralmente proporcionam ambientes com pH próximo ao neutro, e podem baixar a temperatura de efluentes mornos. Nestas condições, a forma predominante da amônia nestes sistemas é a ionizada (KADLEC e WALLACE, 2009). Usualmente, para efluentes domésticos brutos, o nitrogênio amoniacal compreende em torno de 60% do nitrogênio total, com concentrações entre 20-60 mg L⁻¹, sendo os 40% restantes atribuídos ao nitrogênio orgânico (US EPA, 1993; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

2.4.1.3 Nitrogênio oxidado

No nitrito (NO₂⁻), o nitrogênio encontra-se em um estado intermediário de oxidação (estado de oxidação -3), tornando-o quimicamente instável na maioria dos WC, ocorrendo em concentrações muito baixas (KADLEC e WALLACE, 2009). Por outro lado, na forma de nitrato (NO₃⁻), o nitrogênio atinge a sua forma mais oxidada (estado de oxidação +5) encontrada em WC, apresentando estabilidade química (KADLEC e WALLACE, 2009). Devido a sua estabilidade, o nitrogênio tenderá a permanecer na forma de nitrato a não ser por vários processos biológicos de transformação que possam ocorrer (KADLEC e WALLACE, 2009). Em águas superficiais, o nitrato em excesso pode levar à eutrofização. Ainda, o nitrito e o nitrato são importantes quanto ao controle da qualidade da água devido a serem potencialmente tóxicos para bebês, causando a condição fatal conhecida como meta-hemoglobinemia ou síndrome do bebê azul (KADLEC e WALLACE, 2009).

Comumente, a aparição de nitrogênio oxidado em esgotos e efluentes secundários é praticamente nula, incluindo efluentes secundários de lagoas facultativas, porém, em alguns sistemas de tratamento, como os WCFV, o nitrato pode ser a forma dominante do efluente secundário nitrificado (KADLEC e WALLACE, 2009).

2.4.2 Transformações e remoção de nitrogênio

Em WC, os compostos de nitrogênio são constantemente expostos a transformações químicas, passando de formas orgânicas a inorgânicas e vice-versa, com liberação ou consumo de energia, necessários para o correto funcionamento dos ecossistemas existentes (VYMAZAL, 2007). Nestes sistemas, praticamente todas as transformações do ciclo do nitrogênio podem ser observadas a partir de diversos processos mostrados na Quadro 4.

Quadro 3 – Transformações de nitrogênio em *wetlands* construídos

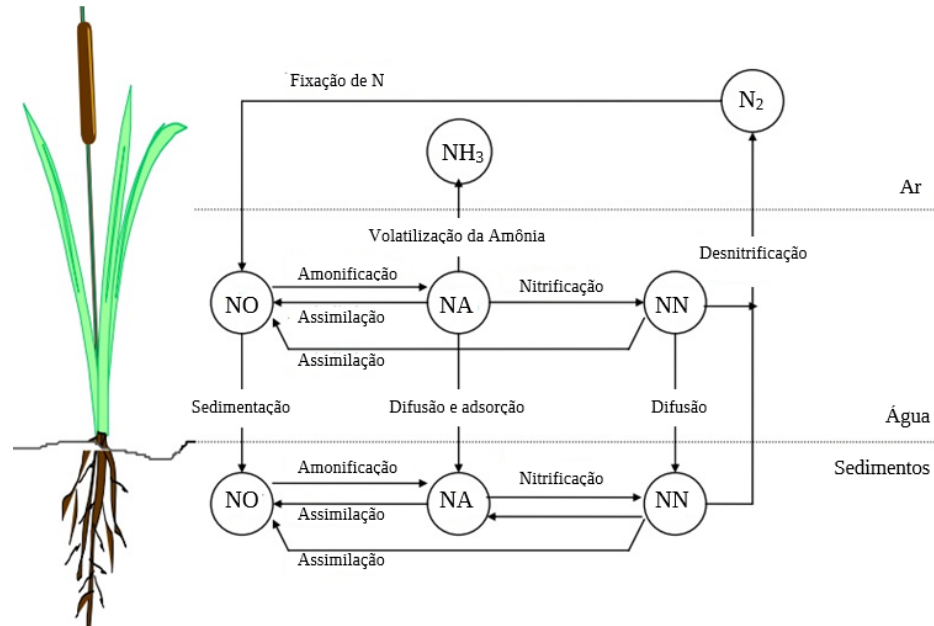
Processo	Transformação
Volatilização	N-amônia (aquoso) → N-amônia (gasoso)
Amonificação	N-orgânico → N-amoniacal
Nitrificação	N-amoniacal → N-nitrito → N-nitrato
Amonificação-nitrato	N-nitrato → N-amoniacal
Desnitrificação	N-nitrato → N-nitrito → N ₂ , N ₂ O gasoso
Fixação N ₂	N ₂ → N-amoniacal (N-orgânico)
Assimilação	N-amoniacal, N-nitrito, N-nitrato → N-orgânico
Adsorção	
Sedimentação	
ANAMMOX (oxidação anaeróbia da amônia)	N-amoniacal → N ₂ gasoso

Fonte: Adaptado Vymazal (2007).

Segundo Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014), em WCFV, a remoção de nitrogênio depende principalmente da eficiência dos processos biológicos de amonificação, nitrificação e desnitrificação, como mostrado na Figura 4. Ainda, segundo Philippi e Sezerino (2004), em *wetlands* construídos, fenômenos como a volatilização e a adsorção são processos verificados, mas de menor importância quando comparados com a nitrificação / desnitrificação.

Além dos processos citados anteriormente, outros processos não convencionais podem ocorrer em WC, como a oxidação anaeróbia da amônia, conhecida como processo Anammox e a completa remoção autotrófica de nitrogênio sobre nitrito denominada como processo CANON (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). A ocorrência destes processos em WC ainda é pouco estudada.

Figura 4 – Transformações do nitrogênio em WC. NO como nitrogênio orgânico, NA como nitrogênio amônia e NN como nitrogênio nitrato



Fonte: Adaptado de Bastviken (2006).

2.4.2.1 Amonificação

A amonificação é um processo biológico que consiste na conversão de nitrogênio orgânico para nitrogênio amoniacal, sendo o primeiro passo na mineralização do nitrogênio orgânico (SAVANT e DE DATTA, 1982; SAEED e SUN, 2012). Esta conversão é realizada por enzimas excretadas por microrganismos como parte do metabolismo extracelular, por meio de mecanismos complexos com liberação de energia (VYMAZAL, 2007; GARCÍA et al., 2010).

A amonificação consiste, essencialmente, no catabolismo de aminoácidos envolvendo diversos tipos de desaminação, como mostrado na equação 4 (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

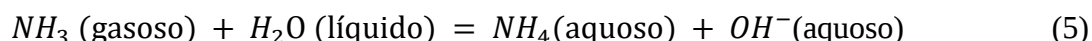


Em WC, maiores taxas de amonificação ocorrem nas zonas aeróbias, e vão diminuindo conforme vai passando para zonas anaeróbias facultativas e zonas anaeróbias obrigatórias (REDDY, PATRICK e BROADBENT, 1984; SAEED e SUN, 2012). Além disso, as taxas de amonificação dependem da temperatura, pH, relação C/N, nutrientes disponíveis e condições

do solo (REDDY, PATRICK e BROADBENT, 1984). De acordo com Vymazal (1995), as condições ótimas de temperatura e pH para amonificação são de 40 a 60°C e de 6,5 a 8,5, respectivamente. Tanner et al. (2002) encontraram taxas de amonificação entre 0,22 a 0,53 gN m⁻² d⁻¹ para efluentes provenientes do processamento de carne bovina e produtos lácteos tratados em WCFV com suporte de brita.

2.4.2.2 Volatilização

A volatilização consiste em um processo físico-químico onde a amônia não ionizada, relativamente volátil, pode ser removida da solução aquosa para a atmosfera por difusão em níveis superficiais da água, e através da transferência de massa da superfície da água para a atmosfera (SAVANT e DE DATTA, 1982; KADLEC e WALLACE, 2009). Este processo ocorre quando existe equilíbrio entre a formas gasosa e a forma aquosa, como mostrado na equação 5 (REDDY, PATRICK e BROADBENT, 1984).

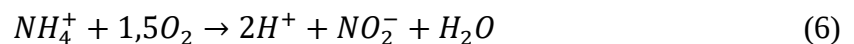


Este processo é dependente do pH, onde pH alcalino favorece a formação de amônia não ionizada (NH₃), enquanto que em pH ácido ou neutro predomina o íon amônio (NH₄⁺). Em sistemas aquáticos, as perdas por volatilização de amônia são elevadas para valores de pH entre 8,5 a 10, ou superiores a 10 (REDDY, PATRICK e BROADBENT, 1984). Segundo Stowell et al. (1981) apud Vymazal (2007), em WC, a volatilização de amônia pode resultar em elevada remoção de nitrogênio, atingindo valores de 2,2 gN m⁻² d⁻¹. Ainda, Poach et al. (2002) determinaram que para o tratamento de águas residuárias da suinocultura com WC, 12 a 28% do N era removido pelo processo de volatilização, com taxas de remoção entre 0,27 a 0,5 gN m⁻² d⁻¹.

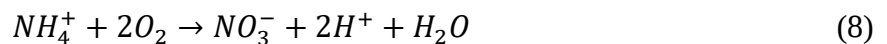
2.4.2.3 Nitrificação

A nitrificação pode ser definida como a conversão biológica do íon amônio para nitrato por microrganismos autotróficos e heterotróficos, com o nitrito como intermediário na sequência da reação (SAVANT e DE DATTA, 1982; VYMAZAL, 2007). A nitrificação pode ser explicada como um processo de duas etapas, sendo que ambas as etapas acontecem em condições aeróbias. Na primeira etapa, o íon amônio é convertido a nitrito, conforme a equação

6, por bactérias quimiolitotróficas, como *Nitrosomonas*, *Nitrosococcus*, *Nitrosolobus* e *Nitrosospira*. A segunda etapa consiste na conversão do nitrito para o nitrato, conforme equação 7, por bactérias facultativas, como *Nitrosospira*, *Nitrosospina*, *Nitrococcus* e *Nitrobacter* (SAEED e SUN, 2012; LEE, FLETCHER e SUN, 2009; VYMAZAL, 2007). Nessas etapas, a amônia ou o nitrito são a fonte de energia das bactérias, enquanto o oxigênio molecular atua como o aceptor de elétrons e o dióxido de carbono é utilizado como fonte de carbono (LEE, FLETCHER e SUN, 2009).



A reação geral pode ser escrita de acordo a equação 8:



Na nitrificação, o pH tende a diminuir devido ao consumo de oxigênio e a produção de prótons. Para uma completa oxidação do íon amônio são necessários aproximadamente 4,6 mg O₂ mg⁻¹ N e uma concentração de OD de 1 mg L⁻¹, enquanto a conversão consome 8,64 mg HCO₃⁻ mg⁻¹ NH₄⁺ - N (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). A nitrificação depende de parâmetros como temperatura, pH, alcalinidade, fontes de carbono inorgânico, umidade, população microbiana, concentração de íon amônio e OD. Segundo Vymazall (2007) os valores ótimos de temperatura e pH para o processo de nitrificação são 25 a 35°C e 7,5 a 7,8, respectivamente.

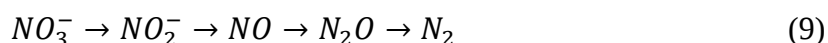
Diferente dos microrganismos autotróficos, os microrganismos heterotróficos podem realizar a nitrificação a partir de fontes inorgânicas e orgânicas. Devido a muitos destes nitrificantes heterotróficos serem também desnitrificantes, é fácil subestimar a significância deste processo na natureza, como também nos reatores destinados ao tratamento de esgotos, tais como os WC. Algumas das bactérias heterotróficas nitrificantes são: *Arthrobacter globiformis*, *Aerobacter aerogenes*, *Mycobacterium phlei*, *Streptomyces griseus*, *Thiosphaera*, e *Pseudomonas* spp. (VYMAZAL, 2007).

Devido à boa oxigenação obtida em WCFV, estes sistemas tornam-se ideias para a transformação e remoção de íon amônio a partir da nitrificação (KADLEC e WALLACE, 2009). Tanner et al. (2002), trabalhando com efluente bovino em WCFV, determinaram uma nitrificação de 0,56 a 2,15 gN m⁻² d⁻¹. Olijnyk (2008) obteve taxas de nitrificação entre 0,96 a

3,40 gN m⁻² d⁻¹ no tratamento de esgotos domésticos com WCFV. Ainda, Abou-Elela et al. (2013) reportaram uma remoção de 62,7% do N-NH₄⁺ em WCFV de fluxo ascendente com posterior drenagem (*Tidal flow*) para o tratamento de esgoto municipal, atribuindo esta remoção principalmente ao processo de nitrificação.

2.4.2.4 Desnitrificação

A desnitrificação consiste na conversão de nitrato para dinitrogênio (gás nitrogênio, N₂) através de vários passos intermediários envolvendo nitrito, óxido nítrico e óxido nitroso, na ausência de oxigênio molecular dissolvido (condições anaeróbias ou anóxicas), de acordo com a equação 9. (SAVANT e DE DATTA, 1982; DOTRO et al., 2017; JETTEN et al., 1997; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).



Este processo é realizado por bactérias autotróficas e, principalmente, por heterotróficas, onde as formas oxidadas do nitrogênio, nitrito e nitrato, são utilizadas como aceptores terminais de elétrons e o carbono orgânico como doador de elétrons (LEE, FLETCHER e SUN, 2009). Algumas das bactérias heterotróficas desnitrificantes são: *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Aeromonas*, *Vibrio*, *Micrococcus* e *Spirillum* (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Segundo Saeed e Sun (2012), o processo de desnitrificação pode produzir alcalinidade, em uma relação de 3 g de alcalinidade (CaCO₃) por 1 g de redução de N-NO₃.

A desnitrificação pode ser influenciada por uma série de fatores, tais como: concentração de nitrato, flora microbiana, a ausência de O₂, temperatura, pH, presença de organismos desnitrificantes, tipo de solo, presença e tipo de matéria orgânica, entre outros (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; VYMAZAL, 2007; LEE, FLETCHER e SUN, 2009). As faixas de temperatura e pH ótimos para desnitrificação variam entre 60 a 75°C e de 6 a 8, respectivamente, porém, no caso da temperatura, para valores embaixo de 5°C o processo ocorre muito lentamente (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; VYMAZAL, 2007; BREMNER e SHAW, 1958). Para uma completa redução de nitrato, a concentração de OD deve ser mantida em valores menores que 0,3-0,5 mg L⁻¹ (SAEED e SUN, 2012); por esta razão, os WCFV são muito limitados na desnitrificação, devido ao leito filtrante apresentar, na sua maior parte, condições aeróbias. Nesse caso, segundo Platzer (1999), é recomendável a recirculação do efluente para o tratamento primário como uma pré-

desnitrificação. E, em casos de alto requerimento, seria necessário adicionar um WCFH como reator para pós-desnitrificação. Se estima que as taxas de desnitrificação em WC variem entre 0,003 e 1,02 g N m⁻² d⁻¹ (VYMAZAL, 2007).

2.4.2.5 Contribuição das plantas

Em WC as macrófitas podem contribuir à remoção do nitrogênio de forma direta e indireta. A forma direta compreende a absorção e armazenamento do nitrogênio na biomassa das macrófitas, através da conversão de nitrogênio inorgânico em compostos orgânicos, utilizados para a construção de células e tecidos (VYMAZAL, 2007); e depende de fatores como a configuração do sistema, tipo de efluente, carga de aplicação, tipo de macrófita e condições ambientais (SAEED e SUN, 2012). Geralmente, as duas formas de nitrogênio utilizadas para assimilação são os íons amônio e nitrato, dos quais o íon amônio é a fonte de nitrogênio preferível por ser mais energeticamente reduzido que o nitrato (KADLEC e WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2007). O nitrogênio oxidado pode ser convertido a formas utilizáveis pelas macrófitas por meio de enzimas (nitrato redutase e nitrito redutase). Ainda, a produção destas enzimas pode ser reduzida pela presença do íon amônio no ambiente (KADLEC e WALLACE, 2009).

A forma indireta refere-se ao melhoramento dos processos de transformação/remoção com auxílio das plantas. Nesse sentido, as macrófitas fornecem superfície e oxigênio para o crescimento de microrganismos na rizosfera, podendo melhorar o processo de nitrificação (SAEED e SUN, 2012; CUI et al., 2010). Além disso, as macrófitas também fornecem fontes de carbono a partir dos exsudatos das raízes, ajudando na otimização de processos de desnitrificação e remoção de matéria orgânica (SAEED e SUN, 2012; BRIX, 1997).

A fonte de nutriente, no caso nitrogênio, a ser utilizado depende do tipo de macrófita. Macrófitas emergentes e submersas podem absorver o nitrogênio a partir de sedimentos, enquanto que macrófitas flutuantes absorvem nitrogênio da água (VYMAZAL, 2007). A capacidade de absorção das macrófitas depende da concentração do nutriente nos seus tecidos. Assim, características desejáveis de uma planta usada para assimilação e armazenamento de nutrientes incluem rápido crescimento, alto conteúdo de nutrientes em tecidos, e elevada produção de biomassa (LEE, FLETCHER e SUN, 2009).

Como toda matéria orgânica, a biomassa formada durante o desenvolvimento da planta é passível de degradação, liberando o nitrogênio armazenado nos seus tecidos. Esta liberação é importante no ciclo do nitrogênio em WC, afetando a eficiência de remoção deste nutriente

(PAOLI, 2010). Na etapa de senescência da planta, a biomassa aérea torna-se uma fonte de matéria orgânica com altas concentrações de nitrogênio a ser tratado pelo sistema e a biomassa subterrânea contribui com o nitrogênio obtido da degradação das raízes e rizomas (PAOLI, 2010). Deve-se destacar então que o potencial para remoção de nutrientes é finito, sendo necessário realizar o corte e coleta regular das plantas, para evitar a reincorporação do nitrogênio, devido à morte e decomposição dos tecidos no sistema.

Em WC, a capacidade de assimilação de macrófitas e, portanto, a quantidade de nitrogênio que pode ser removida se for realizada o corte da biomassa, é de aproximadamente 0,2 a 2,5 kg N m⁻² ano⁻¹ (BRIX, 1997). Quanto a condições de clima tropical e subtropical, Vymazal (2005) relata uma remoção de 10% do total de nutrientes removidos nos WC. Porém, a quantidade de N que pode ser removida pelo corte das macrófitas é geralmente insignificante se comparada com as cargas de nitrogênio dos esgotos a serem tratados em WC (BRIX, 1997).

2.4.2.6 Adsorção

Em WC, o substrato, os detritos e os sedimentos podem apresentar capacidade de troca de cátions, onde cátions destes meios podem ser trocados pelo íon amônio contido no fluido, tendo assim uma remoção de nitrogênio (SAVANT e DE DATTA, 1982; VYMAZAL, 2007; SAEED e SUN, 2012; LEE, FLETCHER e SUN, 2009). Geralmente, a ligação do íon amônio ao meio é fraca, e este último pode ser facilmente liberado pela variação das condições químicas do fluido (VYMAZAL, 2007; LEE, FLETCHER e SUN, 2009). O decréscimo da concentração de íon amônio no fluido, devido ao processo de nitrificação, pode estimular a liberação do íon amônio adsorvido com a finalidade de manter o equilíbrio químico. Já o aumento da concentração do íon amônio leva ao aumento de sua adsorção. Ainda, no caso de WCFV, o íon amônio adsorvido pode ser nitrificado pelo biofilme aderido ao meio, devido à condições aeróbias que estes sistemas apresentam (SAEED e SUN, 2012; CONNOLLY et al., 2004).

Geralmente, a adsorção do íon amônio ocorre em argilas e substâncias húmicas (VYMAZAL, 2007; SAVANT e DE DATTA, 1982). Em sistemas como WC, processos de adsorção não são frequentemente observados, devido ao amplo uso da brita, material de baixa adsorção, como meio filtrante (SAEED e SUN, 2012; KEFFALA e GHRABI, 2005).

2.4.2.7 Sedimentação

A maior parte do nitrogênio orgânico particulado pode ser depositado no leito filtrante de WC pelo processo de sedimentação, ficando a disposição para o uso por microrganismos e plantas. Além disso, processos físicos e químicos podem ser combinados para a remoção do nitrogênio, como, por exemplo, o uso de fosfato de amônio e magnésio como reagente de precipitação, que tem melhorado o processo de sedimentação e remoção de nitrogênio no tratamento de esgotos, tendo o potencial de ser aplicado em WC (LEE, FLETCHER e SUN, 2009).

2.4.2.8 Fixação

É chamado de fixação, o processo de conversão do nitrogênio gasoso para nitrogênio amoniacal por meio de bactérias heterotróficas do solo, actinomicetos, e cianobactéria (alga verde-azulada) (KADLEC e WALLACE, 2009; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Em *wetlands* naturais, este processo pode ocorrer em águas superficiais, na superfície do solo, em solo aeróbios e anaeróbios, nas raízes, caule e folhas das plantas (VYMAZAL, 2007; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Para WC que recebem águas residuárias com alta concentração de nitrogênio, a fixação pode ser considerada insignificante quando comparada a outros processos de transformação de nitrogênio, devido ao alto consumo de energia celular neste processo (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; KADLEC e KNIGHT, 1996). Para WCFV, este processo pode não ter um papel importante, porém, pesquisas mais avançadas ainda não foram realizadas (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

2.4.2.9 ANAMMOX (*anaerobic ammonium oxidation*)

O processo anammox, ou oxidação anaeróbia da amônia, consiste na conversão do íon amônio para o dinitrogênio (N₂) em condições anaeróbias. Neste processo, o íon amônio serve como doador de elétrons e as formas oxidadas, nitrito e nitrato, atuam como receptores de elétrons (FAULWETTER et al., 2009; MULDER et al., 1995). Este processo é realizado por bactérias planctomycetes como *Brocadia anammoxidans* e *Candidatus Kuenenia stuttgartiensis*. As bactérias anammox coexistem em melhores condições com bactérias heterotróficas

nitrificantes que com as autotróficas, devido às heterotróficas criarem a um ambiente anóxico mais benéfico (FAULWETTER et al., 2009).

Quando comparado com os processos de nitrificação e desnitrificação, o processo anammox apresenta as seguintes vantagens: não requer fontes de carbono externas; baixa demanda de oxigênio; e baixo consumo de energia (SAEED e SUN, 2012). Além disso, uma vantagem distintiva do anammox em WC é o potencial de conseguir a remoção de íon amônio com o dinitrogênio como produto primário (FAULWETTER et al., 2009).

Embora os WC possam dispor de condições favoráveis para o processo anammox, ainda poucas pesquisas foram desenvolvidas sobre o assunto (FAULWETTER et al., 2009). Em um estudo realizado por Hu et al. (2016) quanto ao tratamento de esgoto doméstico com WCFV integrado (fluxo descendente seguido de fluxo ascendente) plantado com *Canna indica*, o processo anammox foi a principal via de remoção de nitrogênio, apresentando uma eficiência entre 55,6 a 60%.

2.5 FÓSFORO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Assim como o nitrogênio, o fósforo (P) é um macronutriente de vital importância para o desenvolvimento dos organismos e sua ocorrência em elevadas quantidades nos corpos hídricos pode promover a ocorrência do fenômeno da eutrofização (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). As principais fontes de fósforo em águas superficiais são: efluentes sem tratamento ou parcialmente tratados; práticas de agricultura; escoamento doméstico, urbano e industrial (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Como medida preventiva, os WC podem ser utilizados para a retenção ou remoção deste nutriente em esgotos, reduzindo a carga em corpos hídricos a jusante, como lagoas, rios, e o oceano (REDDY et al., 1999).

Segundo Von Sperling (2005), nas águas residuárias as principais fontes de fósforo são provenientes da excreção humana e animal, de detergentes ou outros produtos sintéticos e de elementos químicos utilizados no tratamento de água potável. Destas fontes, os detergentes destacam-se, podendo representar aproximadamente 50% do fósforo total presente em efluentes domésticos (METCALFY e EDDY, 2016).

O fósforo pode ocorrer de várias formas em WC, tanto orgânicas como inorgânicas, compostas comumente pelo fosfato. As formas orgânicas podem ser encontradas em fosfolipídios, ácidos nucleicos, nucleoproteínas, fosforilados, açúcares ou polifosfatos condensados orgânicos (coenzimas, ATP, ADP); Já as formas inorgânicas encontradas são

ortofosfato (PO_4^{3-} , HPO_4^{2-} , H_2PO_4^- , H_3PO_4) e polifosfatos, linearmente condensados e cíclicos (VYMAZAL, 2007). De todas as variações encontradas do fósforo, deve-se destacar o ortofosfato livre (PO_4^{3-}), pois acredita-se ser a única forma que pode ser diretamente utilizada por algas e macrófitas, representando a ligação mais importante entre compostos orgânicos e inorgânicos na ciclagem do fósforo em WC (VYMAZAL, 2007).

2.5.1 Transformações e remoção do fósforo

O fósforo pode interagir fortemente com o solo e biota dos WC, provendo o armazenamento a curto e a longo-prazo deste nutriente (DOTRO et al., 2017). Os principais processos de transformação do fósforo que podem ser observados em *wetlands* incluem a adsorção e precipitação química, e a absorção por plantas e microrganismos (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; DOTRO et al., 2017). Embora estes processos permitam a ciclagem do fósforo, a maior parte deles ocorre de forma lenta ou permanecem inativos a menos que um meio especial seja utilizado para melhorar os processos abióticos (DOTRO, LANGERGRABER, et al., 2017).

2.5.1.1 Adsorção e precipitação química

A adsorção é provavelmente o processo mais importante quanto à remoção de fósforo em WC, apresentando também maior facilidade de controle (DRIZO et al., 1999). Este processo consiste na mudança de fase do fósforo inorgânico solúvel, passando da solução aquosa (fase líquida) para sua deposição na superfície do substrato mineral (fase sólida), onde se acumula sem penetrar a superfície do substrato (VYMAZAL, 2007). Assim, este processo depende principalmente da capacidade de adsorção do substrato, tendo em conta as propriedades físico-químicas do material (DRIZO et al., 1999). Quanto à composição química, procura-se materiais com óxidos de alumínio (Al), ferro (Fe), e cálcio (Ca), que promovem a adsorção e precipitação do fósforo; e quanto as propriedades físicas, materiais mais finos proveem maior área superficial para a adsorção (DRIZO et al., 1999; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

A adsorção é controlada pela saturação de adsorção do material filtrante e a concentração de fósforo no efluente. Quando as partículas do material filtrante estão saturadas e o efluente apresenta uma baixa concentração do fósforo, ocorre um movimento do fosforo até atingir um equilíbrio entre a quantidade adsorvida pelo material filtrante e a concentração

disponível no efluente (VYMAZAL, 2007). A adsorção também pode ser controlada pela interação do pH e potencial redox com os minerais presentes (COOPER et al., 1996)

O processo de precipitação química refere-se à reação dos íons fosfato com certos cátions metálicos, formando compostos insolúveis. Geralmente, os cátions são de Fe, Al, Ca ou Mg, e a reação ocorre em altas concentrações de fosfato ou dos cátions metaloides (VYMAZAL, 2007; GARCÍA et al., 2010). Em condições oxidantes e com pH de neutro para ácido, compostos de Fe^{3+} e Al^{3+} são formados; já em condições alcalinas, vários complexos de Ca^{2+} e Mg^{2+} prevalecem (GARCÍA et al., 2010).

Além da composição, um dos parâmetros importantes na escolha do substrato é o tamanho dos grãos. De fato, materiais filtrantes finos podem apresentar maior área superficial disponível, porém são mais susceptíveis à colmatação (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). A brita, como já foi mencionado, é um dos substratos mais utilizados em WC. Quanto à remoção do fósforo, este material adsorve pequenas quantidades de fósforo, devido a sua textura grossa (pequena relação superfície-volume), baixos níveis de Fe e Al e rápida saturação (de semanas a meses) (GARCÍA et al., 2010). Assim, novas pesquisas têm focado no uso de novos substratos que combinem alta condutividade hidráulica com alta capacidade de adsorção de fósforo (GARCÍA et al., 2010). Alguns meios filtrantes já testados em WC são: areia, escórias, zeolita, bauxita, xisto, calcário, cinzas volantes (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; GARCÍA et al., 2010; DRIZO et al., 1999; WESTHOLM, 2006; ARIAS, DEL BUBBA e BRIX, 2001).

No caso de WCFV, baixas taxas de remoção de fósforo têm sido reportadas. Isto se deve principalmente ao curto tempo de contato entre o fluido e o material filtrante, devido à alimentação intermitente, não permitindo uma adsorção intensa e reações de precipitação. Sendo assim, o tempo de residência hidráulica (TRH) torna-se um parâmetro crucial para a remoção efetiva de fósforo em WCFV. No entanto, deve-se destacar que a adsorção em meios filtrantes é finita, devido à possibilidade de saturação dos mesmos, e ao fato de que sua capacidade de remoção do fósforo decresce ao longo do tempo, não contribuindo com a eficiência em longo prazo (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; ARIAS, DEL BUBBA e BRIX, 2001).

2.5.1.2 Absorção por plantas e microrganismos

O fósforo é um elemento essencial para o desenvolvimento das plantas, desempenhando funções importantes na fotossíntese, na respiração e na transferência de energia das células,

formando parte da estrutura de ácidos nucléicos, de genes e cromossomos, assim como nas coenzimas, fosfoproteínas e fosfolipídeos (GRANT et al., 2001).

A maior parte do fósforo que constituirá o tecido vegetal é absorvido pelas raízes na forma de ortofosfato e, uma mínima parte, no caso de plantas submersas, pode ser absorvida por folhas e brotos (VYMAZAL, 2007). Durante seu ciclo de vida, as plantas tendem a sequestrar maiores quantidades de fósforo no início do seu desenvolvimento, antes de atingir o máximo crescimento e começar a etapa de senescência (VYMAZAL, 2007).

A absorção do fósforo por macrófitas em WC, assim como acontece para o nitrogênio, não pode ser considerado um processo de remoção a longo prazo, devido à capacidade finita de assimilação no tecido vegetal e à necessidade de cortes periódicos que evitem o reinserção do fósforo absorvido ao ambiente (efluente, material filtrante), através da decomposição do tecido, no período de senescência da planta (KADLEC e WALLACE, 2009). Além disso, quando comparado ao total de fósforo removido pelo sistema, a quantidade de fósforo removida pela parte aérea da planta e sua subsequente corte pode ser considerada insignificante, considerando que a maior parte do nutriente encontra-se assimilado na rizosfera (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014; ARIAS, DEL BUBBA e BRIX, 2001).

Assim como as plantas, outros microrganismos (algas, bactérias, fungos, microinvertebrados, etc.) utilizam o fósforo para seu metabolismo e desenvolvimento (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Estes microrganismos podem ser chamados de OAPs – organismos acumuladores de fósforo, incluindo algumas bactérias como *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Moraxella* (WEF, 1994 apud PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Dois mecanismos de atuação sobre o fósforo podem ser realizados pelos microrganismos. A primeira refere-se à solubilização do fósforo pela decomposição da matéria orgânica contida em sedimentos ou em material particulado em suspensão, no qual, geralmente, bactérias são consideradas decompositoras que simplesmente mineralizam o fósforo orgânico (VYMAZAL, 2007; RICHARDSON et al., 1997). O segundo mecanismo refere-se à assimilação no tecido celular. O sequestro do fósforo pela microbiota ocorre de maneira rápida devido seu acelerado crescimento e multiplicação, porém, a quantidade armazenada nestes organismos é muito baixa. Além disso, apenas uma pequena quantidade do fósforo assimilado é removida permanentemente, devido ao curto período de vida desses organismos, fazendo com que a maioria dos fosfatos retorne para a massa de água com a decomposição (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

2.6 HIDRODINÂMICA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS

Para o entendimento da hidrodinâmica em *wetlands* construídos, primeiro devemos abordar os conceitos básicos utilizados para descrever a hidráulica de reatores, identificar os fenômenos e possíveis fatores influentes no comportamento do fluido e interpretar os resultados de testes realizados em estudos de desempenho hidráulico.

2.6.1 Hidráulica de reatores

Em reatores de tratamento de esgoto são vários os fatores que podem influenciar o comportamento hidráulico do fluido. Estes fatores podem ser encaixados em dois parâmetros fundamentais para a definição do regime hidráulico da unidade: o tipo de fluxo e o padrão de mistura (VON SPERLING, 2007).

O tipo de fluxo refere-se à continuidade da alimentação do reator. Em um reator com fluxo contínuo, a entrada e a saída da água/esgoto ocorre de forma contínua (VON SPERLING, 2007). No caso do fluxo intermitente, o reator é alimentado com esgoto a cada certo intervalo de tempo (batelada), levando a uma descontinuidade na entrada e/ou saída da unidade (VON SPERLING, 2007).

O padrão de mistura representa a interferência de todos os elementos que compõem o reator na passagem do esgoto, junto com as condições de contorno predefinidas. Existem dois modelos hidráulicos ideais utilizados como base para a montagem de outros modelos hidráulicos mais complexos, sendo eles o modelo de fluxo em pistão e o modelo de mistura completa (VON SPERLING, 2007).

O regime de fluxo em pistão corresponde aos reatores com escoamento contínuo. Neste regime, moléculas de um elemento diferencial do fluido tendem a se deslocar a uma mesma velocidade, apresentando uma dispersão longitudinal mínima, percorrendo um mesmo trajeto em igual intervalo de tempo. Portanto, moléculas que entram no reator em um tempo “ t ” não se misturam com outras moléculas que entraram em um tempo “ $t \pm dt$ ” (VON SPERLING, 2007). No caso do regime de mistura completa, as moléculas em fluxo contínuo tendem a sofrer uma máxima dispersão espacial. Para este caso, o efluente dentro do reator mantém-se homogêneo ao longo do tempo e espaço, em outras palavras, assim que o fluido afluente entra no reator ele adquire as mesmas propriedades que o efluente de saída (VON SPERLING, 2007).

Na prática, reatores reais dificilmente se ajustam aos modelos hidráulicos ideais citados anteriormente, embora certas considerações possam aproximá-los. Esta situação muitas vezes

pode requerer a utilização de modelos mais complexos, como o caso de fluxo disperso ou arranjos de células em série e/ou paralelo (DOTRO et al., 2017). No caso de fluxo disperso, o fluido apresenta um regime hidráulico não ideal, intermediário ao fluxo em pistão e mistura completa, onde moléculas podem apresentar uma cinética diferenciada, ocorrendo uma ultrapassagem ou atraso entre elas, provocando uma mistura interna e dispersão (VON SPERLING, 2007).

Segundo Von Sperling (2007), as causas da divergência do comportamento hidráulico real de reatores quanto ao comportamento ideal esperado podem ser:

- Dispersão: A dispersão é o transporte longitudinal do material devido à turbulência e difusão molecular (VON SPERLING, 2007). Segundo Arceivala apud Costa (2015), alguns fatores que podem induzir à dispersão do fluido são: geometria da unidade; energia introduzida por unidade de volume; velocidade do fluxo de entrada e suas flutuações, tipo e disposição das entradas e saídas; diferenças de temperatura e densidade entre o fluxo de entrada e o conteúdo do reator; e o número de Reynolds.

- Curtos-circuitos hidráulicos: Nos curtos-circuitos uma parcela do fluido adquire um caminho preferencial, diferente do restante, reduzindo seu tempo de permanência no reator (CESTARI et al., 2012). Segundo Von Sperling (2007), curtos-circuitos são causados pela estratificação do fluido, como por exemplo, devido à diferença de densidade, e não pelas características físicas do reator.

- Zonas mortas: São regiões do reator onde o tempo de permanência de algumas moléculas do fluido é relativamente alto em comparação à estadia média das demais moléculas (CESTARI et al., 2012). Seus efeitos podem ser atribuídos às características físicas do reator, diferente do caso dos curtos-circuitos (VON SPERLING, 2007).

2.6.2 Fatores influentes na hidrodinâmica de *wetlands* construídos

O tempo é um fator determinante no tratamento de efluentes com WC. A eficiência de remoção de poluentes está relacionada principalmente ao tempo de interação do efluente com a superfície reativa (substrato, plantas, biofilme) onde o processo de purificação ocorre (WACHNIEW et al., 2004). Assim, um parâmetro que vem sendo utilizado para a estimativa deste tempo, e interpretação do regime hidráulico em WC, é o denominado tempo de residência hidráulica (TRH).

O TRH é o tempo de permanência de uma molécula do efluente no WC, ou seja, o tempo que demora uma molécula em sair da unidade a partir de sua entrada. Em WC de fluxo

subsuperficial, o escoamento do efluente através de meios porosos pode ocasionar fenômenos de dispersão e mistura, diferente das lagoas de tratamento, onde estes fenômenos estão associados à estratificação (WACHNIEW et al., 2004). Estas variações no escoamento do fluido permitem a formação de zonas de fluxo estagnado (zonas mortas), curto-circuito e de by-pass que limitam o TRH (WACHNIEW et al., 2004). Ainda, estas condições podem influenciar na distribuição de contaminantes, calor, oxigênio, e outros gases, afetando o desempenho dos WC (WACHNIEW et al., 2004).

Outro fator relacionado à hidráulica de *wetlands* é a denominada taxa de aplicação hidráulica (TAH). A TAH é definida como a relação entre o fluxo de entrada no WC e sua área superficial, frequentemente expressa em $L\ m^{-2}\ d^{-1}$. Com esta definição, o aumento da TAH implica no incremento do volume de passagem no sistema. Nesta condição, maior quantidade de poluentes fica disponível para os microrganismos, resultando em uma alta remoção de massa absoluta por unidade de tempo (BORDIN, 2013). Porém, o aumento na TAH também leva ao aumento da pressão no fluido, diminuindo o tempo de contato entre poluentes e microrganismos e resultando em uma menor remoção relativa de poluentes de entrada, em termos de concentração ou massa (BORDIN, 2013). Assim, o aumento da TAH permite que maior quantidade de esgoto seja tratado, porém com possibilidade de uma menor eficiência de remoção.

2.6.2.1 Colmatação

A condutividade hidráulica em WC, que representa a facilidade de passagem do esgoto através do leito filtrante, pode ser limitada por fatores de difícil controle, inerentes da atividade biológica no meio e da composição do esgoto a ser tratado, causantes da colmatação do meio (DOTRO et al., 2017).

A colmatação é o fenômeno atribuído ao preenchimento dos espaços vazios de um determinado material (MATOS, 2015). No início deste fenômeno, a passagem do esgoto no meio filtrante torna-se mais restritiva, aumentando a eficiência do sistema (MATOS, 2015). Com o passar do tempo, a colmatação avança e a quantidade de poros obstruídos aumenta, obrigando à escolha de novos caminhos de escoamento com menor interferência, diminuindo a condutividade hidráulica do meio e promovendo a formação de zonas mortas e caminhos preferenciais (MATOS, 2015). Um dos estágios mais graves de colmatação em WC é reconhecido pela mudança de um fluxo inicialmente subsuperficial para um fluxo superficial,

que ocorre principalmente na zona de entrada do esgoto, devido ao aumento da perda de carga e à elevação do nível de água dentro do leito (MATOS, 2015).

São três os mecanismos que podem atuar, de forma sequencial ou simultânea, na colmatação de WC. O primeiro mecanismo corresponde ao processo físico de colmatação, onde a estrutura do meio filtrante obstaculiza a passagem de material em suspensão, retendo-o e permitindo seu acúmulo em espaços livres (DA SILVA, 2007). A colmatação física é favorecida pela baixa velocidade de escoamento, promovendo a filtração de sólidos suspensos e sua adsorção ao substrato poroso (MATOS, 2015). O segundo mecanismo corresponde ao acúmulo de sólidos devido à precipitação química de certas substâncias como, por exemplo, o carbonato de cálcio (MATOS, 2015). E, por último, tem-se o mecanismo biológico, onde a oxidação da matéria orgânica por microrganismos leva à produção de novas células e formação de produtos metabólicos extracelulares, que permitem o crescimento e expansão do biofilme (MATOS, 2015). Estes biofilmes têm a capacidade de reterem ainda mais sólidos orgânicos e inorgânicos nos poros do material filtrante, acelerando o processo de colmatação (MATOS, 2015).

A colmatação biológica ainda é influenciada pela distribuição espacial da água residuária, a composição orgânica da água e o tipo de material filtrante. Sendo a região de entrada a primeira a ter contato com esgoto, esta zona tende ao acúmulo de maior quantidade de material suspenso disponível para o consumo da microbiota (KADLEC; WALLACE, 2009). Assim, a disponibilidade de matéria orgânica sofre um declínio ao longo do leito filtrante percorrido, onde unicamente uma pequena quantidade encontra-se acessível para o desenvolvimento microbiano na saída do WC (KADLEC; WALLACE, 2009). A fração orgânica de esgotos pode ser estimada pela relação C/N. Esgotos com alta relação C/N (50/1) promovem o desenvolvimento e aumento da biomassa microbiana e disposição de carbono extracelular, intensificando a colmatação (DA SILVA, 2007). Já uma baixa relação C/N permite uma mineralização do N e assimilação do C, onde haverá pouca produção de C extracelular para redução da condutividade hidráulica do solo (DA SILVA, 2007).

Como parte da colmatação biológica, as plantas também podem influenciar no comportamento hidráulico de WC, embora seu papel ainda seja uma controvérsia. Segundo Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014) (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014), as raízes e o biofilme ligado a estas contribuem para a colmatação dos poros, porém, ao mesmo tempo, a decomposição das partes mortas das raízes e o desenvolvimento contínuo de novas raízes resulta na formação de poros secundários dentro do leito filtrante, originando curtos-circuitos hidráulicos.

Igualmente ao papel das plantas, a influência da temperatura na colmatação do meio ainda é discutida. De acordo com Da Silva (2007), a exposição do WC a altas temperaturas promovem o aumento do crescimento biológico com maior produção de biofilme, porém, isto pode resultar em uma rápida degradação da matéria orgânica retida nos poros do material filtrante, liberando espaço nos mesmos.

2.6.3 Estudo hidráulico em *wetlands* construídos

Quantitativamente, o TRH teórico de uma unidade de tratamento pode ser expresso pela relação entre o volume de água na unidade (V) e o fluxo de passagem (vazão, Q). Para WC, na prática, estes parâmetros são suscetíveis a variações e certas considerações devem ser tomadas.

Existem dois tipos de volumes que podem ser considerados na determinação do TRH teórico de WC. O primeiro tipo refere-se ao volume de água ocupado nos espaços vazios do material filtrante e material vegetal do WC. Já o segundo tipo considera o volume de água ocupado no WC sem a existência do material de preenchimento. Segundo Dotro et al. (2017), a primeira aproximação seria a mais apropriada, embora deva ser reconhecido que a porosidade varia com o tempo e que seu valor exato é de difícil determinação. Além disso, o mesmo autor salienta que espaços ocupados pelas “zonas mortas” também possam ser considerados ou não na determinação do volume, devido à ineficiência hidráulica destas.

Tomando em conta a variação do volume de água ocupado nos espaços vazios, o TRH teórico do WC pode ser definido pela equação 10 (DOTRO et al., 2017):

$$TRH_t = \frac{\text{Volume líquido}}{\text{Vazão}} = \frac{\varepsilon V}{Q_e} = \frac{\varepsilon h A}{Q_e} \quad (10)$$

sendo:

TRH = tempo de residência hidráulica teórico (d);

ε = porosidade (fração do *wetland* ocupado por água);

h = profundidade do *wetland* (m);

A = área superficial do *wetland* (m²);

Q_e = vazão de entrada (m³ d⁻¹).

Devido aos vários graus de mistura, dispersão e ineficiência hidráulica, os WC tendem a ser caracterizados por terem uma faixa, ou distribuição, de tempos de detenção hidráulica (WERNER e KADLEC, 2000). Segundo Levenspiel (1999), isso ocorre porque elementos de

fluido seguem diferentes caminhos dentro do reator e por isso, podem levar tempos diferentes para passar através do mesmo. Em outras palavras, nem todas as moléculas de água que entram no *wetland* no tempo zero saem do sistema após um TRH teórico, tendo assim algumas moléculas saindo após diferentes períodos de tempo, podendo esse tempo ser inferior ou superior ao TRH teórico (HEADLEY e KADLEC, 2007). A distribuição de tempos em que a corrente de fluido sai do reator é denominada Distribuição dos Tempos de Residência (DTR) ou E (LEVENSPIEL, 1999).

2.6.3.1 Curva DTR

Embora os WC sejam projetados com base em modelos hidráulicos ideais, devido aos processos de dispersão e mistura, seu comportamento real difere daquele esperado. Nessas condições, elementos do fluido terminam percorrendo caminhos diferenciados, gastando diferentes tempos para atravessarem o reator. Assim, variações nos tempos de residência do fluido refletem as condições internas do escoamento (LEVENSPIEL, 2000; VIEIRA, 2013).

Um melhor entendimento do compartimento hidráulico de WC pode ser obtido a partir do estudo da curva DTR. A curva DTR ou curva de tempo de residência é uma função estatística que descreve a probabilidade de uma fração de partículas do fluido permanecer no volume de controle por determinado tempo. Ainda, sua normalização, denominada curva ou função E(t), permite a comparação de reatores sob condições diferentes (BORGES et al., 2009).

De acordo com Levenspiel (2000), é conveniente a normalização da curva DTR (Figura 5) de tal forma que a área sob a curva seja unitária, conforme a equação 11.

$$\int_0^{\infty} E(t)dt = 1 \quad (11)$$

Assim, uma parcela do fluido com residência entre t e t + dt pode ser dada pela equação 12.

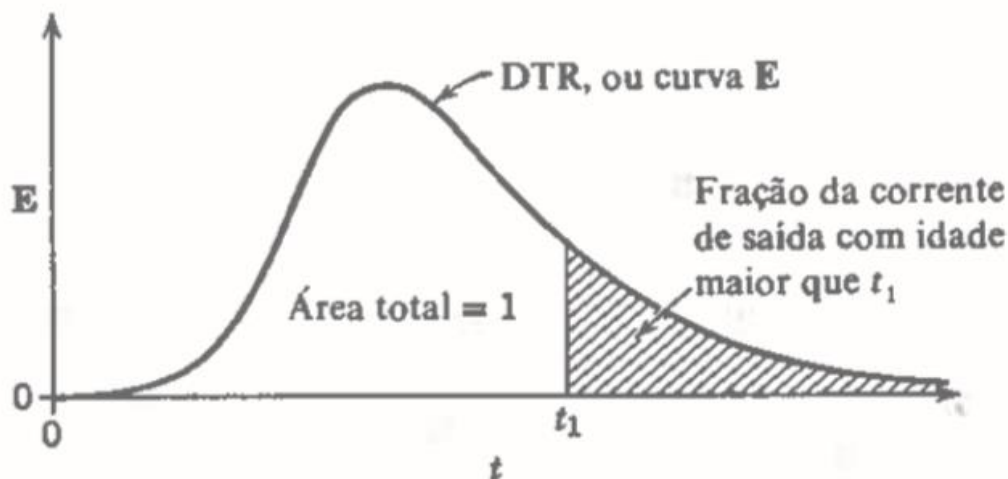
$$E(t)dt \quad (12)$$

Ainda, uma parcela com menor residência a t₁ pode ser expressa pela equação 13, enquanto que uma parcela com maior residência a t₁ é expressa pela equação 14.

$$\int_0^{t_1} E(t)dt \quad (13)$$

$$\int_0^{\infty} E(t)dt = 1 - \int_0^{t_1} E(t)dt \quad (14)$$

Figura 5 – Curva de Distribuição de Tempo de Residência normalizada



Fonte: Levenspiel (2000).

2.6.3.2 Uso de traçadores

Com a finalidade de avaliar o comportamento hidráulico de um reator, primeiramente deve-se poder rastrear o movimento do fluido. Nesse sentido, cientistas e engenheiros têm utilizado, principalmente, traçadores inertes para o estudo hidráulico de WC (KADLEC e WALLACE, 2009).

Traçadores são substâncias, pré-existentes ou introduzidas, utilizadas para avaliar algumas características de um sistema (STAIRS, 1993). No uso de traçadores, presume-se que estes sigam o mesmo padrão de fluxo como a parcela de água com a qual entrou, podendo refletir razoavelmente o comportamento hidráulico do sistema (HEADLEY e KADLEC, 2007). A curva DTR resultante do estudo com traçador pode ser utilizada para estimar o volume real de água do *wetland* envolvido no tratamento (eficiência hidráulica), como também o grau aparente de mistura e desvio do fluxo ideal (HEADLEY e KADLEC, 2007).

Em relação à escolha, qualquer substância pode ser utilizada como traçador, desde que apresente alta solubilidade na água, não reaja com os componentes do *wetland* e nem com o fluido, seja incomum ao sistema ou exista em baixa proporção, sua análise seja simples e de

baixo custo, apresente baixa toxicidade e não altere o fluxo existente no sistema (HEADLEY e KADLEC, 2007).

Traçadores como o brometo e lítio (traçadores iônicos), trítio (traçador radiativo) e rodamina WT (traçador fluorescente) vêm sendo amplamente utilizados em estudos de reatores (HEADLEY e KADLEC, 2007). Destes, a rodamina WT tem ganhado destaque, devido a seu baixo limite de detecção, fácil monitoramento, baixo custo e baixa (ou nenhuma) presença em ambientes naturais (HEADLEY e KADLEC, 2007). Ainda, segundo Lin et al. (2003), este traçador não apresenta risco à saúde humana e nem para o ambiente receptor, sendo recomendado seu uso em WC. Porém, por ser uma substância orgânica, é suscetível a vários fatores ambientais e certas precauções devem ser levadas em conta na sua utilização.

2.6.3.3 Teste estímulo-resposta

O uso de traçadores é uma das técnicas mais simples e bem-sucedidas no estudo da hidráulica de reatores (METCALF e EDDY, 2016). Um dos testes comumente utilizados para a obtenção da distribuição de tempos de retenção é o denominado teste estímulo-resposta (HEADLEY e KADLEC, 2007). O teste consiste na aplicação de um determinado traçador na entrada do sistema (estímulo) com a finalidade de avaliar a variação da concentração do mesmo traçador ao longo do tempo na saída (resposta) (METCALF e EDDY, 2016).

No teste de estímulo-resposta o tipo de resposta na saída do sistema dependerá do método de aplicação do traçador. Geralmente, duas formas de aplicação são utilizadas, a instantânea e a contínua (METCALF e EDDY, 2016). A forma instantânea, também chamada de injeção em pulso, envolve a injeção de uma quantidade de traçador em um curto período de tempo (METCALF e EDDY, 2016). Neste caso é importante manter o tempo de aplicação curto em relação ao tempo de residência do reator estudado (METCALF e EDDY, 2016). Já na forma contínua, o traçador é introduzido constantemente no sistema até atingir uma concentração efluente igual à concentração afluenta (METCALF e EDDY, 2016).

Para a aplicação instantânea de uma determinada massa M (kg ou mols) de traçador em um reator de volume V (m^3) através do qual passa Q ($m^3 s^{-1}$) de fluido, a curva de variação da concentração ao longo do tempo na saída é denominada curva C_{pulso} (Figura 6) (LEVENSPIEL, 2000). A área sob a curva C_{pulso} é dada pela equação 15, onde o parâmetro t_i indica o tempo transcorrido entre a aplicação do traçador na entrada do sistema e a leitura da sua concentração na saída, e o parâmetro C_i representa a concentração do traçador para cada t_i (LEVENSPIEL, 2000).

$$A = \int_0^{\infty} C(t) dt \cong \sum C_i \Delta t_i = \frac{M}{Q} \quad \left[\frac{Kg.s}{m^3} \right] \quad (15)$$

O tempo médio de residência (τ) ou tempo de residência real do fluido no reator é obtido pela média da curva C_{pulso} , calculada através da equação 16 (LEVENSPIEL, 2000).

$$\bar{t} = \tau = \frac{\int_0^{\infty} t C dt}{\int_0^{\infty} C dt} \cong \frac{\sum_i t_i C_i \Delta t_i}{\sum_i C_i \Delta t_i} \quad [s] \quad (16)$$

A curva de resposta C_{pulso} também pode ser caracterizada pela variância (σ^2), determinada pela equação 17, que representa o espalhamento da curva em relação ao tempo médio de residência (τ) (LEVENSPIEL, 2000). A variância da curva C_{pulso} pode ocorrer devido à mistura da água na passagem pelo reator ou, de forma equivalente, pela distribuição das velocidades de passagem (LEVENSPIEL, 2000). Ainda, a mistura pode acontecer de forma lateral, longitudinal ou vertical, ou através de fluxos paralelos de diferentes velocidades (LEVENSPIEL, 2000).

$$\sigma^2 = \frac{\int_0^{\infty} (t-\tau)^2 C Q dt}{\int_0^{\infty} C Q dt} = \frac{\sum_i t_i^2 C_i Q_i \Delta t_i}{\sum_i C_i Q_i \Delta t_i} - \tau^2 \quad (17)$$

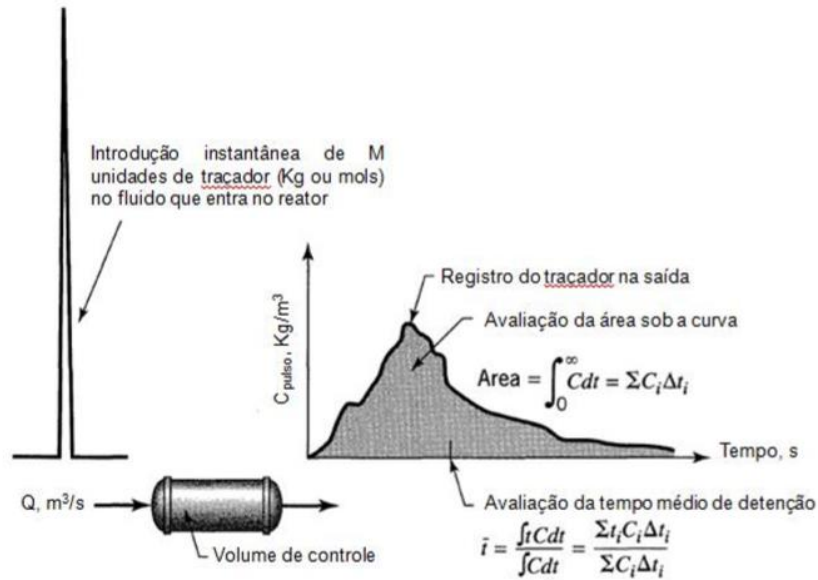
A curva DTR normalizada ou curva E pode ser obtida a partir da curva C_{pulso} alterando a escala de concentração, isto é, dividindo cada leitura de concentração (C_i) pela área da curva encontrada pela equação 14, conforme a equação 18 (LEVENSPIEL, 2000). A transformação da curva C_{pulso} ou $C(t)$ para a curva E pode ser visualizada na Figura 7.

$$E(t) = \frac{C_{pulso}}{\frac{M}{Q}} \quad (18)$$

A partir da curva E pode-se calcular o percentual do traçador que saiu do sistema até um tempo qualquer t. Este percentual é representado pela denominada curva acumulativa de tempo de residência F(t), expressa pela equação 19 (LEVENSPIEL, 2000).

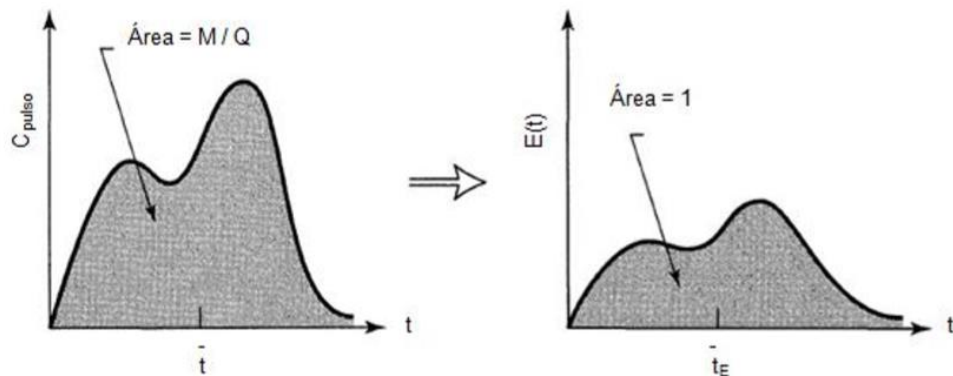
$$F(t) = \int_0^t E(t) dt \cong \sum E(t) \Delta t \quad (19)$$

Figura 6 – Curva de variação da concentração na saída (C_{pulso})



Fonte: Adaptado Levenspiel (2000).

Figura 7 – Transformação de uma curva experimental C_{pulso} em uma curva $E(t)$



Fonte: Adaptado Levenspiel (2000).

2.6.3.4 Parâmetros de caracterização hidráulica

Além da comparação do TRH teórico e TRH real de um sistema, outros parâmetros podem ser utilizados para uma caracterização mais detalhada do comportamento hidráulico de reatores (METCALF e EDDY, 2016). Estes parâmetros podem ser obtidos a partir da curva C_{pulso} e são listados a seguir:

- T_i : tempo no qual o traçador começa a aparecer;

- b) T_p : tempo no qual a concentração de pico do traçador é registrada;
- c) T_{10} : tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema; e
- d) T_{90} : tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.

Também, estes parâmetros são utilizados para determinação de certos índices que vêm sendo utilizados para a avaliação do desempenho hidráulico de sistemas, os quais estão apresentados no Quadro 5 (METCALF e EDDY, 2016).

Quadro 4 – Índices de desempenho hidráulico de reatores

Termo	Definição
$IDM = t_{90}/t_{10}$	Índice de dispersão de Morril
$e_v = 1 / IDM$	Eficiência volumétrica conforme Morril (1932)
$ICC = t_i/TRH_t$	Índice de curto circuito, ICC. Em um reator de fluxo pistão ideal a razão é 1 e se aproxima de zero para reatores de mistura completa.
$ITMR = T_p/TRH_t$	Índice de Tempo Modal de Retenção. A razão se aproxima de 1 em reatores com comportamento de fluxo pistão e de 0 em reatores com comportamento de mistura completa. Sendo a razão maior ou menor que 1, indica que a distribuição não é uniforme.
$ITRM = \bar{t}/TRH_t$	Índice do tempo de retenção médio (ITRM). O valor de 1 indica uso integral do volume do reator. O valor da razão maior ou menor que 1 indica que a distribuição de fluxo não é uniforme (existência de zonas mortas e curtos circuitos).

Fonte: Adaptado Metcalf e Eddy (2016).

2.7 RECIRCULAÇÃO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

Com o intuito de melhorar o desempenho e eficiência do tratamento de esgotos em WC, algumas estratégias operacionais intensivas como a recirculação e a aeração artificial podem ser aplicadas, as quais vêm sendo gradualmente introduzidas nas configurações convencionais destes sistemas (LYU et al., 2018; WU et al., 2014).

A recirculação consiste na extração de parte do efluente final tratado para seu retorno na alimentação do sistema (WU et al., 2014). Assim, define-se como taxa de recirculação (TR) à relação entre o volume de efluente recirculado diariamente e volume de esgoto bruto tratado diariamente, comumente expressada em percentagem ($TR = \text{volume de efluente recirculado diariamente} / \text{volume de esgoto bruto tratado diariamente} \times 100$) (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

O uso da recirculação tem reportado um melhoramento da atividade microbiana a partir do aumento do tempo de contato (maior TRH) entre poluentes e microrganismos, sem alterações significantes na operação do sistema (ZHAO, SUN e ALLEN, 2004; WU et al., 2014). Quando utilizada em WCFV, a recirculação pode apresentar alguns benefícios como (SKLARZ et al., 2009; GONZALO, RUIZ e SOTO, 2017; AYAZ et al., 2012):

- Maior transferência de oxigênio por convecção para o leito filtrante;
- Melhoria na remoção de MO sem necessidade de aumento da área construtiva, reduzindo a pegada ecológica do sistema;
- Permite a diluição do esgoto afluente ao sistema com o efluente parcialmente tratado, amortecendo os picos de carga de poluentes afluentes ao sistema;
- Maior eficiência em processos simultâneos de nitrificação e desnitrificação do sistema ou na desnitrificação em uma etapa pre-anóxica.

Devido às propriedades mencionadas anteriormente, várias configurações envolvendo a recirculação de efluente tratado em WCFV vêm sendo utilizadas, principalmente com o objetivo de melhorar os processos de nitrificação e desnitrificação (GONZALO, RUIZ e SOTO, 2017). Tem sido reportado o uso da recirculação em WCFV de único estágio e de dois estágios, sistemas híbridos (WCFH+WCFV), sistema francês, e em etapas pré-anóxicas, como o caso do TS seguido de WCFV (FOLADORI, RUABEN e ORTIGARA, 2013). A Tabela 1 apresenta o desempenho de alguns destes sistemas.

Comumente, a recirculação aplicada a WCFV tem como finalidade a melhoria na remoção de MO e o aumento nas taxas de nitrificação. Isto foi visto por Foladori, Ruaben e Ortigara (2013) que obtiveram eficiências elevadas de 85% e 76% na remoção de DQO_t e SST, respectivamente, obtidos em um WCFV operando com uma TR de 60% para o tratamento de esgoto doméstico, superiores aos 80% e 73% obtidos na operação sem recirculação. Quanto à remoção do N amoniacal, estes autores reportaram uma queda na eficiência, passando de 80% (sem recirculação) a 72% (com recirculação), porém em termos de cargas removidas, a operação com recirculação apresentou remoções entre 8,5 e 9,4 $g N m^{-2} d^{-1}$, superior aos 4,0 $g N m^{-2} d^{-1}$ obtidos sem recirculação. Ainda, Sklartz et al. (2013) reportaram valores superiores a 90% na remoção de MO, SST e N amoniacal (Tabela 1) para um WCFV com uma vazão de alimentação de 0,3 $m^3 d^{-1}$ de esgoto bruto doméstico e uma TR de 4,5 $m^3 h^{-1}$. Estes autores comentaram que uma alta eficiência de tratamento poderia ser atingida em menos de 6 h e que altas TAH e cargas orgânicas poderiam ser aplicadas.

Lian-sheng et al. (2006), trabalhando com esgoto proveniente da suinocultura, avaliaram um WCFV de dois estágios (fluxo descendente seguido de fluxo ascendente) aplicando diferentes TR, variando de 0 a 150%. Estes autores verificaram que na medida que maiores TR eram aplicadas, maiores eficiências de remoção de DQO_t, SST e N amoniacal eram atingidas (Tabela 1), atingindo valores de 81%, 77% e 62%, respectivamente. Ainda, com a recirculação, foi relatado o aumento das concentrações de OD no afluente e efluente ao sistema.

Na Dinamarca, regulamentações nacionais têm estipulado o uso de sistemas WCFV em propriedades rurais como medida mitigadora quanto à falta de saneamento e contaminação de recursos hídricos encontradas nessas áreas (BRIX e ARIAS, 2005). Assim, o Ministério do Meio Ambiente tem publicado diretrizes oficiais para a projeção destes *wetlands* com capacidade de remoção de 95% de DBO₅ e 90% de nitrificação (BRIX e ARIAS, 2005). Estas diretrizes indicam a necessidade de um TS como unidade de tratamento primário, e a aplicação de uma TR 100%, com retorno do efluente nitrificado para o TS (BRIX e ARIAS, 2005). A fim de verificar o cumprimento das regulamentações, foi realizado um teste com dois WCFV construídos com base nas diretrizes, porém um operando com recirculação e o outro sem (BRIX e ARIAS, 2005). Como resultado, teve-se que o WCFV com recirculação apresentou maior remoção de N amoniacal (85%) que o sistema sem recirculação (78%). A recirculação também permitiu uma remoção de 92% de SST, superior ao sistema sem recirculação (BRIX e ARIAS, 2005).

Com a finalidade de remoção de N, posterior à etapa de nitrificação, outros estudos tem focado no uso da recirculação em sistemas WCFV tratando efluente primário, com a recirculação de uma fração do efluente nitrificado (efluente do WCFV) para o tanque séptico, onde a desnitrificação pode ocorrer devido à disponibilidade de MO e à ocorrência de condições anóxicas (FOLADORI, RUABEN e ORTIGARA, 2013). De acordo com Arias, Brix e Marti (2005), vários fatores devem ser considerados na implementação destes sistemas, tais como:

- À medida que maiores volumes de efluentes são recirculados, menor o tempo de residência no TS, podendo afetar negativamente o desempenho da sedimentação;
- À medida que maiores cargas hidráulicas ocorrem como consequência da recirculação, a capacidade de nitrificação do WCFV pode ser comprometida e causar colapso tanto da nitrificação como da desnitrificação;
- Uma alta TAH pode afetar a capacidade hidráulica do leito filtrante, podendo causar sobrecarga e escoamento superficial.

Este tipo de sistema (TS/WCFV) foi avaliado por Decezaro (2018) (Tabela 1). Na sua pesquisa, trabalhando com TR 50%, a autora verificou um aumento de aproximadamente 12% na eficiência de remoção de DQO_t e SST, e um aumento de 26% na remoção de N, atribuindo grande parte desta remoção à elevada desnitrificação (97% de remoção de $N-NO_3^-$) no TS. Assim, a autora relata sobre a grande potencialidade de sistemas TS/WCFV com recirculação na remoção do N.

Além disso, quanto ao uso de sistemas TS/WCFV com recirculação, Al-Zreiqat et al. (2018) avaliaram as limitações da desnitrificação. Além do TS, o sistema estudado por estes autores contava com um tanque de recirculação (TAR) localizado entre o TS e o WCFV. Após o tratamento no WCFV, e com TR 300%, o efluente nitrificado era transportado para o TAR, onde era misturado com o efluente do TS. Nestas condições, o TAR cumpria o papel de reator anóxico para a desnitrificação. Foi observada uma eficiência de remoção de 98% do N amoniacal, atribuída a uma elevada nitrificação no sistema, porém, em contraste, o sistema apresentou uma remoção moderada de NT (51%), indicando um processo de desnitrificação moderado. Partindo da hipótese do fator limitante da desnitrificação ser a insuficiência de MO, os autores verificaram que ao misturarem o efluente nitrificado com o esgoto bruto, de maior carga orgânica que o efluente do TS, a desnitrificação atingiu eficiência de 99%. Assim, foi concluído que de fato a quantidade de MO pode limitar a desnitrificação, e este fator deve ser levado em conta na projeção e controle de sistemas TS/WCFV.

Tabela 1 - Remoção de poluentes por sistemas WCFV com recirculação

Sistema	Tipo de efluente	Tipo de substrato	TR** (%)	Eficiência de remoção												Refêrencias
				DQO _t		DBO _{5,20}		SS		N-NH ₄ ⁺		NT		PT		
				C ₀ *	Rem. (%)	C ₀ *	Rem. (%)	C ₀ *	Rem. (%)	C ₀ *	Rem. (%)	C ₀ *	Rem. (%)	C ₀ *	Rem. (%)	
Tanque regulador + WCFV (2 estágios: fluxo descendente seguido de fluxo ascendente)	Suinocultura	Zeolita, cinza, brita	0	-	-	102	50	134	49	26	36	-	-	-	42	Lian-sheng et al. (2006)
			25	-	-	110	57	146	55	28	42	-	-	-	46	
			50	-	-	123	67	153	77	31	44	-	-	-	49	
			100	-	-	144	74	183	78	38	57	-	-	-	47	
			150	-	-	199	81	252	77	52	62	-	-	-	47	
WCFV	Doméstico	-	100	-	-	36	95	27	90	11	9	-	-	-	-	Sklarz et al. (2009)
WCFV	Doméstico	Brita, Areia	0	68	80	-	-	24	73	9	80	11	29	1	29	Foladori et al. (2013)
			60	166	85	-	-	58	76	22	72	28	44	3	21	
TS+WCFV	Doméstico	Brita	0	387	95	-	-	330	99	7	98	18	1	-	-	Brix, Arias e Marti (2005)
			100	268	87	-	-	97	100	13	99	23	50	-	-	
			200	517	95	-	-	339	100	10	99	28	67	-	-	
TS + Tanque de recirculação + WCFV	Doméstico	Rocha vulcânica	300	480	96	180	94	200	96	100	98	200	52	-	-	Al-Zreiqat et al. (2018)
TS + WCVD	Doméstico	Brita	0	1373	71	-	-	662	72	-	-	120	19	-	-	Decezaró (2018)
			50	1966	80	-	-	1256	85	-	-	176	42	-	-	
			60	1643	74	-	-	756	58	-	-	173	19	-	-	

* Carga afluyente (g d⁻¹)

** Taxa de recirculação

Fonte: Autor.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 LOCALIZAÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

A estação de tratamento de esgotos (ETE) experimental estudada neste trabalho encontra-se localizada no campus da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM) (Figura 8), município de Santa Maria, estado de Rio Grande do Sul, Brasil. A ETE, construída em escala real, é destinada ao tratamento de esgoto doméstico proveniente do prédio 35, correspondente à Casa de Estudantes Universitários II (CEU), da UFSM. Este sistema experimental foi parte de um projeto nacional denominado Rede Nacional de Tratamento de Esgotos Descentralizados – RENTED, encerrado no mês de abril de 2018, financiado pela Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP), no Edital Chamadas Públicas MCT/Finep/Ação Transversal Saneamento Ambiental e Habitação 06/2010. A ETE encontra-se operando desde setembro de 2015. Este estudo foi conduzido durante o período de 01/05/2018 – 25/04/2019, com um total de 360 dias.

Figura 8 – Localização da Estação de Tratamento de Esgotos experimental, na UFSM



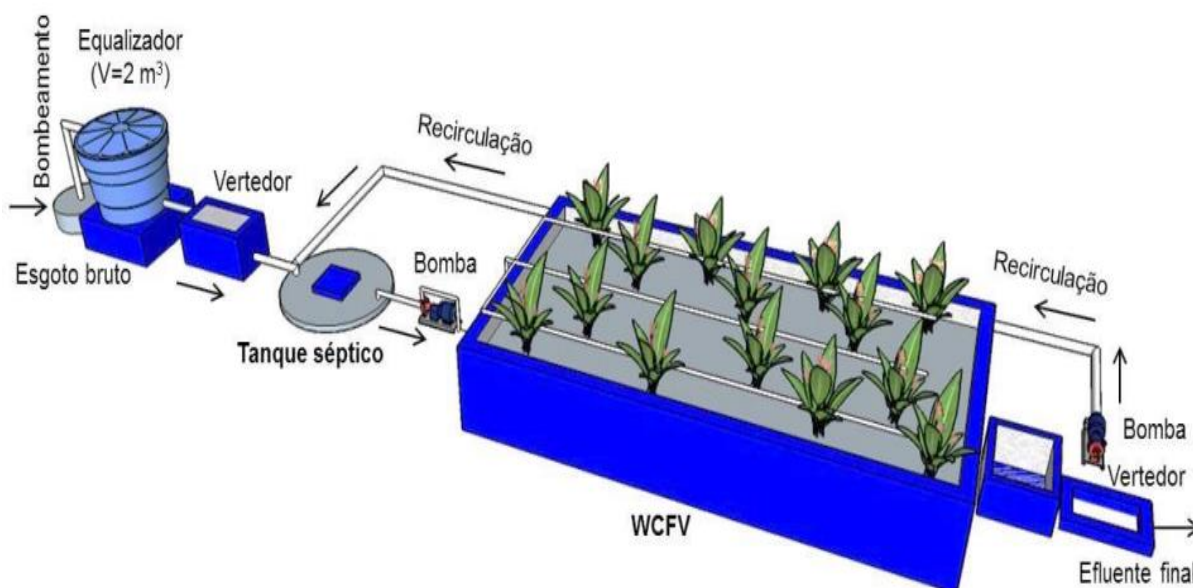
Fonte: Adaptado de Google Earth (2019).

3.2 DESCRIÇÃO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS

A ETE foi projetada para o tratamento de esgoto doméstico a um equivalente de 10 habitantes, com uma vazão de alimentação de aproximadamente 1.500 L d^{-1} de esgoto bruto. A estação compreende duas unidades específicas para o tratamento das águas residuárias (Figura 9): tanque séptico (TS), destinado ao tratamento primário e; *wetland* construído de fluxo vertical descendente (WCVD), destinado ao tratamento a nível secundário. A estação ainda permite a recirculação do esgoto pós-tratamento secundário na linha de alimentação do TS.

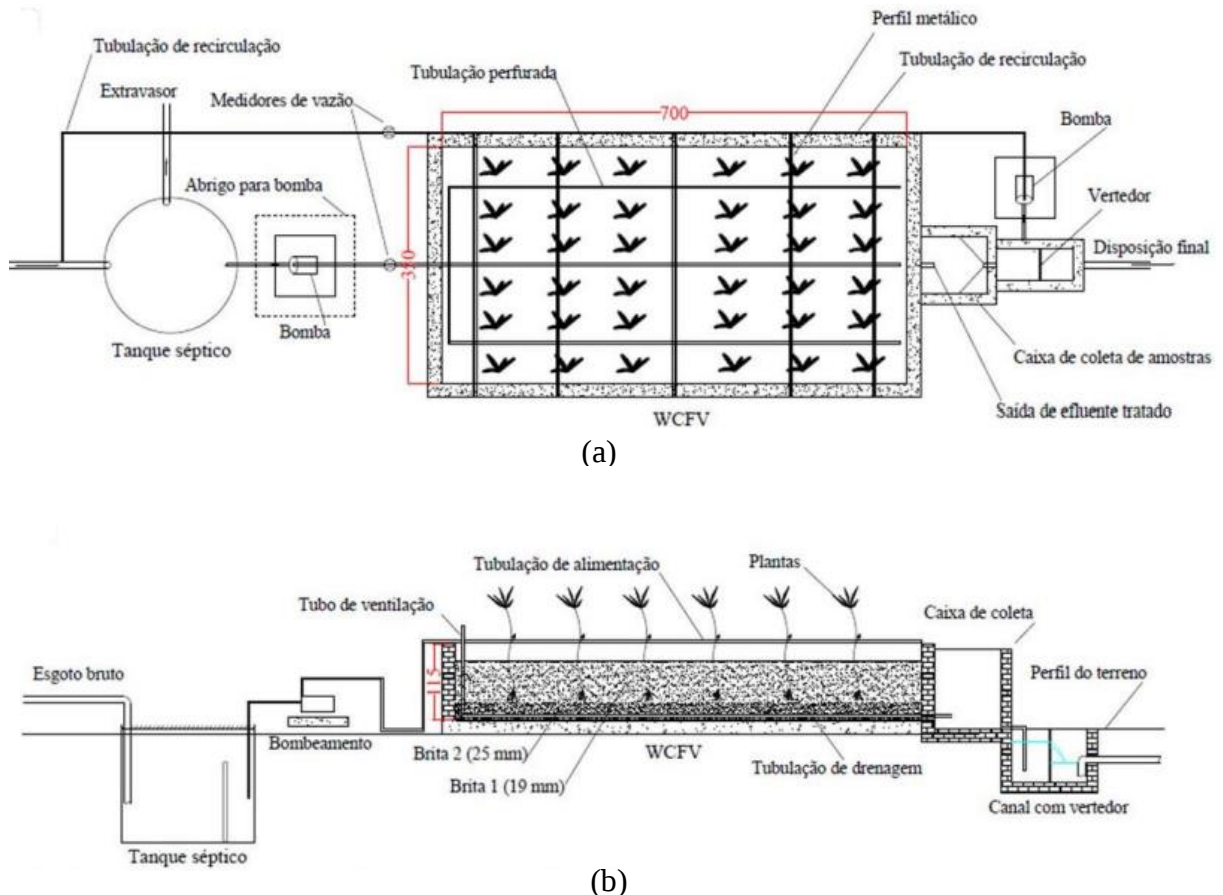
Devido às condições de relevo, quatro equipamentos foram instalados na ETE com o fim de auxiliar a correta circulação do efluente: uma bomba submersível, um equalizador, e duas bombas centrífugas (Figura 9, Figura 10). A bomba submersível encarrega-se do transporte do esgoto bruto para um tanque equalizador ($V = 2 \text{ m}^3$), que por sua vez permite a alimentação do TS por gravidade. Quanto às bombas centrífugas, uma permite a circulação do fluido contido no TS para o WCVD, e a segunda é destinada para a recirculação do efluente secundário para o tanque séptico.

Figura 9 – Fluxograma da Estação de Tratamento de Esgotos experimental, na UFSM



Fonte: Decezaro (2018).

Figura 10 – Detalhamento da Estação de Tratamento de Esgoto experimental, na UFSM. a) Corte longitudinal; b) Corte Transversal



Fonte: Decezaro (2018).

3.2.1 Tanque séptico

Conforme recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993), com uso da equação 20, foi projetado um TS com as seguintes considerações: unidade multifamiliar com número de pessoas (N) = 10 habitantes; contribuição de despejos (C) de $300 \text{ L pessoa}^{-1} \text{ d}^{-1}$ (contribuição de $150 \text{ L pessoa}^{-1} \text{ d}^{-1}$ acrescido 100% de recirculação); contribuição de lodo fresco (L_f) de $1 \text{ L pessoa}^{-1} \text{ d}^{-1}$; período de detenção (T) = 1 d; intervalo de limpeza de 1 ano e taxa de acumulação total de lodo (K) de 65 dias. Como resultado, obteve-se um TS projetado com um volume útil cilíndrico de $4,7 \text{ m}^3$, área total de $3,14 \text{ m}^2$, diâmetro de 2 m e altura útil de 1,5 m.

$$V = 1000 + N (C T + K L_f) \quad (20)$$

Dentro do TS instalado na ETE o nível d'água sofre variações devido ao recebimento intermitente do esgoto bruto, sendo uma versão modificada do TS convencional. A alimentação desta unidade é comandada através de um sensor de nível (boia elétrica) que, a partir de um certo nível de rebaixamento, é acionada automaticamente, permitindo uma nova entrada de esgoto bruto. Ainda, além da entrada do esgoto bruto, o TS também foi projetado para o recebimento do efluente secundário proveniente do WCVD, com elevada concentração de N-NO_3^- .

3.2.2 *Wetland* construído de fluxo vertical

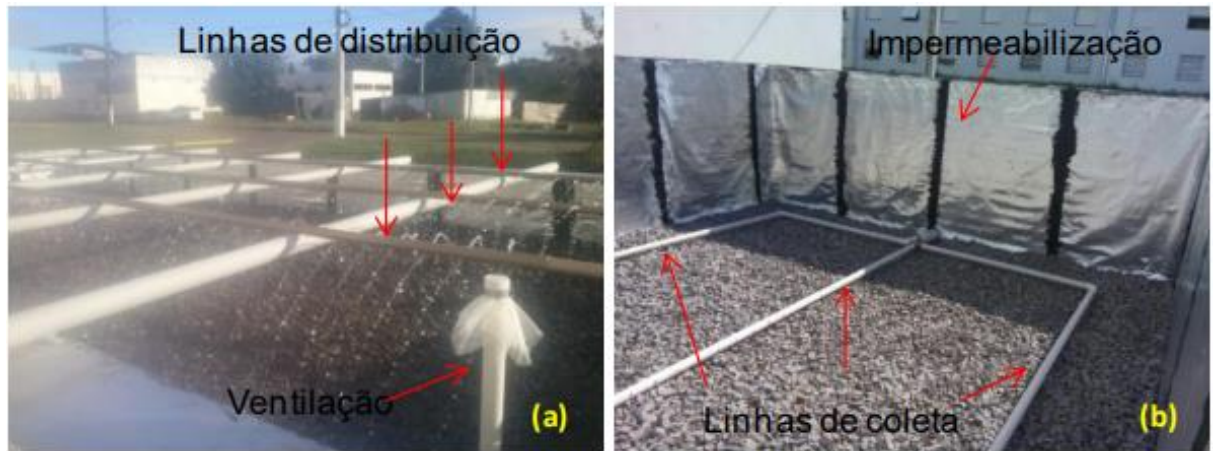
A projeção do WCVD foi realizada com base a uma TAH de 120 mm d^{-1} e uma vazão afluyente de 3.000 L d^{-1} , integrando a entrada dos 1.500 L d^{-1} de esgoto bruto e a entrada de 1.500 L d^{-1} de esgoto tratado correspondente a uma taxa de recirculação de 100%. Para essas condições, foi determinada uma área superficial necessária de 25 m^2 . Adotando uma relação comprimento/largura igual a 2, foram obtidas dimensões de 7 m de comprimento e 3,5 m de largura, definindo a área superficial do WCVD em $24,5 \text{ m}^2$. A altura total da unidade foi de 1,15 m, sendo 0,75 m de altura útil e 0,40 m de borda livre.

A alimentação do WCVD é realizada por 3 linhas de distribuição, localizadas 50 cm acima do material filtrante (Figura 11a). Cada uma dessas linhas corresponde a um tubo de PVC de 32 mm de diâmetro, com furos de 6 mm de diâmetro espaçados a cada 20 cm nos primeiros 3 metros de tubo e a cada 10 cm nos restantes 3 metros de tubo. Assim, as tubulações permitem a distribuição do efluente que, com uma trajetória vertical, percola toda a camada filtrante até atingir a drenagem.

A drenagem do efluente é composta por 3 linhas de esgotamento localizadas no fundo do filtro e assentadas sobre uma camada de brita nº 2 (Figura 11b). As linhas correspondem a tubos PVC de 40 mm de diâmetro, com furos de 8 mm espaçados a cada 10 cm. Em cada linha de drenagem encontra-se conectado um tubo de ventilação para uma maior transferência de oxigênio.

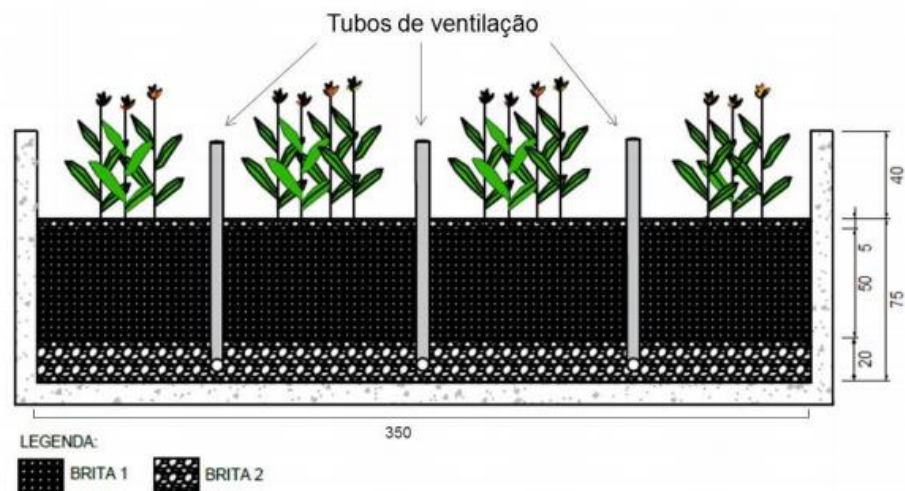
O substrato de preenchimento do WCVD foi a brita, devido a sua boa condutividade hidráulica, capaz de prevenir a colmatção e aumentar a vida útil do filtro. Foram usados dois tipos de brita, organizadas em 3 camadas (Figura 12). A camada superior e a camada de fundo foram preenchidas com brita nº 2 (25 mm). Na camada intermediária foi utilizada brita nº 1 (19,1 mm) a fim de conseguir uma maior área superficial para formação do biofilme.

Figura 11 – Distribuição (a) e drenagem (b) do efluente no WCVD



Fonte: Decezaró (2018)

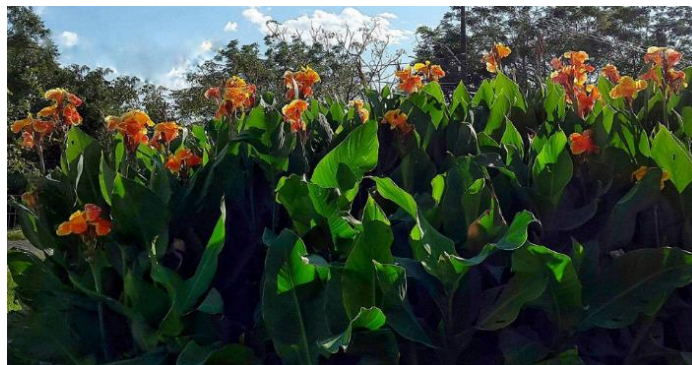
Figura 12 – Corte transversal do WCVD evidenciando a distribuição de material filtrante posicionamento da ventilação de drenagem



Fonte: Decezaró (2018)

Como cobertura vegetal do WCVD foram escolhidos perfilhos de *Canna x generalis* (Figura 13). Por ser uma planta ornamental, esta planta aporta um aspecto paisagístico bonito e atrativo. Perfilhos desta planta foram encontrados nas proximidades da ETE, em Santa Maria, mostrando boa adaptação às condições climáticas locais e resistência às baixas temperaturas no inverno. Além disso, Ormonde (2012), Konnerup, Koottatep e Brix (2009) e Abou-Elela e Hellal (2012) relataram uma boa adaptação e boa eficiência desta planta na remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em *wetlands* construídos.

Figura 13 – Macrófita *Canna x generalis* no WCVD



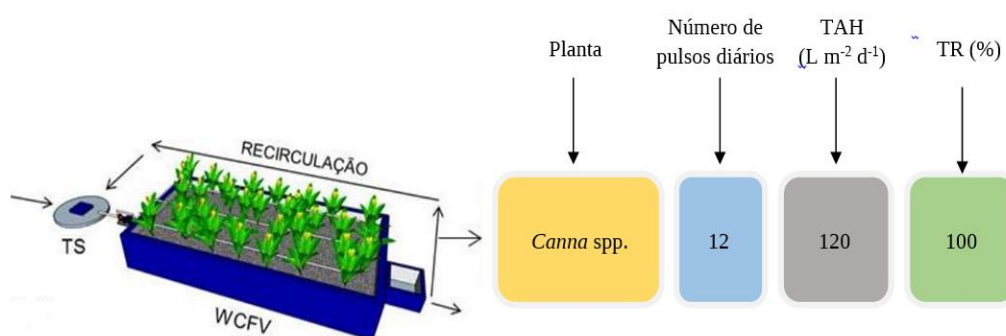
Fonte: Autor.

3.2.3 Condição operacional

Desde o início da sua operação, a ETE experimental tem passado por variações operacionais, com o sistema operando sem recirculação até a aplicação, ao longo do tempo, de TR de 50 a 60% (DECEZARO, 2016, 2018). Este trabalho pretende complementar o conhecimento do papel da recirculação em sistemas TS/WCVD, a fim de obter as condições ideais de operação para uma elevada eficiência de remoção de MO, sólidos, fósforo e, principalmente, nitrogênio. Para isso, foi projetada uma TR de 100%, avaliando o desempenho do sistema no decorrer de 12 meses para uma mesma condição operacional.

Foi projetada uma entrada de esgoto bruto doméstico de 1.500 L d^{-1} direcionados ao TS e uma entrada de 1.500 L d^{-1} correspondentes à recirculação do efluente secundário (efluente WCVD), para uma taxa de recirculação de 100%. O efluente do TS foi direcionado para a alimentação do WCVD (Figura 14).

Figura 14 – Diagrama estrutural para a condição operacional projetada do WCVD



Fonte: Adaptado de Decezaro (2018)

O WCVD foi projetado para uma alimentação intermitente, por bombeamento, com 12 pulsos diários, cada um com um volume de 250 L de efluente primário (efluente TS) distribuídos na superfície do WCVD em um período de 2 minutos. Assim, o volume total de alimentação diário ou vazão de alimentação esperado foi de 3.000 L d⁻¹ e, para a área superficial de 24,5 m², uma TAH de 120 mm d⁻¹. Cada um dos pulsos era dado pela ativação da bomba centrífuga com sucção no TS, a qual era controlada por um temporizador, previamente configurado. A distribuição dos horários de cada pulso e seu correspondente volume de alimentação pode ser visualizado no Tabela 2.

A recirculação do esgoto secundário (tratado no WCVD) foi projetada para um funcionamento intermitente com 12 pulsos de 125 L distribuídos em um período de 2 minutos, totalizando um volume ou vazão de recirculação de 1.500 L d⁻¹. A bomba de recirculação era ativada pelo mesmo temporizador da bomba de alimentação do WCVD, tendo a mesma distribuição de horários, conforme pode ser visualizado na Tabela 2.

Tabela 2 – Condição operacional do WCVD

Número de pulsos/batela-das por dia	Taxa de recirculação (%)	Volume médio de alimentação por pulso (L)	Volume médio de recirculação por pulso (L)	Horários dos pulsos	TAH (mm d ⁻¹)
12	100	250	125	00:30 h	120
				02:30 h	
				04:30 h	
				06:30 h	
				08:30 h	
				10:30 h	
				12:30 h	
				14:30 h	
				16:30 h	
				18:30 h	
				20:30 h	
				22:30 h	

Fonte: Autor.

3.3 MONITORAMENTO DA ÁGUA RESIDUÁRIA

A fim de obter um controle da eficiência e dos possíveis problemas operacionais no sistema, foi realizado um monitoramento contínuo da quantidade e da qualidade do esgoto na sua passagem pelos dois níveis de tratamento, primário e secundário. Tanto o monitoramento

quantitativo como qualitativo foram realizados durante o período compreendido entre maio do 2018 e abril do 2019.

3.3.1 Monitoramento quantitativo

Foi realizado um monitoramento diário dos volumes totalizados de entrada, saída e recirculação no sistema. O controle da vazão ou volume de alimentação das unidades de tratamento foi realizado a partir do uso de medidores de vazão. A medição da vazão de entrada do esgoto bruto no TS foi realizada pelo uso de um medidor ultrassônico (Incontrol, ITS 2000), localizado em um canal livre a montante da unidade. Já para a medição da vazão afluyente ao WCVD foi utilizado um medidor eletromagnético (Incontrol, VMF) para condutos forçados. A vazão de recirculação foi controlada pelo mesmo tipo de medidor eletromagnético utilizado no WCVD.

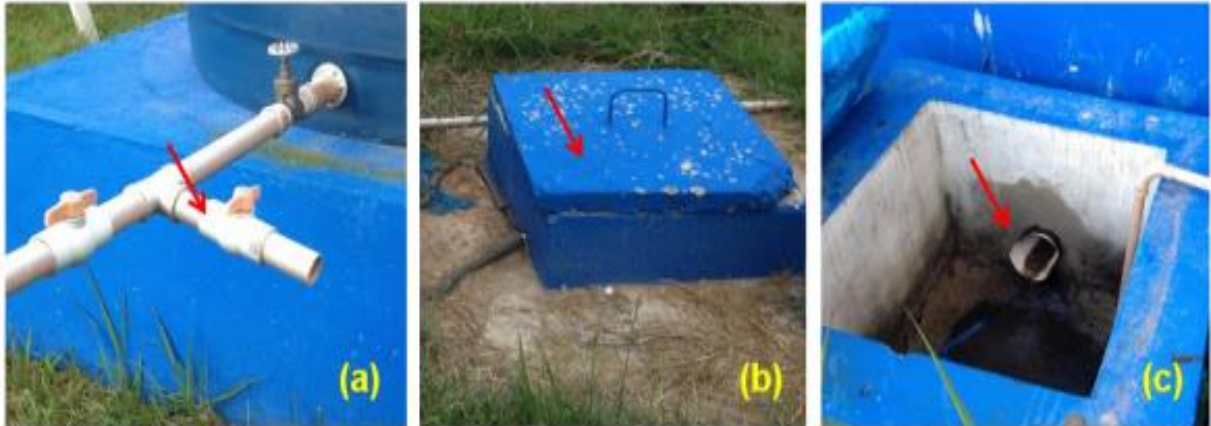
3.3.2 Monitoramento qualitativo

Para o controle da qualidade do esgoto bruto e tratado nas unidades de tratamento foram realizadas coletas e análises físico-químicas quinzenais, com um total de 24 amostras. A coleta de amostras de esgoto foi realizada em três pontos da ETE, na entrada e saída do TS (Figuras 15a e 15b), e na saída do WCVD (Figura 15c). Para o efluente do WCVD foi realizada uma amostragem composta devido à variabilidade da vazão de saída desta unidade. A primeira coleta da amostragem composta foi realizada no tempo de vazão máxima medido desde o início do pulso, determinado por teste hidrodinâmico. As demais coletas foram realizadas em intervalos de dez minutos durante um período de duas horas.

Os parâmetros como temperatura e OD das amostras foram medidos *in situ* com o auxílio de um termômetro de mercúrio e um oxímetro portátil, respectivamente. As amostras foram armazenadas em garrafas de vidro e galões de plástico, colocadas dentro de um recipiente termicamente isolado com manutenção da temperatura ao redor dos 5°C e transportadas para o laboratório em aproximadamente 1h.

Com base no *Standard Methods* (APHA, 2012), foram realizadas análises físico-químicas do esgoto para a determinação de uma série de parâmetros apresentados no Quadro 6. A realização destas análises se deu no Laboratório de Engenharia de Meio Ambiente (LEMA), da UFSM.

Figura 15 – Locais de amostragem: a) Ponto 1 – afluente tanque séptico (esgoto bruto); b) Ponto 2 – efluente tanque séptico; c) Ponto 3 – Efluente WCVD



Fonte: Decezaro (2018)

Quadro 5 – Determinação de parâmetros qualitativos da água e métodos de análise

Parâmetro	Método	Código (APHA, 2012)
pH	Eletrométrico	4500-O G
Alcalinidade total (Alcal. Total)	Titulométrico	2320
Sólidos suspensos totais (SST)	Gravimétrico	2540 D
Sólidos suspensos fixos (SSF)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos suspensos voláteis (SSF)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos totais (ST)	Gravimétrico	2540 B
Sólidos totais fixos (STF)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos totais voláteis (STV)	Gravimétrico	2540 E
Sólidos sedimentáveis (SSd)	Volumétrico	2540 F
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO _{5,20})	Respirométrico	5210 D
Demanda química de oxigênio total (DQO _t)	Colorimétrico	5220 D
Demanda química de oxigênio solúvel (DQO _s)	Colorimétrico	5220 D
Nitrogênio amoniacal (N-NH ₃ , N-NH ₄ ⁺)	Titulométrico	4500-NH ₃ B 4500-NH ₃ C
Nitrogênio total Kjeldahl (NTK)	Titulométrico	4500-N _{org} B
Nitrito (N-NO ₂ ⁻)	Cromatografia Iônica	4110
Nitrato (N-NO ₃ ⁻)	Cromatografia Iônica	4110
Fosfato (P-PO ₄ ³⁻)	Cromatografia Iônica	4110

Fonte: Autor.

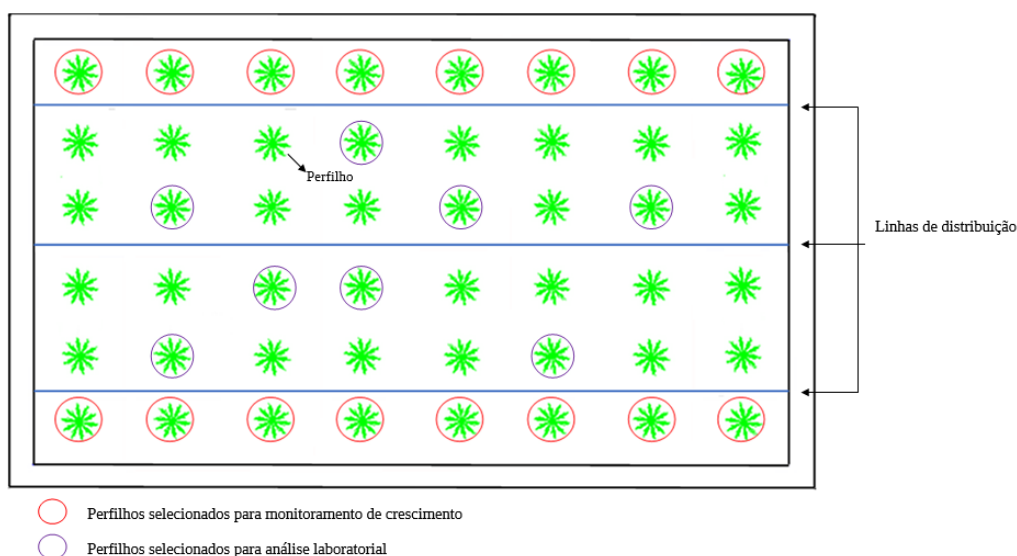
Durante um período de dois meses (ago. 2018 – set. 2018) não foi realizada a análise de DBO_{5,20} devido à falta do inibidor de nitrificação necessário para o ensaio respirométrico, tendo-se assim um total de 19 amostras durante o estudo. No caso do P-PO₄³⁻ as análises foram realizadas a partir de outubro/2018 até março/2019, com um total de 14 amostras, devido à falta da solução padrão necessária para a preparação da curva de calibração na cromatografia iônica.

3.4 MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO

A vegetação do WCVD foi monitorada em termos de número de perfilhos, crescimento (altura), produção de massa seca e assimilação de nutrientes. O número de perfilhos foi contabilizado manualmente após cada corte da vegetação. O crescimento da macrófita foi monitorado durante três períodos de tempo diferentes: período 1 (P1), de 06/05/18 até 11/10/18, compreendendo um total de 158 dias; período 2 (P2), de 11/10/18 até 14/01/19, com um total de 95 dias; período 3 (P3), do 14/01/19 até 29/03/19, finalizando com um total de 74 dias. O início e fim de cada período foi determinado pelo máximo crescimento das macrófitas e posterior corte. O corte realizou-se com um ângulo de aproximadamente 45° nos perfilhos da *Canna x generalis*, a uma distância de 30 cm acima da superfície do material filtrante.

No P1, mediu-se a altura da macrófita quinzenalmente. Nos demais períodos (P2, P3) teve-se uma medição semanal, para um melhor acompanhamento e associação do crescimento da vegetação com o comportamento hidrodinâmico do WCVD. Para a medição, foram selecionados 16 perfilhos de *Canna x generalis* localizados nas bordas laterais do WCVD, como mostrado na Figura 16. Selecionou-se perfilhos localizados na borda devido à facilidade de acesso a estes, sem necessidade de uma abordagem invasiva e destrutiva para acesso a perfilhos localizados na área central do WC. A altura foi medida com auxílio de uma fita métrica, medindo a distância desde o colo da macrófita até a inserção da última folha completamente expandida.

Figura 16 — Esquema do monitoramento de crescimento da *Canna x generalis* no WCVD



As análises laboratoriais foram realizadas após corte da macrófita no fim de cada período. Para as análises foram selecionados 8 perfilhos de forma aleatória dentro do WCVD (Figura 16), os quais após corte foram armazenados em sacos plásticos, com pequenos furos para ventilação, e transportadas para o laboratório em aproximadamente 1h. Os perfilhos selecionados para análise laboratorial foram diferentes a aqueles selecionados para o monitoramento do crescimento, devido a estes últimos não formarem uma amostra representativa, sendo perfilhos localizados unicamente nas bordas laterais da unidade.

As análises de produção de massa seca (pessagem) e dos teores de nutrientes (Nitrogênio total – NT, por digestão, destilação e titulometria e Fósforo total - PT por digestão e espectrofotometria) foram realizadas no Laboratório de Química e Fertilidade do Solo (LQFS) e no Laboratório de Engenharia do Meio Ambiente, da UFSM, e determinadas com base em Análises de solo, plantas e outros materiais (TEDESCO, 1995).

Os parâmetros de monitoramento da vegetação foram calculados a partir das seguintes equações:

$$\text{Taxa de crescimento} = \frac{\text{Altura}}{\text{Tempo}} \quad (21)$$

com:

Altura = altura do perfilho, expresso em cm;

Tempo = expresso em semana.

$$\text{Número de perfilhos} = \frac{\text{Total de perfilhos}}{\text{Área WCVD}} \quad (22)$$

com:

Número de perfilhos = expressa em perfilho m⁻²

Total de perfilhos = quantidade de perfilhos contabilizados no WCVD,

Área WCVD = expressa em m².

$$\text{Produção de biomassa} = \frac{\text{Número de perfilhos} \times \text{Massa seca}}{\text{Tempo}} \quad (23)$$

com:

Produção de biomassa = expressa em g m⁻² semana⁻¹;

Número de perfilhos = expressa em perfilho m⁻²

Massa seca = massa seca por perfilho após corte, expresso em g;

Tempo = tempo de duração do período, expresso em semana;

$$\text{Remoção de N (ou P) pelas plantas} = \frac{\text{Produção de biomassa} \times \text{Assimilação}}{100} \quad (24)$$

com:

Remoção de N (ou P) pelas plantas = expressa em $\text{g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$;

Produção de biomassa = expressa em $\text{g m}^{-2} \text{ semana}^{-1}$;

Assimilação = capacidade de assimilação por perfilho, expressa em %.

3.5 EFICIÊNCIA DO TRATAMENTO

A eficiência do tratamento das águas residuárias foi determinada e avaliada para cada uma das unidades de tratamento, TS e WCVD, como também para o sistema como um todo (eficiência global), com base nos seguintes parâmetros: ST, SS, DBO_5 , DQO_t , NT, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} .

Devido à alimentação intermitente do WCVD e à variação entre a vazão de afluente e efluente nesta unidade, como verificado por Balde (2017), as eficiências foram determinadas em termo de cargas, obtidas pela multiplicação da vazão do fluido e a concentração da substância analisada, conforme a equação 25.

$$\text{Carga (g d}^{-1}\text{)} = \text{vazão média (m}^3 \text{ d}^{-1}\text{)} \times \text{concentração média (g m}^{-3}\text{)} \quad (25)$$

A eficiência do tratamento com base aos parâmetros citados anteriormente foi calculada de acordo com a equação 26.

$$Ef = \frac{C_0 - C_f}{C_0} \times 100 \quad (26)$$

sendo:

Ef = eficiência, em %

C_0 = carga afluente, em (g d^{-1})

C_f = carga efluente, em (g d^{-1})

3.6 BALANÇO DE NITROGÊNIO E FÓSFORO

As transformações de N foram avaliadas com base nas cargas (g d^{-1}) de entrada e saída para cada parcela da série nitrogenada (N-org, N-NH_4^+ , N-NO_3^-) nas unidades de tratamento. Tendo a variação do nitrogênio afluente e efluente tanto para o TS como para o WC, pôde-se analisar quais processos atuaram em estas transformações/remoções, como amonificação, nitrificação, desnitrificação e assimilação pelas plantas.

No caso do P, as cargas foram expressas na forma de ortofosfato livre ($P-PO_4^{3-}$), avaliando a remoção de ortofosfato no WCVD, principalmente pela assimilação das plantas.

3.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

A análise estatística dos dados obtidos quanto aos parâmetros físico-químicos analisados e sua apresentação foi realizada por métodos numéricos (estatística descritiva) e método gráficos (box-plot e séries temporais), respectivamente.

Para comparação entre cargas efluentes ao TS/ afluentes ao WCVD dos poluentes, anterior e posterior aos 210 dias de estudo (seções 4.2.4, 4.2.5, 4.2.6), foi utilizado o teste não paramétrico de Mann-Whitney, em nível de significância igual a 5%. O mesmo teste foi utilizado para a comparação dos valores obtidos para estimação do tempo de percolação hidráulico a partir de hidrogramas de vazão efluente ao WCVD (seção 4.4.2.1). O teste estatístico foi realizado empregando o software R.

3.8 TESTES HIDRODINÂMICOS

O comportamento hidráulico no WCVD foi estudado a partir de ensaios hidrodinâmicos (estimulo/resposta) com traçador (rodamina WT). Durante o período de maio/2018 até março/2019 (10 meses) foram realizados um total de quinze ensaios. Os detalhes destes ensaios são apresentados no Apêndice A. De maio até outubro de 2018 os ensaios foram realizados mensalmente, com um total de sete ensaios. A partir de novembro/2018 até março/2019 foram realizados ensaios quinzenais, com um total de oito ensaios. A mudança da frequência dos ensaios a partir de novembro/2018 foi realizada para um melhor acompanhamento da influência do crescimento das macrófitas (pós-corte) nas características hidráulicas do WCVD. As macrófitas foram cortadas em maio/2018 (início do estudo), outubro/2018 e janeiro/2019.

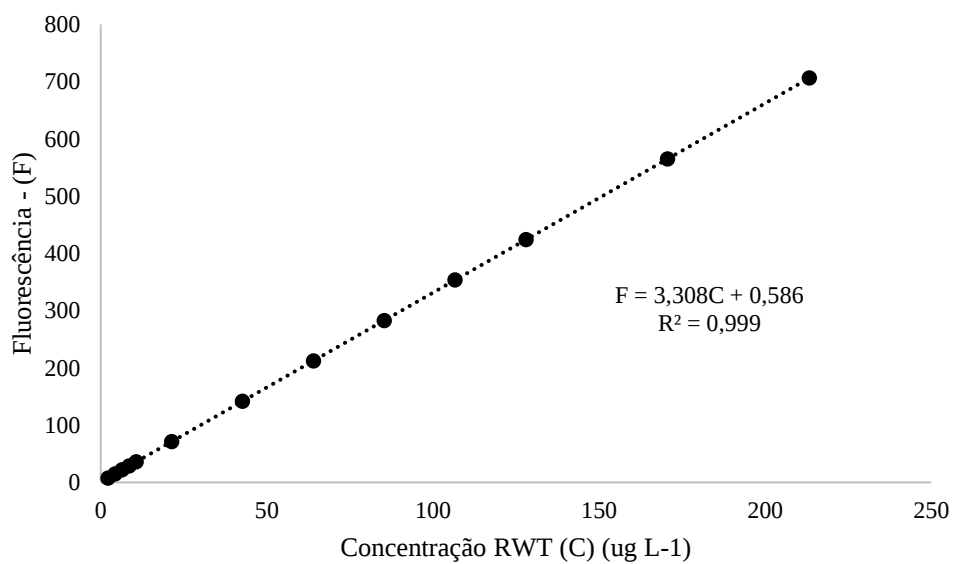
Os testes foram realizados com base nas recomendações apresentadas em um guia elaborado por Headley e Kadlec (2007) para aplicação de testes hidrodinâmicos em WC. Basicamente, um teste hidrodinâmico foi dividido em três partes. A primeira parte consistiu na seleção do traçador a ser utilizado, que, como mencionado anteriormente para este trabalho foi escolhido a rodamina WT (RWT), na forma líquida concentrada (21,33%), e a preparação de uma curva de calibração entre fluorescência x concentração do traçador. Foram selecionadas concentrações de acordo com Giraldi et al. (2009), e a leitura das fluorescências respectivas foi realizada com uso fluorímetro portátil da marca Turner Designs mostrado na Figura 17. A curva determinada (Figura 18) corresponde à mesma utilizada por Decezaro (2016).

Figura 17 – Fluorímetro portátil da marca Turner Designs



Fonte: Autor.

Figura 18 – Curva de calibração para Rodamina WT: Fluorescência x Concentração



Fonte: Autor.

A segunda parte do teste consistiu na aplicação do traçador no volume de alimentação de um pulso do WCVD. Para isso, diluiu-se 1,5 g de RWT em 10 L de água de torneira e

colocou-se dentro do TS, instantes antes do horário do pulso. A RWT foi bem distribuída e misturada dentro do TS para a obtenção de uma solução homogênea.

Por último, a terceira parte consistiu na medição da vazão e da fluorescência afluente ao WCVD, e o registro da fluorescência e vazão efluente da unidade no decorrer do tempo, medidas em intervalos regulares, com leituras mais frequentes em períodos com maior variação de vazão, durante um intervalo de 120 min após início do pulso. As concentrações de RWT foram obtidas com a utilização de uma curva fluorescência x concentração de RWT obtida na primeira parte do teste. Um esquema das três partes apresentadas para realização do teste hidrodinâmico é apresentado na Figura 19.

Para a determinação da área sob a curva C_{pulso} , do tempo médio de percolação (\bar{t}), e das curvas $E(t)$ e $F(t)$, com base nas equações 14, 15, 17 e 18 respectivamente, foi realizada uma consideração: a variável C (concentração) apresentadas nestas equações foi substituída pela carga do traçador (carga = concentração x vazão). Se levou em conta essa consideração devido à variabilidade da vazão efluente do WCVD. As equações já ajustadas são apresentadas no Quadro 7 (LEVENSPIEL, 2000).

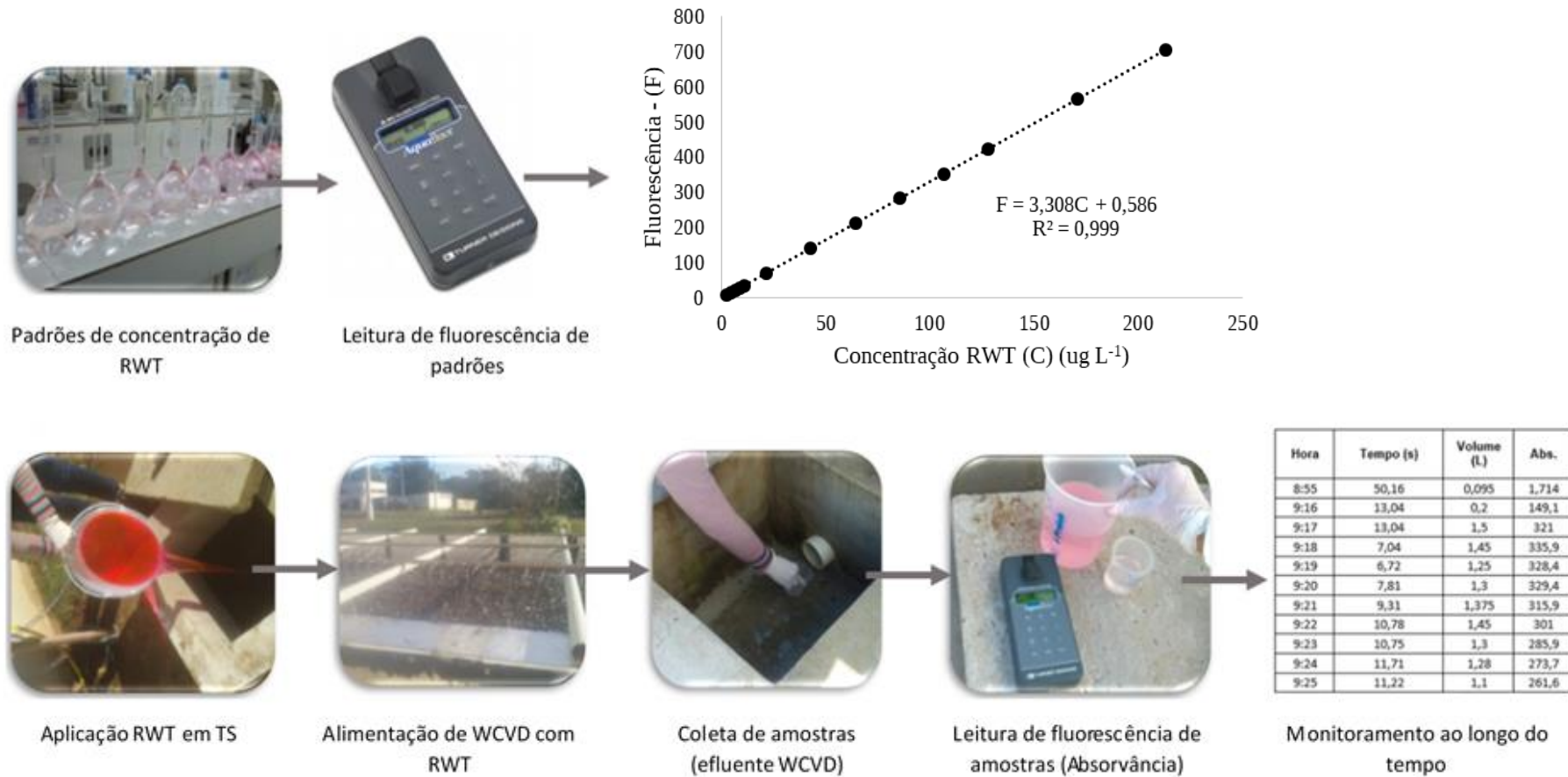
Neste trabalho o tempo médio de residência (\bar{t}) foi chamado de tempo de percolação devido ao WCVD estudado ser do tipo drenagem livre, ou seja, um reator no qual a água residuária aplicada apenas percola, sem ficar retida no sistema.

Quadro 6 – Equações utilizadas para obtenção de parâmetros e curvas de comportamento hidráulico

Parâmetro	Equação
Área sob a curva C_{pulso} (A)	$A = \int_0^{\infty} C(t)Q(t)dt \cong \sum C_i Q_i \Delta t_i \quad [kg]$
Tempo de médio de percolação (\bar{t})	$\bar{t} = \tau = \frac{\int_0^{\infty} t C Q dt}{\int_0^{\infty} C Q dt} \cong \frac{\sum_i t_i C_i Q_i \Delta t_i}{\sum_i C_i Q_i \Delta t_i} \quad [s]$
Função E (t)	$E(t) = \frac{C_i Q_i}{A}$
Função F (t)	$F(t) = \int_0^t E(t)dt \cong \sum E(t)\Delta t$

Fonte: Autor

Figura 19 – Esquema de teste hidrodinâmico com rodamina WT em sistema de TS/WCVD

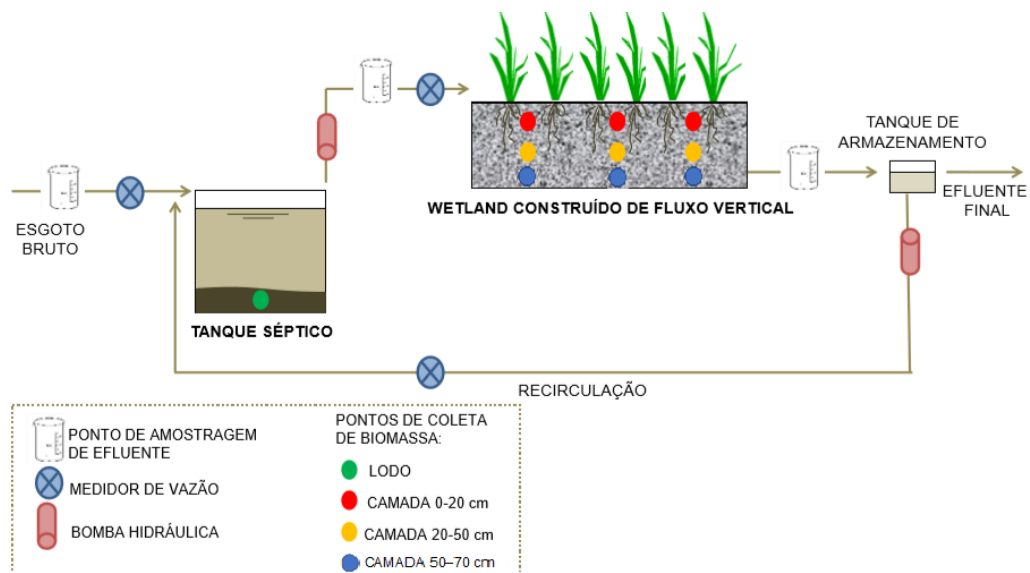


Fonte: Autor.

3.9 CARACTERIZAÇÃO BACTERIANA

Foi realizada a caracterização das comunidades bacterianas encontradas nas unidades de tratamento. No caso do TS, a comunidade bacteriana que foi caracterizada correspondeu àquela encontrada no lodo. Para o WCVD, foi realizada a amostragem da biomassa aderida às raízes e/ou rizomas das macrófitas e daquela ligada ao substrato (brita). Ainda, no WCVD, foram coletadas amostras em diferentes profundidades do leito filtrante, tendo coleta na camada superficial (0-20 cm), na camada intermediária (20-50 cm) e no fundo (50-70 cm) (Figura 20). Foram realizadas duas coletas do material biológico, uma durante o período de inverno/2018 (15/08/2018) e outra durante o período do verão/2019 (11/03/2019). As comunidades bacterianas encontradas nesses períodos, foram associadas às características físico-químicas da água afluyente e efluente às unidades de tratamento, sendo que para o inverno/2018 teve-se um total de 5 amostras e no verão/2019 foram coletadas um total de 6 amostras tanto para o afluyente como para o efluente.

Figura 20 – 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 sequenciamento de DNA



Fonte: Adaptado Decezaró (2018).

Para a coleta e preparo do material biológico, foram utilizados os seguintes materiais: frascos de vidro, tubos de 50 mL (Falcon), cápsulas de porcelana, balde, escovas, água destilada, espátulas, pá de concha, entre outros. Todos os materiais anteriormente citados foram esterilizados em autoclave com exceção da pá de concha. A pá de concha foi utilizada para

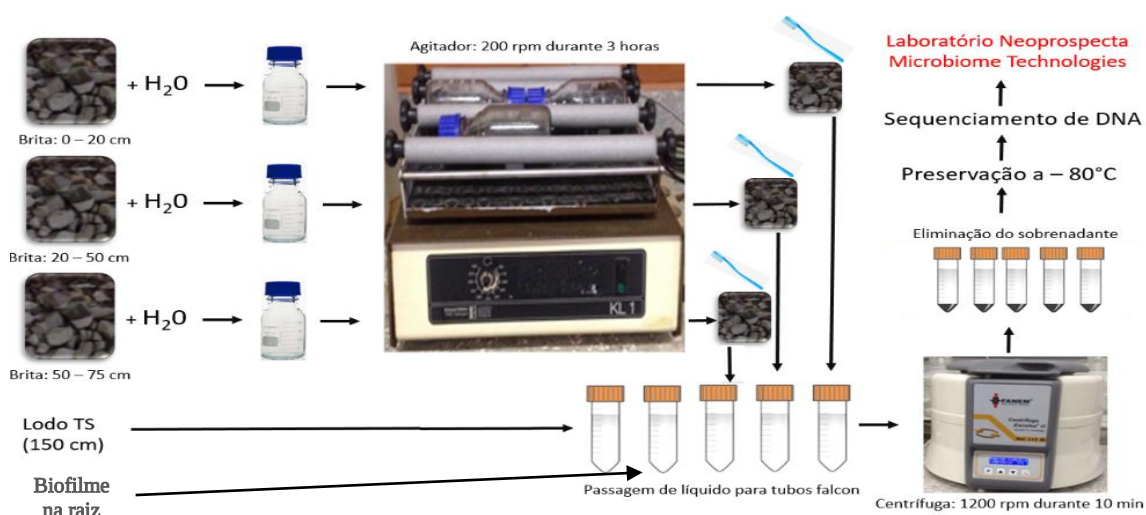
coleta de brita e de rizosfera do WCVD e sua esterilização, antes e entre cada tipo de amostra, foi realizada *in situ* com álcool 95% e fogo.

No TS as amostras de lodo foram coletadas ao fundo e na região central do tanque, com auxílio de um balde com corda. Para o WCVD as amostras de brita e raízes foram coletadas em triplicada, em três pontos escolhidos de forma aleatória. Imediatamente após a coleta, todas as amostras colocaram-se em frascos de vidro, preservadas a 4°C e encaminhadas para o LEMA.

No laboratório, os frascos contendo as amostras de brita e raízes foram agitados a uma velocidade de 200 rpm durante 3 horas, para uma separação parcial da biomassa aderida. Após agitação, o material líquido (biomassa despreendida) foi transferido para tubos de centrifugação (Falcon) de 50 mL. As amostras de brita contida nos frascos após agitação foram escovadas para um maior despreendimento da biomassa. O líquido resultante da escovação também foi transferido para os tubos. No caso do lodo, as amostras foram diretamente transferidas para os tubos de centrifugação. Com todas as amostras contidas nos tubos, se procedeu a centrifugação (1.200 rpm) durante 10 min.

Após centrifugação, o material sobrenadante dos falcons foi descartado e os *pellets* resultantes foram preservados em temperatura aproximada de - 80°C, no Laboratório de Manejo Integrado de Pragas (LaMIP), localizado na UFSM. Posteriormente, os pellets foram enviados para sequenciamento de DNA de Nova Geração (Next Generation Sequencing – NGS), na Neoprospecta, em Florianópolis – SC. Na Figura 21 é apresentado um esquema de coleta e preparo das amostras biológicas.

Figura 21 – Esquema mostrando as principais etapas utilizadas para concentração de biomassa das amostras, incluindo o despreendimento da biomassa contida na brita, raiz e o processamento do lodo do TS



Fonte: Adaptado de Decezaro (2018).

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).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nesta seção são apresentados os resultados obtidos em relação ao sistema TS/WCVD quanto a: vazão e taxa hidráulica, remoção de poluentes, crescimento e papel da vegetação no WCVD, comportamento hidráulico e caracterização da comunidade bacteriana na ciclagem do N.

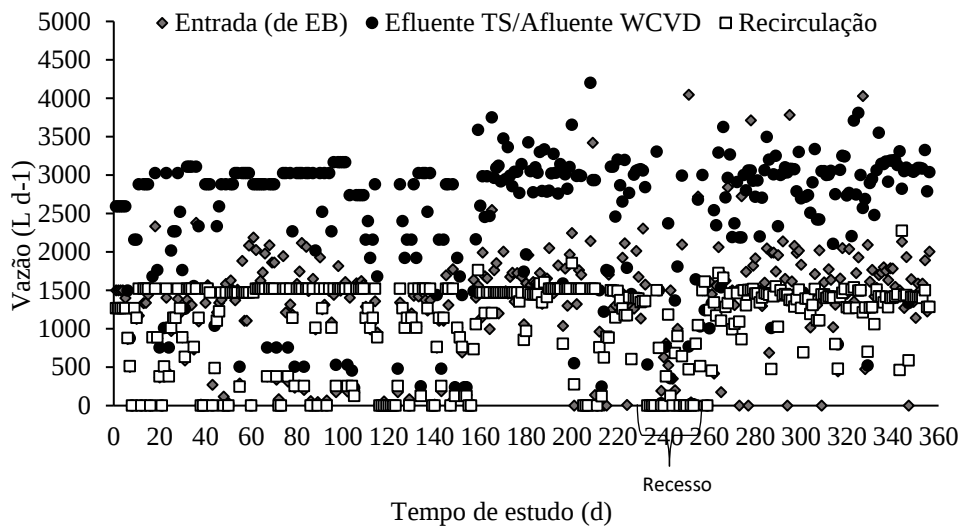
4.1 MONITORAMENTO DE VAZÕES

Durante o período de estudo de 360 dias (mai.2018-abr.2019), a ETE experimental operou com uma vazão média de 1179 L d⁻¹, atendendo 81% da vazão de projeto (1500 L d⁻¹). De forma discriminada, a ETE trabalhou com as seguintes vazões médias: entrada (de EB) de 1179 L d⁻¹, recirculação de 1078 L d⁻¹, afluyente ao TS de 2294 L d⁻¹ (entrada + recirculação), efluente TS/afluente WCVD de 2205 L d⁻¹, efluente do WCVD de 2205 L d⁻¹ e, saída 1127 L d⁻¹ (efluente WCVD - recirculação). A vazão efluente ao WCVD foi considerada igual à afluyente, sem levar em conta perdas na unidade (evapotranspiração e retenção em zonas mortas). Nestas condições, foi determinada uma TR de 90%, diferente à TR de 100% esperada, e uma TAH média de 90 mm d⁻¹ no WCVD.

O não atendimento da vazão de projeto e da TR esperada foi relacionado aos problemas operacionais e mal funcionamento dos equipamentos utilizados na ETE. Durante o estudo, teve-se dias ou períodos de manutenção das bombas de alimentação e recirculação devido a problemas mecânicos ou elétricos, deixando a ETE sem operação. Também, a falta de precisão das bombas de alimentação do WCVD e de recirculação não permitiram a manutenção das vazões projetadas. Além disso, a perda de escorva destas últimas levava a uma alimentação irregular do sistema, as vezes com vazões menores das esperadas.

Alguns dos problemas de alimentação dentro da ETE, comentados anteriormente, são apresentados na Figura 22, que contempla a variação das vazões (monitoradas) na ETE. As vazões variaram de: 4045 a 0 L d⁻¹ de entrada (EB), 4200 a 0 L d⁻¹ de efluente TS/afluente WCVD e de 2275 a 0 L d⁻¹ de recirculação. Os dias com valores de vazões baixas ou iguais a 0 foram períodos de manutenção e perda de escorva das bombas, e por falta de esgoto no recesso de fim de ano entre os 234 e 253 dias do estudo (ferias acadêmicas-dez.2018/jan.2019). Já os dias com vazões elevadas, superiores aos 1500 L d⁻¹ na entrada (EB), 3000 L d⁻¹ efluente TS/afluente ao WCVD e 1500 L d⁻¹ de recirculação esperados, foram relacionados à falta de precisão das bombas.

Figura 22 – Monitoramento de vazões na ETE experimental ao longo do tempo



Fonte: Autor.

4.2 CARACTERIZAÇÃO FÍSICO-QUÍMICA

Os resultados do monitoramento físico-químico são apresentados na Tabela 3, tendo seus dados brutos disponíveis no Apêndice B. Segundo a classificação apresentada por Metcalf e Eddy (2016), o esgoto bruto avaliado neste trabalho pode ser considerado um esgoto forte, com concentrações médias de ST, SS, $DBO_{5,20}$, DQO, NT, $N-NH_4^+$ e $N-NO_3^-$ iguais ou superiores a 1230, 400, 350, 800, 70, 45 e 0 $mg L^{-1}$, respectivamente. Em relação ao TS, foram observados valores de SS e DQO_t no efluente superiores ao afluente. Este fenômeno pode estar relacionado ao arraste do lodo acumulado no dispositivo, o qual será discutido nas seções 4.2.4, 4.2.5 e 4.2.6.

Em relação ao efluente final e eficiência do tratamento, realizou-se uma avaliação quanto às restrições impostas pela legislação brasileira para lançamento de efluentes em corpos hídricos, conforme a Tabela 4. O efluente foi avaliado com base aos parâmetros determinados neste trabalho (pH, $DBO_{5,20}$, DQO_t , sólidos e as formas nitrogenadas), ressaltando que os demais parâmetros encontrados na legislação devem ser contemplados para a real aptidão de lançamento do efluente. A avaliação mostrou aptidão para lançamento conforme as resoluções nº 430/2011 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA e a nº 355/2017 do Conselho Estadual do Meio Ambiente-CONSEMA quando considerado as concentrações médias dos parâmetros no efluente, sendo o sistema TS/WCVD adequado para um tratamento eficiente de esgoto doméstico. Porém, deve-se salientar que durante o período de estudo foram reportados

alguns valores superiores de DBO_{5,20}, SSd, SS e N-NH₄⁺ aos estipulados nessas resoluções. Assim recomenda-se um monitoramento periódico e prolongado do sistema, para avaliar a possível necessidade de implementação de tratamento terciário para o atendimento regular dos critérios e padrões de lançamento estabelecidos na legislação. Também, salienta-se que uma avaliação da condição quali-quantitativa do corpo receptor deve ser realizada, pré e pós mistura com o efluente lançado, com base à CONAMA 357/05. Neste sentido, o efluente lançado não deve alterar negativamente a classe do corpo receptor, definida por esta legislação, a fim de evitar um efeito adverso na qualidade deste último.

Tabela 3 – Caracterização qualitativa, média (desvio padrão), do afluente e efluente às unidades de tratamento do sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação

Parâmetros	Unidade	Esgoto bruto (Entrada)	Afluente TS*	Efluente TS	Efluente WCVD (Saída)
pH		7,5 (0,3)	7,3 (0,2)	7,2 (0,2)	7,1 (0,3)
Temperatura	°C	21 (4)	21 (4)	21 (4)	21 (4)
OD	mg L ⁻¹	-	1,6 (0,4)	0,2 (0,2)	1,6 (0,4)
Alcalinidade total (CaCO ₃)	mg L ⁻¹	395 (61)	276 (54)	323 (94)	140 (56)
Sólidos Totais (ST)	mg L ⁻¹	1554 (1010)	1101 (553)	1077 (544)	590 (77)
Voláteis (STV)	mg L ⁻¹	1072 (794)	694 (429)	637 (399)	268 (54)
Fixos (STF)	mg L ⁻¹	483 (222)	407 (131)	444 (157)	321 (59)
Sólidos em Suspensão (SS)	mg L ⁻¹	1025 (916)	580 (494)	662 (554)	79 (38)
Voláteis (SSV)	mg L ⁻¹	876 (770)	497 (415)	544 (426)	69 (30)
Fixos (SSF)	mg L ⁻¹	149 (158)	84 (85)	117 (143)	10 (11)
Sólidos Dissolvidos (SD)	mg L ⁻¹	530 (179)	521 (113)	415 (116)	511 (63)
Voláteis (SDV)	mg L ⁻¹	195 (117)	197 (83)	94 (114)	200 (67)
Fixos (SDF)	mg L ⁻¹	334 (112)	323 (76)	323 (50)	311 (54)
Sólidos Sedimentáveis (SSd)	mL L ⁻¹	27 (28)	14 (15)	14 (15)	0,5 (0,4)
DBO _{5,20}	mg L ⁻¹	722 (400)	439 (217)	357 (186)	118 (81)
DQO _t	mg L ⁻¹	1165 (621)	701 (351)	734 (363)	178 (112)
DQO _s	mg L ⁻¹	263 (80)	167 (52)	121 (70)	59 (37)
NT	mg L ⁻¹	135 (48)	92 (28)	80 (31)	44 (12)
N-org	mg L ⁻¹	63 (46)	38 (26)	30 (22)	10 (6)
N-NH ₄ ⁺	mg L ⁻¹	71 (23)	45 (14)	48 (24)	14 (7)
N-NO ₂ ⁻	mg L ⁻¹	-	0,3 (0,2)	0,2 (0,5)	0,6 (0,4)
N-NO ₃ ⁻	mg L ⁻¹	2 (2)	8,4 (4,3)	1 (1)	19 (8)
P-PO ₃ ⁴⁻	mg L ⁻¹	12 (2)	12 (2)	10 (3)	10 (2)

*Os parâmetros do afluente ao TS apresentam valores de concentração distintos ao do esgoto bruto devido ao efeito de diluição por causa do efluente do WCVD recirculado

(-) Não detectado/Não determinado

Fonte: Autor.

Tabela 4 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema TS/WCVD considerando diferentes legislações

Parâmetro		Valores de referência		Efluente sistema TS/WCVD					
		CONAMA 430/2011	CONSEMA 355/2017	Concentração (mg L ⁻¹)			Remoção (%)		
				Méd.	Min	Máx.	Méd.	Min	Máx.
pH	Restrição	5 ≤ x ≤ 9	6 ≤ x ≤ 9	7,1	6,2	7,8	-	-	-
	Status	OK	OK						
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	Restrição	≤ 120 mg L ⁻¹ ou 60%	≤ 120 mg L ⁻¹ (Q* < 100 m ³ d ⁻¹)	119	10	185	84	34	97
	Status	OK	OK						
DQO _t (mg L ⁻¹)	Restrição	-	≤ 330 mg L ⁻¹ (Q* < 100 m ³ d ⁻¹)	178	30	259	85	31	97
	Status	OK	OK						
Sólidos (mg L ⁻¹)	Restrição	SSd ≤ 1,0 mL L ⁻¹	SSd ≤ 1,0 mL L ⁻¹	0,5 (mL L ⁻¹)	<0,1 (mL L ⁻¹)	1,4 (mL L ⁻¹)	98	63	100
	Status	OK	OK						
	Restrição	-	SS ≤ 140 mg L ⁻¹	79	36	156	92	31	98
	Status	OK	OK						
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	Restrição	≤ 20	≤ 20 (Q* < 100 m ³ d ⁻¹)	15	3	32	79	60	94
	Status	OK	OK						

*Q = vazão de lançamento, em m³ d⁻¹.

Nota: As células em cinza representam os casos tais que o parâmetro (considerando o valor médio de concentração e/ou eficiência) encontra-se apto para ser lançado com a respectiva normativa legal

Fonte: Adaptado de Rouso et al. (2017).

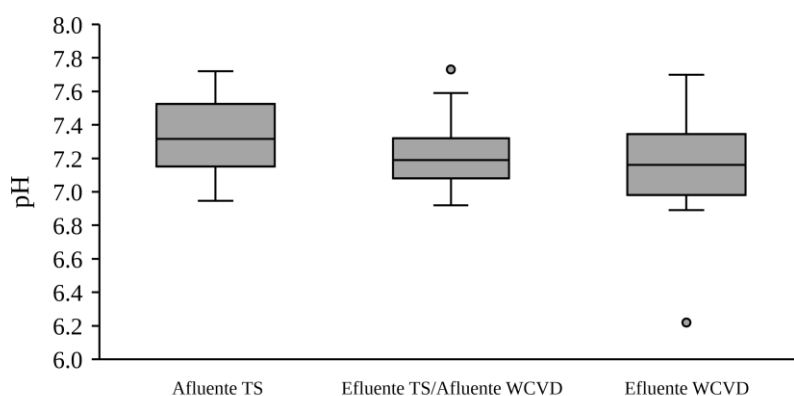
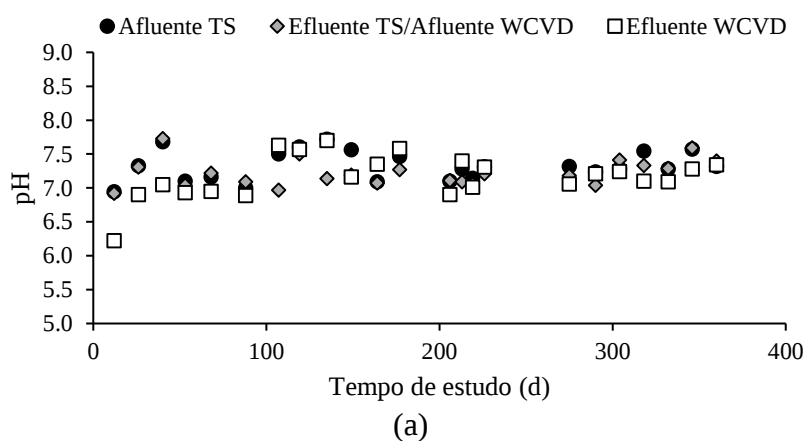
4.2.1 pH e alcalinidade total

Neste trabalho, o pH manteve-se na faixa 6,2 - 7,7 durante todo o tratamento, com um valor médio de 7,2. De forma discriminada, o pH variou entre 6,9 - 7,7 para o TS, e 6,2 - 7,7 para o WCVD. De acordo com Metcalf e Eddy (2016), estas são condições ideais para uma boa atividade e diversidade da microbiota, sendo os valores típicos de pH para estas condições de 6 a 9. Estes resultados podem ser observados na Figura 23, onde mostra-se a variação do pH no decorrer do estudo e o relativo diagrama de caixas (*box-plot*).

Em média, tanto o TS como o WCVD mantiveram-se em condições neutras, com pH em torno de 7. No TS, a variação do pH pode estar relacionada às etapas da digestão anaeróbia da MO e às transformações do N. Nesta unidade, os valores abaixo da neutralidade (pH < 7) podem estar associados à liberação de ácidos graxos voláteis na etapa da acidogênese da digestão da MO (PIVELI e KATO, 2006), enquanto que valores acima da neutralidade (pH > 7) pode estar associados ao aumento da alcalinidade pela formação de carbonato de amônia (NH₄HCO₃) durante a amonificação, e na formação de radicais hidroxila (OH⁻) durante a desnitrificação (METCALF e EDDY, 2016).

Os processos comentados anteriormente também podem ocorrer no WCVD, porém em menor intensidade, sendo este um reator predominantemente aeróbio. Os valores abaixo da neutralidade no WCVD podem ser relacionados ao processo da nitrificação, o qual pode ser intensificado neste tipo de reator. Na nitrificação tem-se liberação de íons de hidrogênio (H^+) que consomem a alcalinidade do meio, com possível diminuição do pH (PIVELI e KATO, 2006). Como observado na Figura 23b, o afluente ao WCVD mantém-se, em média, com pH acima de 7, o qual favorece a atividade das bactérias nitrificantes, com faixa de pH ideal de atuação entre 7,5 e 8,5 (SANT'ANNA, 2013).

Figura 23 – Variação do pH no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



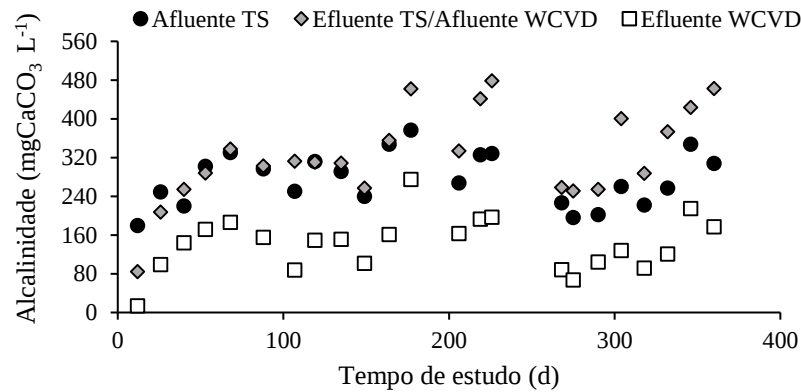
Nota: Segmento horizontal superior: limite superior dos dados; Segmento horizontal médio: mediana dos dados; Segmento horizontal inferior: limite inferior dos dados; Ponto fora do diagrama de caixa: dados discrepantes (*outliers*).

(b)

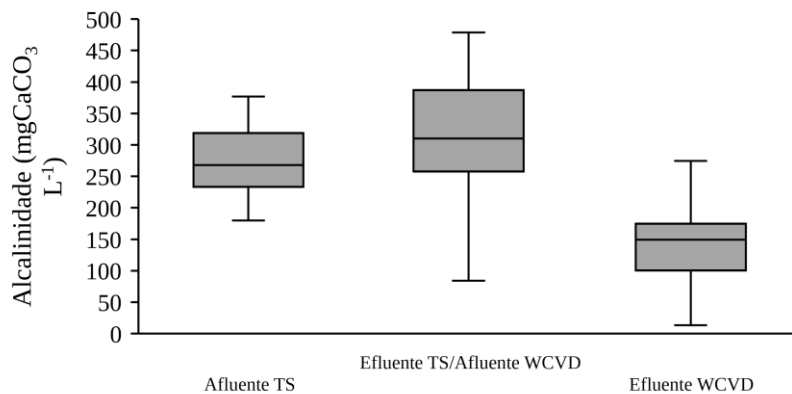
Fonte: Autor.

Um parâmetro relacionado com a mudança do pH no meio é a alcalinidade. Na Figura 24, são apresentados os valores de alcalinidade (total) ao longo do tempo, junto com o diagrama de caixas associado. Durante todo o período de estudo foi observado um aumento da alcalinidade na passagem da água pelo TS e um consumo da mesma no WCVD, a exceção da primeira amostragem realizada. Como mencionado anteriormente, a amonificação pode ser um dos principais processos que contribui com o aumento da alcalinidade dentro do TS. Com base nas relações estequiométricas, durante a amonificação, tem-se uma produção de 50 g de alcalinidade por mol de nitrogênio (14 g) amonificado (MOTA e VON SPERLING, 2009).

Figura 24 – Variação da alcalinidade no sistema TS/WCVD (n=23) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



(a)



(b)

Fonte: Autor.

O consumo da alcalinidade no WCVD pode estar relacionado ao processo de nitrificação. No processo da nitrificação, tem-se um consumo de 100 g de alcalinidade por mol

de nitrogênio oxidado (SANT'ANNA, 2013). Ainda, foi observado que, após consumo, a alcalinidade residual média no efluente do WCVD ($141 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ apresentados na Tabela 3) atinge os valores mínimos recomendados de $70 - 80 \text{ mg CaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para a manutenção do pH da água na neutralidade pós-tratamento (METCALF e EDDY, 2016).

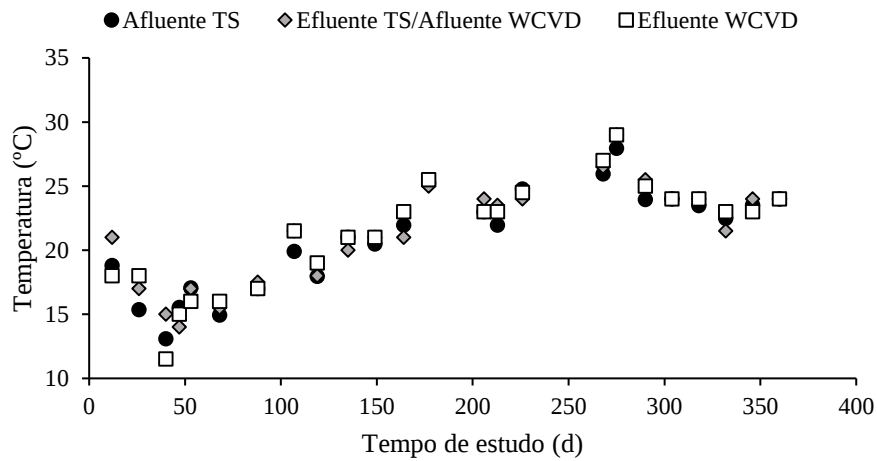
Como mencionado anteriormente, no início do estudo (primeira amostragem) teve-se um maior consumo de alcalinidade no TS (Figura 24), tendo-se uma alcalinidade residual (efluente) inferior a $90 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ (carga de $186,2 \text{ gCaCO}_3 \text{ d}^{-1}$). Este consumo pode ser devido a um desequilíbrio na digestão anaeróbia, sem uso dos ácidos orgânicos por parte das arqueas metanogênicas (PIVELI e KATO,2006). Contudo, para esse dia, o pH do efluente do TS permaneceu inalterado, quando comparado com o afluente. Porém, na passagem pelo WCVD, também teve-se consumo da alcalinidade, esta vez produzindo uma diminuição do pH de 6,9, chegando ao mínimo valor encontrado nesse trabalho, de 6,2 (Figura 23). Isto mostra, que alcalinidades inferiores a $90 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ poderiam comprometer o processo de nitrificação em WCVD, podendo tornar o meio ácido, afetando a atividade das bactérias nitrificantes.

O aumento da alcalinidade no TS e seu consumo no WCVD também foi observado por Decezaró (2016), trabalhando na mesma ETE, porém em condição operacional diferente (sem recirculação). Comparado às alcalinidades e valores de pH determinadas neste trabalho ($276 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ afluente TS e pH 7,3, $324 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ efluente TS e pH 7,2, $141 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ efluente WCVD e pH 7,2), as cargas afluente ($373 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e pH 7,3) e efluente ao TS ($393 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e pH 7,3) e efluente ao WCVD ($180 \text{ mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e pH 7,0) obtidas por Decezaró (2016) não tiveram diferença significativa ($p > 0,05$). Nesse sentido, a variação da alcalinidade poderia não ser afetada de forma expressiva pela recirculação no sistema.

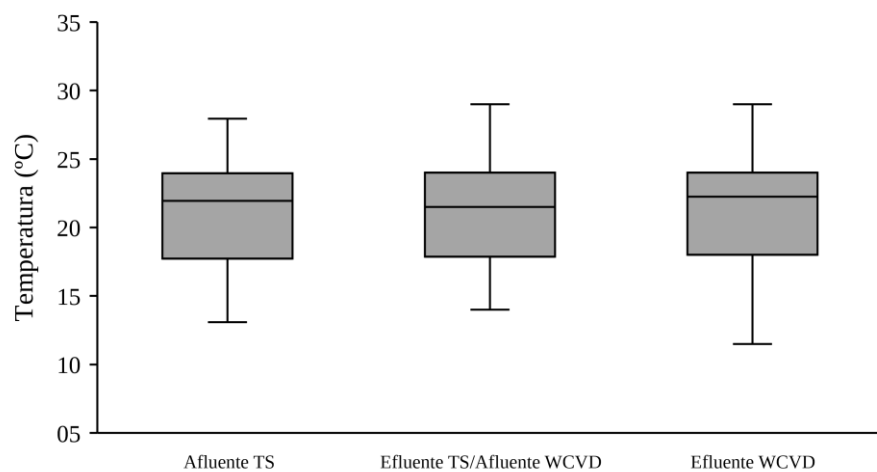
4.2.2 Temperatura

A temperatura da água dentro do sistema (TS/WCVD) variou entre 11 e 29 °C, com um valor médio de 20 °C. Para o TS teve-se uma variação de 13 a 29 °C, com média de 21 °C, e para o WCVD uma variação de 11 a 29 °C, também com média de 21 °C. Estas variações podem ser observadas na Figura 25. As temperaturas nos três pontos (afluente ao TS, efluente do TS efluente do WCVD) não apresentaram diferenças significativas ($p > 0,05$), podendo dizer que, tanto o TS como o WCVD, não interferem significativamente na variação da temperatura da água na sua passagem pela ETE.

Figura 25 – Variação da temperatura no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



(a)



(b)

Fonte: Autor.

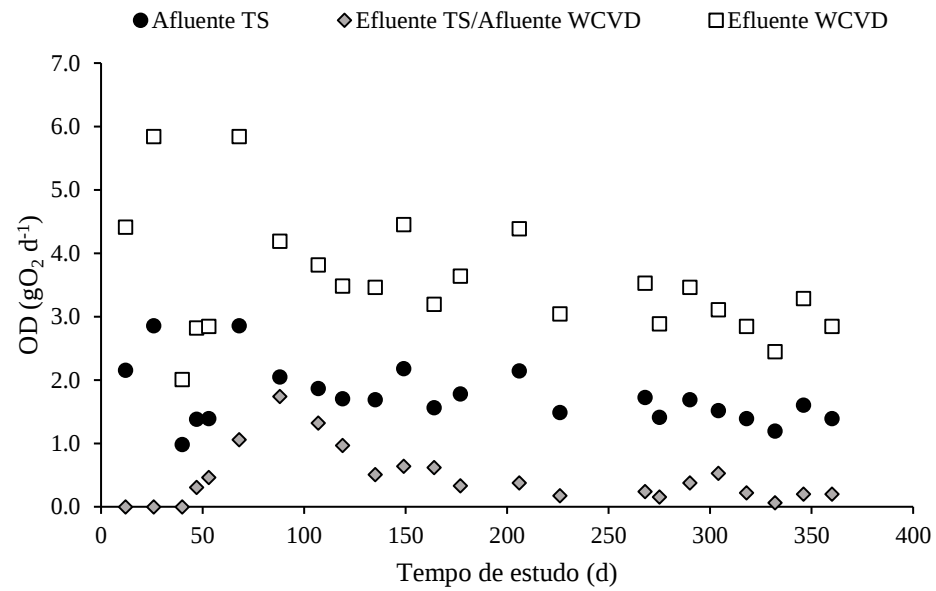
No TS, as temperaturas determinadas caracterizam uma digestão anaeróbia predominantemente mesófila (SANT'ANNA, 2013). Quanto às transformações do N, os processos de amonificação e desnitrificação têm as faixas de temperatura ideais de 40 a 60 °C (VYMAZAL, 1995) e de 25 a 35 °C (SANT'ANNA, 2013), respectivamente. Além disso, temperaturas entre 20 a 43 °C possibilitam o desenvolvimento de bactérias anammox no TS (em condição anóxica), com otimização do processo entre 30 e 40 °C (SANT'ANNA, 2013). Já para o WCVD, a faixa de temperatura entre 25 a 30 °C torna-se ideal para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes, porém para temperaturas abaixo de 15 °C as taxas de nitrificação podem sofrer quedas significativas (SANT'ANNA, 2013).

4.2.3 Oxigênio dissolvido

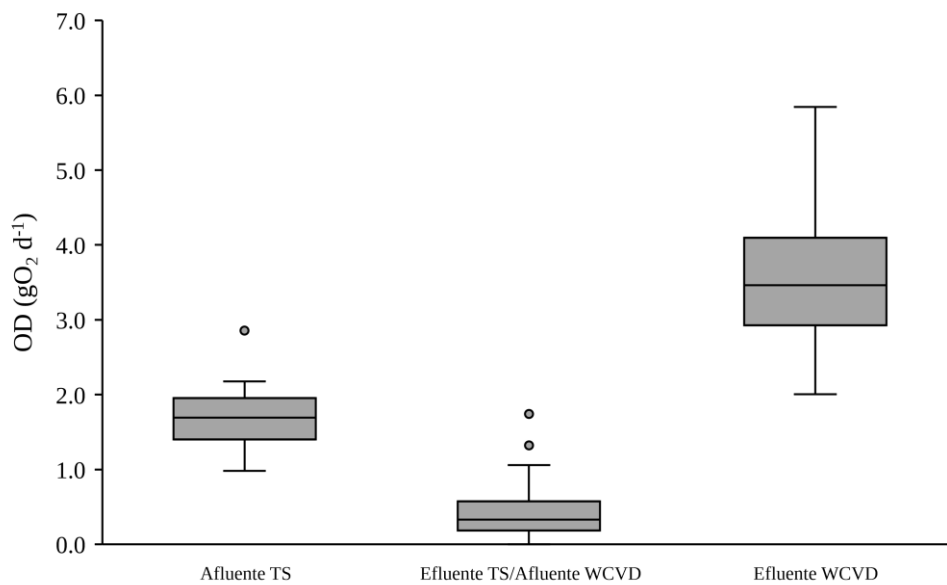
Na Figura 26 é apresentada a variação do OD afluente e efluente ao TS e ao WCVD. Para o TS, o afluente contribuiu com OD variando de 1,0 a 2,9 gO₂ d⁻¹, com média de 1,7 mgO₂ L⁻¹, e o efluente em uma faixa de 0 a 1,7 gO₂ d⁻¹, com média de 0,5 gO₂ d⁻¹. A ocorrência de OD no efluente do TS indica que o reator não manteve condições anaeróbias/anóxicas na sua totalidade. A entrada de oxigênio ao TS deve-se ao OD disponível no efluente recirculado (efluente do WCVD), não se tendo contribuição por parte do EB, sendo as concentrações neste último não detectáveis ou desprezíveis. De acordo com Sant'anna (2013), a presença de oxigênio em reatores anaeróbios/anóxicos pode ser prejudicial para a microbiota, podendo afetar a digestão da MO e/ou a desnitrificação. Porém, deve-se salientar que o OD detectado no TS foi relativo a uma profundidade de 0,75 m (metade da sua profundidade total), e as condições no fundo (lodo acumulado) não foram verificadas. A avaliação da comunidade bacteriana (seção 4.5) mostrou elevada abundância de bactérias anaeróbias no lodo, indicando predominância das condições anaeróbias/anóxicas do meio.

No caso do efluente do WCVD, teve-se uma carga variando de 2,0 a 5,8 gO₂ d⁻¹, com valor médio de 3,6 gO₂ d⁻¹. A presença de OD no efluente do WCVD indica a boa aeração da unidade e/ou a rápida percolação da água pelo leito, com disponibilização do oxigênio necessário para os processos oxidativos da MO. Decezaro (2018), trabalhando com o mesmo sistema (TS/WCVD) deste estudo, com diferentes condições operacionais, com e sem recirculação, determinou uma carga média de 2,9 gO₂ d⁻¹ no efluente do WCVD, com eficiência de remoção média da MO em relação à DBO_{5,20} de 46%. Decezaro (2019) quantificou, pelo método do traçador gasoso, a transferência de oxigênio no WCVD e também estimou, a partir de relações estequiométricas, a quantidade de oxigênio consumida no sistema, para degradação da MO e nitrificação. Os resultados da pesquisa mostraram que o oxigênio transferido para o WCVD foi suficiente e ainda, superior à quantidade de oxigênio necessária para uma completa remoção da MO biodegradável e nitrificação, trabalhando com cargas elevadas de DQO_t de 980 g d⁻¹ e de NTK de 171,5 g d⁻¹.

Figura 26 – Variação do oxigênio dissolvido (OD) no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



(a)



(b)

Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

4.2.4 Remoção de sólidos

Os sólidos foram avaliados em relação aos parâmetros ST e SS. As cargas médias destes, afluentes e efluentes ao sistema, são apresentadas na Tabela 5. Nas Figuras 27 e 28 mostra-se as variações de ST e SS ao longo do tempo, respectivamente. As variações das frações fixas e voláteis estão representadas pelo diagrama de caixas nas Figuras 27b e 28b. Ainda, na Figura 29, são apresentadas as cargas afluentes e efluentes de SSd.

Tabela 5 – Valores médios (desvio padrão) de sólidos no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação

Parâmetro*	Ponto de amostragem	Afluente TS	Efluente TS/Afluente WCVD	Efluente WCVD
	ST		2526 (1268)	2376 (1200)
STV		1592 (985)	1406 (879)	592 (120)
STF		933 (301)	970 (346)	708 (130)
SS		1331 (1132)	1461 (1223)	174 (83)
SSV		1139 (951)	1199 (939)	152 (65)
SSF		192 (196)	257 (316)	22 (24)

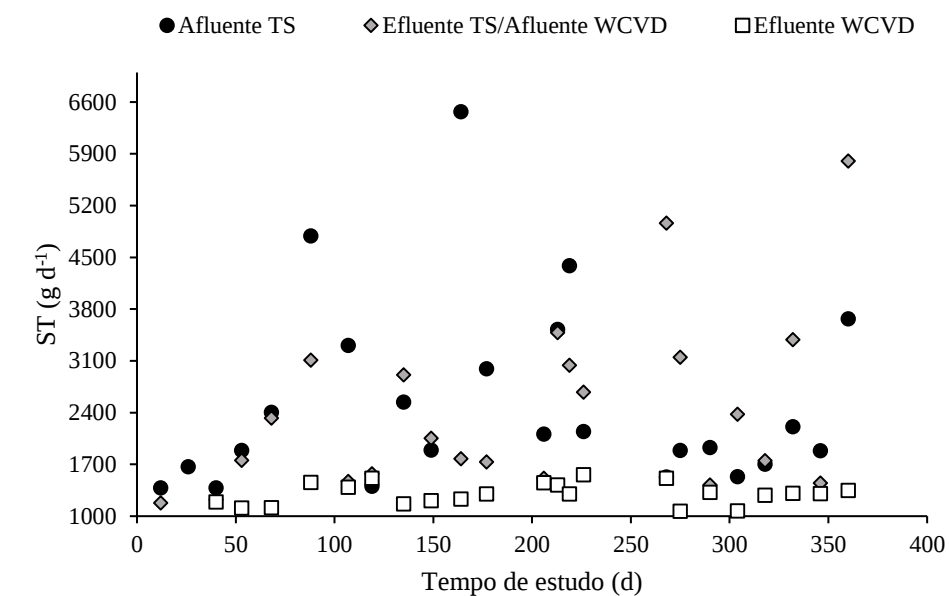
*Valores em g d⁻¹.

Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

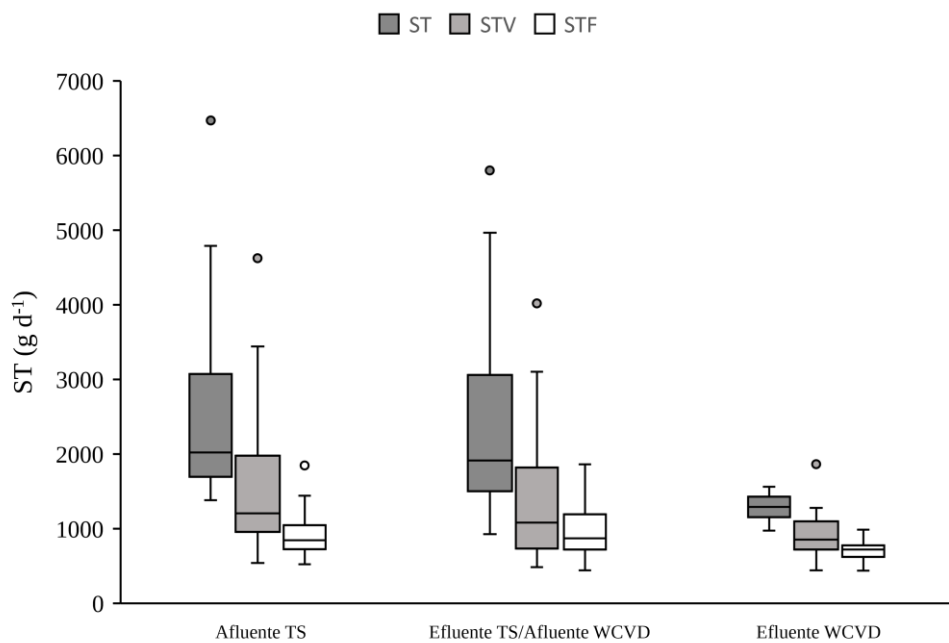
Fonte: Autor.

De acordo com os valores médios apresentados na Tabela 5, o efluente do TS apresentou maior carga de SS que o afluente. Isto também pode ser verificado pelas médias afluente e efluente de ST no TS, as quais não apresentaram diferença significativa ($p > 0,05$). De fato, na Figuras 27a e 28a pode ser observado, a partir do dia 210, um considerável aumento nas cargas de ST e SS efluentes ao TS respectivamente, superiores às afluentes. Este fenômeno está associado ao arraste do lodo acumulado na unidade. O TS foi projetado para um intervalo de limpeza anual. No entanto, a última limpeza para remoção do lodo acumulado do TS foi realizada em março de 2017, transcorrendo o período de um ano sem limpeza até o início deste estudo (mar. 2018). Observando a Figura 29, relativa às cargas de SSd, tem-se um aumento gradativo da carga efluente ao TS, que segundo Jordão e Pessoa (2014) permite estabelecer o período de limpeza e controle operacional das unidades subsequentes. Cabe ressaltar que foram realizadas duas limpezas manuais, aos 290 e 346 dias do estudo, com retirada aproximada de 320 L de lodo em cada, as quais apenas amorteceram o arraste do lodo de uma a duas semanas.

Figura 27 – Variação dos sólidos totais (ST) no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 – 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



(a)

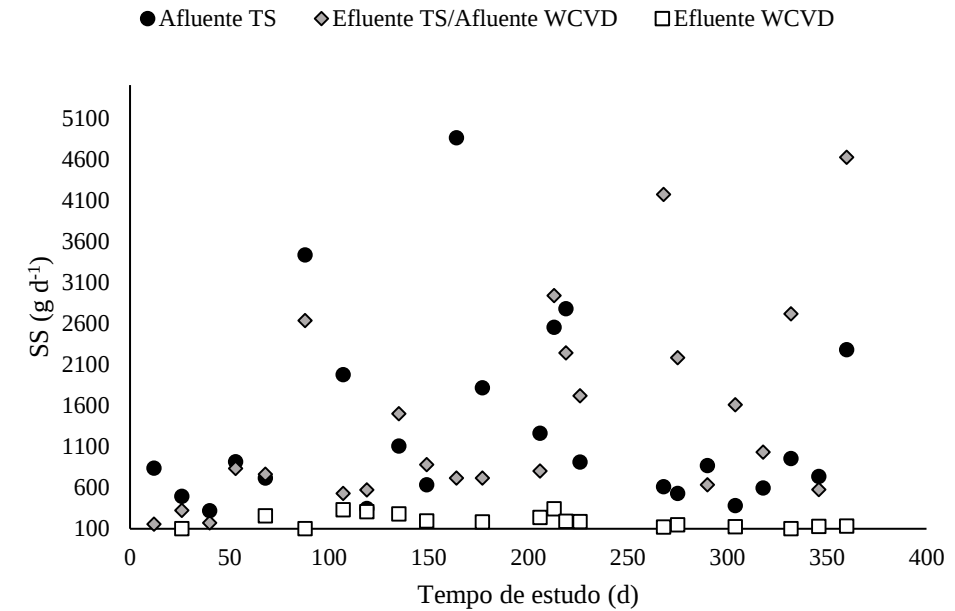


(b)

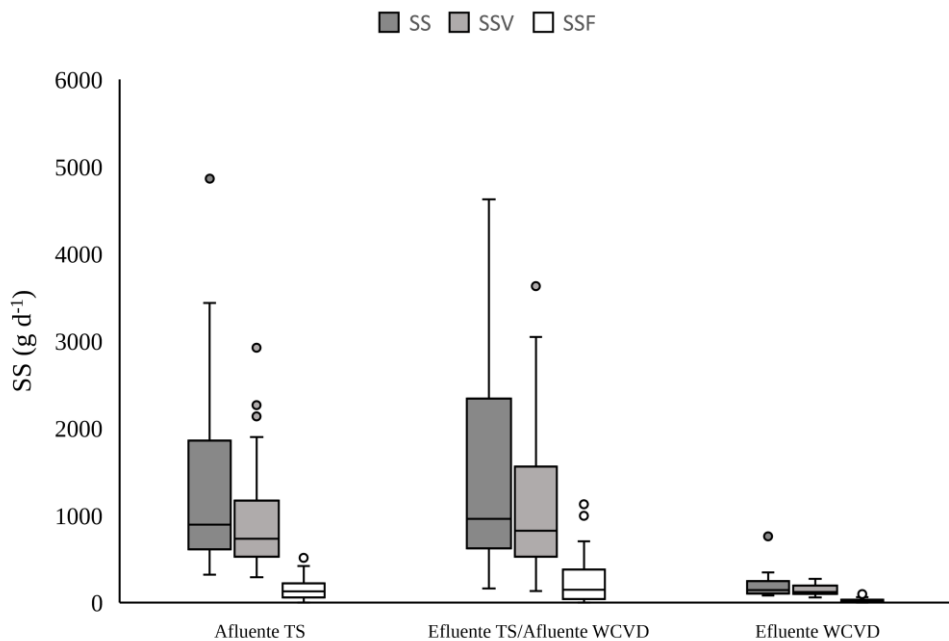
Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

Figura 28 – Variação dos sólidos em suspensão (SS) no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



(a)

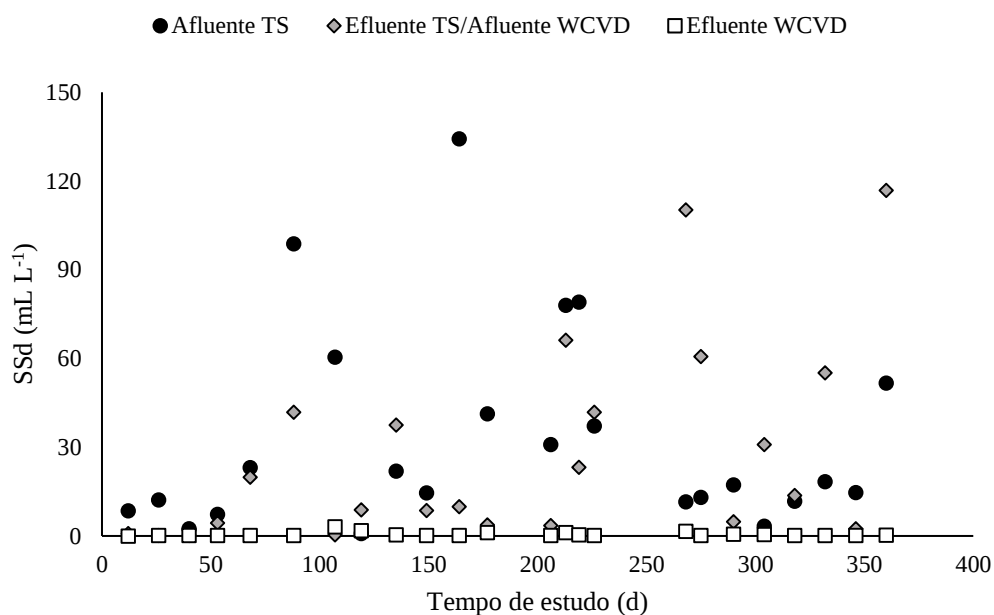


(b)

Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

Figura 29 – Variação dos sólidos sedimentáveis (SSd) ao longo do tempo no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação



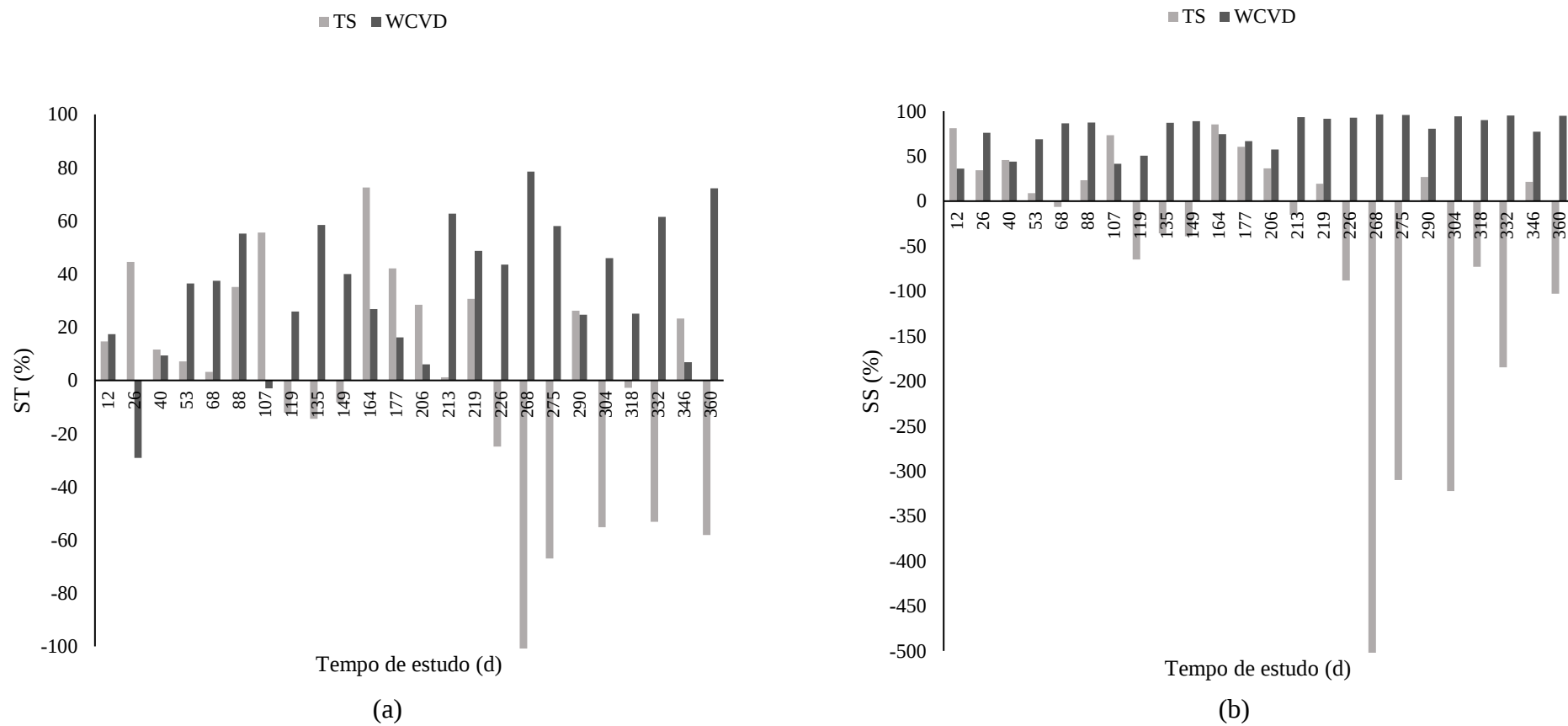
Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

As remoções de ST e SS, nas unidades de tratamento, são apresentadas na Figura 30. Nota-se na Figura 30, para o TS, dias com eficiência negativa. As eficiências negativas representam aqueles dias onde as cargas efluentes ao TS foram superiores às afluentes. Assim, serão consideradas dois tipos de eficiências médias para o TS: eficiência real, considerando as eficiências negativas; e a eficiência esperada, considerando unicamente as eficiências positivas.

Com as considerações realizadas anteriormente, para o TS foram obtidas eficiências médias reais e esperadas de 6 e 34% para ST e -10% e 49% para SS, respectivamente. Os valores de 6 e -10% para as eficiências reais mostram a grande influência do arraste de lodo no desempenho da unidade. Já a eficiência esperada de 49% de SS encontra-se próximo ao valor de 50% considerado típico para TS operando em boas condições (JORDÃO e PESSOA, 2014).

Figura 30 – Remoção de sólidos no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação. (a) Sólidos Totais (ST); (b) Sólidos em suspensão (SS)



Fonte: Autor.

Para o WCVD, foram determinadas eficiências médias de remoção de 45% para ST com carga de 2376 g d⁻¹ ou 97 g m⁻² d⁻¹, e 88% para SS com carga de 1461 g d⁻¹ ou 60 g m⁻² d⁻¹. A elevada eficiência na remoção de SS pode estar relacionada, principalmente, aos processos de filtração e sedimentação que ocorrem dentro do filtro plantado (KADLEC e WALLACE, 2009). De acordo com Dotro et al. (2017), WCV apresentam remoções médias em torno a 90%. Já, Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014) estimam eficiências na faixa de 52 a 99%. Decezaró (2018), trabalhando com o mesmo WCVD deste estudo, obteve remoções de 28, 74, e 53% para cargas de SS de 10, 30 e 28 g m⁻² d⁻¹. Abou-Elela e Hellal (2012), reportaram 92% de remoção de SS para uma carga de 4 g m⁻² d⁻¹, trabalhando com WCVD com suporte de brita e plantado com *Canna*, *Phragmites australis* e *Cyprus papyrus*, no tratamento de esgoto doméstico. Korkusuz, Beklioğlu e Demirer (2004), trabalhando com WCVD com brita como suporte e plantado com *Phragmites australis*, obtiveram uma remoção de 62% de SS no tratamento de esgoto doméstico, com carga de 11 g m⁻² d⁻¹.

Como já mencionado, a partir do dia 210 deste estudo, cargas elevadas de SS afluentes ao WCVD (efluente ao TS) foram observadas. As cargas anteriores a essa data apresentaram um valor médio de 817 g d⁻¹, enquanto que as posteriores um valor de 2223 g d⁻¹, sendo a diferença entre estas significativa (p<0,05). Da mesma forma, as remoções médias de 67% para as cargas anteriores e de 91% para as posteriores, também apresentaram diferenças significativas. Assim, obteve-se maiores eficiências de remoção de SS do WCVD com o aumento das cargas (sobrecargas). Este fato, pode estar relacionado ao aumento do acúmulo de sólidos na superfície do WCVD, atuando como filtro para as cargas sólidas, e aumentando o tempo de percolação, como comentado por Molle et al. (2006) ao trabalhar com sistema francês. Decezaró (2018), trabalhando com o mesmo WCVD, com TR de 50% e carga inferior, de 733 g SS d⁻¹, verificou o aumento de sólidos de 2,9 a 5,3 kg m⁻³ ano⁻¹ na camada filtrante de 0-20 cm do leito e de 3,5 a 5,3 kg m⁻³ ano⁻¹ na camada de 20-50 cm, em um período 270 dias, sendo que no final deste período, ambas as camadas apresentaram quantidades de sólidos similares. Ainda, de acordo com a autora, a maior parte dos sólidos encontrava-se presente no espaço intersticial, tendo apenas uma pequena parcela aderida à brita. Durante este trabalho, não foi observada a formação da camada de sólidos visível na superfície do WCVD e serão necessários estudos posteriores para a verificação do acúmulo de sólidos na camada superficial.

Quanto às frações dos SS, foram determinadas relações de SSV/SS de 0,82 e SSV/SSF de 4,7 no afluente ao WCVD, as quais indicam elevado conteúdo orgânico para os SS, sendo estes compostos por 82% de SSV e apenas 8% de SSF. Nestas condições, os sólidos retidos no

filtro são passivos de serem removidos/degradados biologicamente, aumentando a eficiência do WC.

4.2.5 Remoção de matéria orgânica

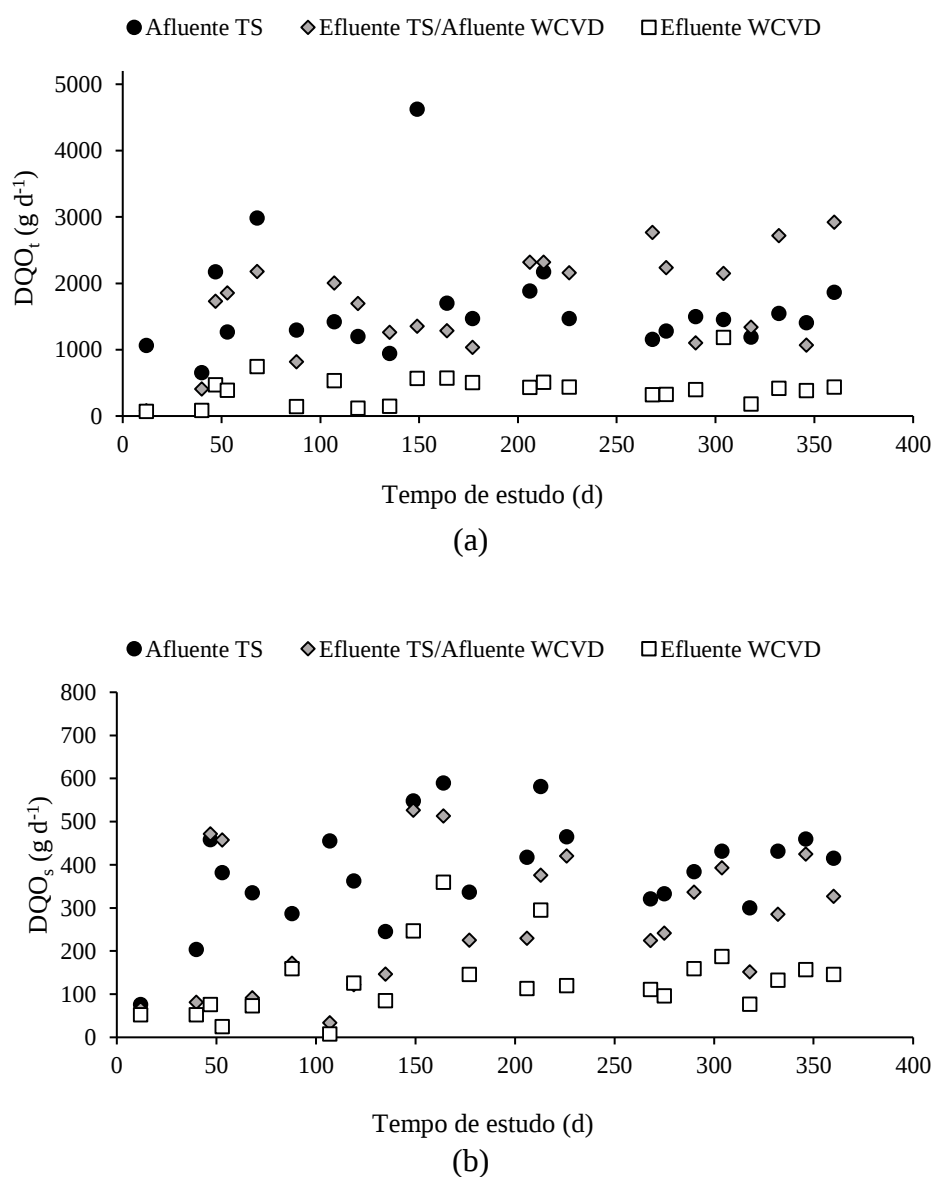
A remoção de MO foi avaliada em relação aos parâmetros DQO_t , DQO_s e $DBO_{5,20}$. Na Figura 31 são apresentadas as cargas de DQO_t e DQO_s , no decorrer do tratamento, ao longo do tempo; e na Figura 32 são apresentados os diagramas de caixa associados. As cargas de DQO_t variaram entre: 650 a 4624 g d⁻¹, com média de 1609 g d⁻¹, afluyente ao TS; 76 a 2921 g d⁻¹, com média de 1619 g d⁻¹, efluente ao TS; e de 66 a 1182 g d⁻¹, com média de 393 g d⁻¹, efluente ao WCVD. Estes resultados mostram para o TS, uma carga média efluente superior à afluyente. Na Figura 31a, pode ser observado que, a partir do dia 210, teve-se um aumento significativo ($p < 0,05$) nas cargas efluentes ao TS (ou afluentes ao WCVD). Este aumento pode estar relacionado à falta de limpeza do TS, com possível arraste do lodo no seu efluente, como mencionado na seção 4.2.3. Já, avaliando a DQO_s , teve-se cargas médias de 384 g d⁻¹ afluyente e 268 g d⁻¹ efluente ao TS, e 130 g d⁻¹ efluente ao WCVD. Diferente da DQO_t , as cargas de DQO_s efluentes ao TS mantiveram-se inferiores às afluentes, e não foi verificado um aumento significativo da carga efluente no decorrer do trabalho. Assim, a diferença entre cargas de DQO_t afluentes e efluentes do TS podem estar associadas, principalmente, ao arraste de sólidos em suspensão. Este fato também pode ser observado pela relação de DQO_t/DQO_s das cargas médias efluentes ao TS. A relação entre estes parâmetros foi de 6,1, indicando uma elevada carga da DQO particulada em relação à solúvel.

Para a $DBO_{5,20}$, a variação e distribuição de cargas são apresentados na Figura 33. A carga afluyente ao TS variou de 388 a 2411 g d⁻¹, com média de 995 g d⁻¹ e a efluente de 44 a 1676 g d⁻¹, com média de 787 g d⁻¹. Já para o WCVD teve-se uma carga efluente variando de 22 a 728 g d⁻¹, com média de 261 g d⁻¹. A $DBO_{5,20}$ apresentou comportamento similar à DQO_t , tendo para o TS, uma carga média efluente similar à afluyente, sem diferença significativa ($p > 0,05$). O aumento da carga efluente ao TS não foi avaliada devido à falta de dados no período de 90 a 170 dias do estudo.

A remoção da MO carbonácea em sistemas de tratamento de esgotos pode ocorrer por diversos processos físicos, químicos e biológicos, sendo este último o mais utilizado (METCALF e EDDY, 2016). No TS, a remoção ocorre principalmente pela sedimentação do material particulado, esperando-se assim uma remoção da DQO particulada e baixa remoção da parte solúvel (JORDÃO e PESSOA, 2014), esperando-se um decréscimo da relação

DQO_t/DQO_s na passagem do esgoto pelo TS. Porém, neste trabalho foi observado um aumento, de 3,6 (afluente) para 6,1 (efluente), da relação DQO_t/DQO_s , o qual pode estar relacionado ao arraste do lodo. Ainda, este aumento poderia ser relacionado ao consumo de DQO_s (ou $DBO_{5,20}$) no processo de desnitrificação, sendo este uma fonte de MO de rápido acesso para bactérias desnitrificantes (METCALF e EDDY, 2016).

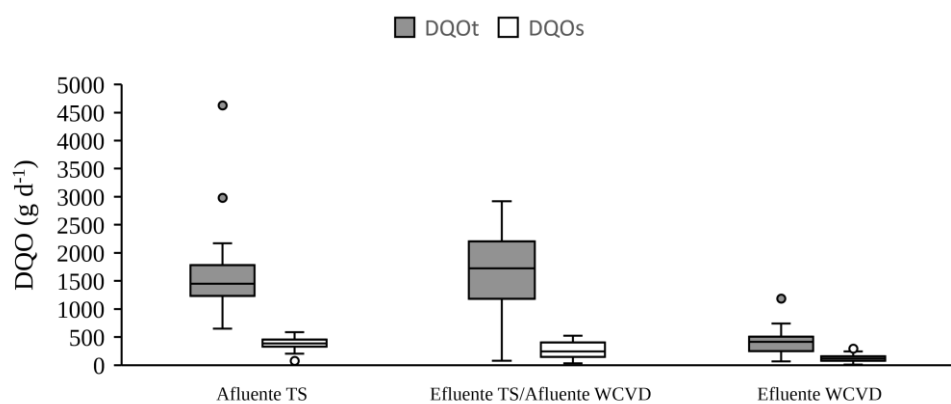
Figura 31 – Variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação. (a) DQO total ao longo do tempo; (b) DQO solúvel ao longo do tempo



Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

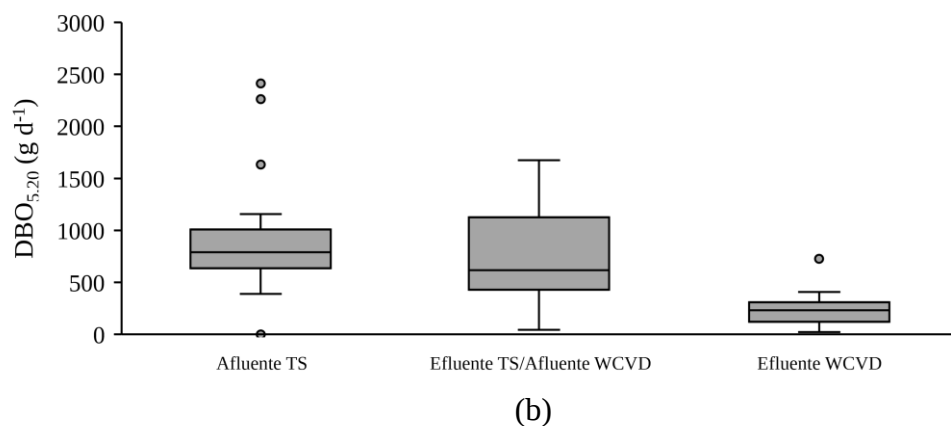
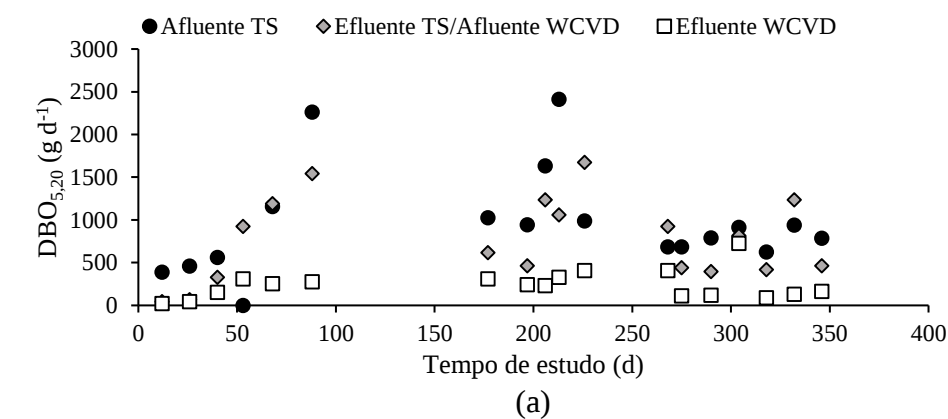
Figura 32 – Diagrama de caixas (box-plot) para a variação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação



Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

Figura 33 – Variação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO_{5,20}) no sistema TS/WCVD (n=19) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação. (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas (box-plot)



Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

No WCVD, a matéria orgânica pode ser removida por processos como a sedimentação e filtração, e principalmente, pela biodegradação aeróbia (KADLEC e WALLACE, 2009). A biodegradação da MO em WCVD depende das características do efluente e do tempo de percolação do mesmo (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Nesse sentido, a parcela de MO de fácil biodegradação, comumente avaliada quanto a $DBO_{5,20}$, é rapidamente oxidada por microrganismos aeróbios, enquanto que as substâncias lentamente biodegradáveis são parcialmente degradadas, demandando mais tempo para sua completa mineralização. A parcela de fácil degradação pode ser expressa com base na relação $DQQt/DBO_{5,20}$ que, neste trabalho, apresentou valores médios de 2,1 afluente e 1,5 efluente ao WCVD. Segundo Von Sperling (2005) valores menores que 2,5 para $DQQt/DBO_{5,20}$ indicam uma elevada fração biodegradável na MO. O autor ainda comenta que efluentes de tratamento biológico apresentam valores típicos acima de 2,5. O baixo valor de $DQQt/DBO_{5,20}$ (1,8) do efluente do WCVD pode estar relacionado com o baixo tempo de percolação em filtros preenchidos com brita, insuficiente para uma completa remoção da fração biodegradável, como também ao possível desprendimento do biofilme aderido à brita.

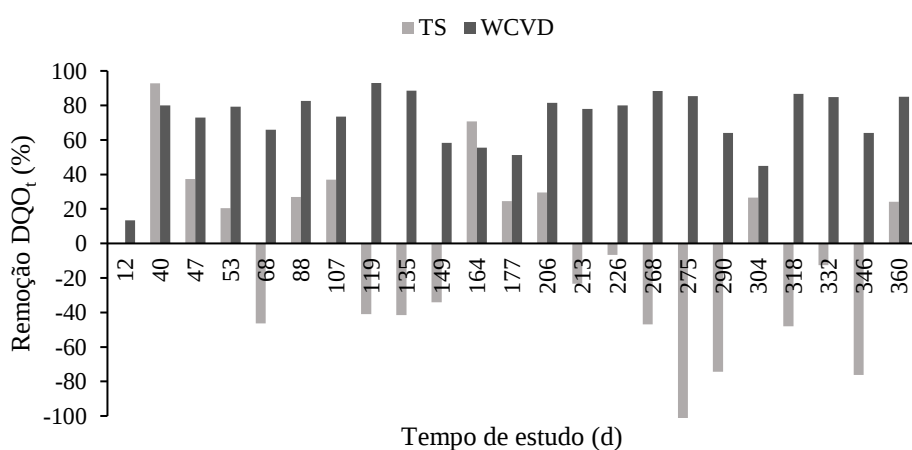
As eficiências de remoção de DQO_t e $DBO_{5,20}$ pelas unidades de tratamento são apresentadas na Figura 34. Em média, para o TS foram obtidas eficiências médias reais (considerando às eficiências negativas) de -1% de DQO_t e 21% de $DBO_{5,20}$, e eficiências esperadas (considerando unicamente às eficiências positivas) de 41% de DQO_t e 39% de $DBO_{5,20}$, sendo esta última superior aos 30% tipicamente encontrados para este tipo de reator (JORDÃO e PESSOA, 2014).

As eficiências encontradas para o WCVD foram de 76% de DQO_t e 67% de $DBO_{5,20}$. Estas eficiências encontram-se dentro da faixa 44-95% de DQO_t e de 48-99% de $DBO_{5,20}$ comentadas por Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014), no uso de WCV para o tratamento de esgotos domésticos. Decezaro (2018), trabalhando com o mesmo WCVD deste estudo, encontrou para cargas de DQO_t de 631, 1151 e 988 $g\ d^{-1}$ (ou 26, 47 e 40 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$), com TR de 0, 50 e 60%, eficiências de 37, 49 e 30%, respectivamente; inferiores aos 76% encontrados neste trabalho para TR de 90% e carga de 1619 $g\ d^{-1}$ (ou 67 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$). Também, Mazola, Roston e Valentim (2003), trabalhando com WCVD preenchido com brita, plantado com *Typha* sp., no tratamento de esgoto doméstico, conseguiram remoções de DQO_t de 26, 29, 70 e 73%, com TRH de 24, 48, 72 e 96 h, respectivamente, com carga de 31 $g\ m^{-2}\ d^{-1}$.

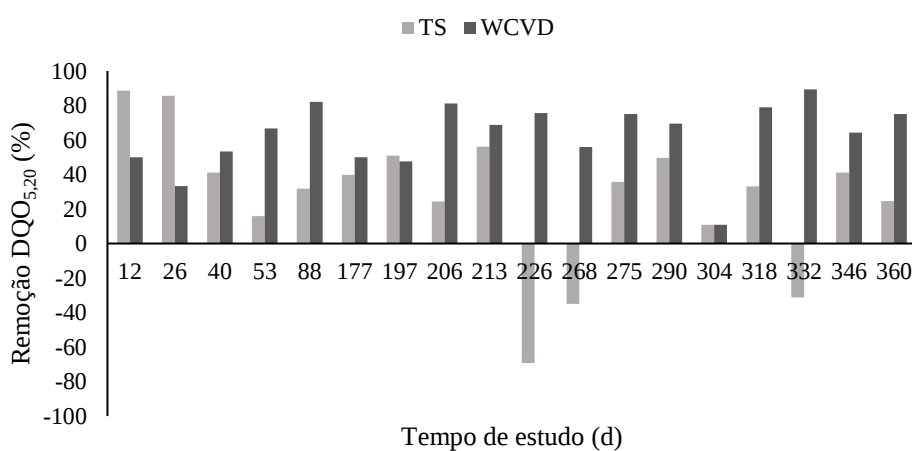
Em relação às sobrecargas de DQO_t observadas após os 210 dias de estudo, foi determinado que as eficiências foram mantidas, quando comparadas às menores cargas (anterior aos 210 dias), sem apresentarem, estatisticamente, diferenças significativas ($p > 0,05$).

Nestas condições, o WCVD mostrou capacidade de adaptação a variações de carga de DQO_t , com manutenção da eficiência de remoção em torno a 70%.

Figura 34 - Remoção da matéria orgânica no sistema TS/WCVD durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação. (a) Demanda Química de Oxigênio total (DQO_t) (n=24); (b) Demanda Bioquímica de Oxigênio ($DBO_{5,20}$) (n=19)



(a)



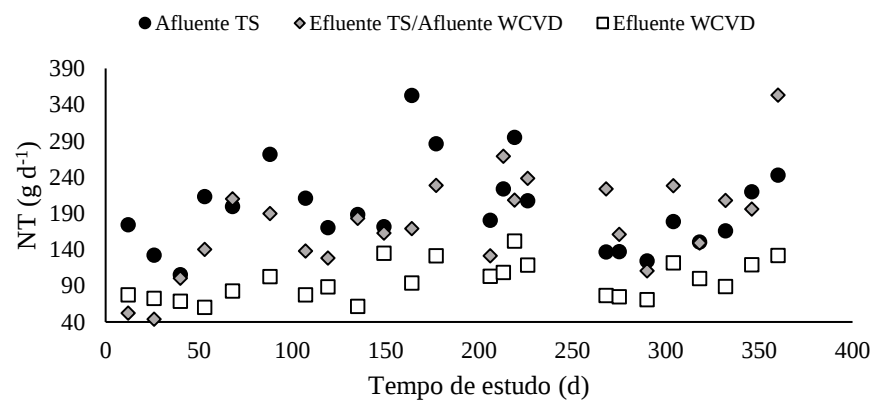
(b)

Fonte: Autor.

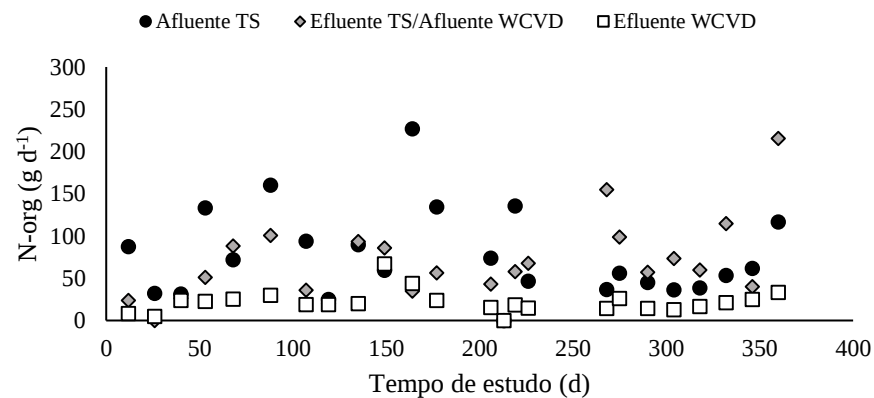
4.2.6 Remoção de nitrogênio

Nas Figuras 35 e 36 são observadas as cargas da série nitrogenada ao longo do tempo no sistema TS/WCVD e os diagramas de caixas associados, respectivamente. Já na Tabela 6 e Figura 37, são apresentadas as cargas médias e sua distribuição, afluentes e efluentes às unidades de tratamento.

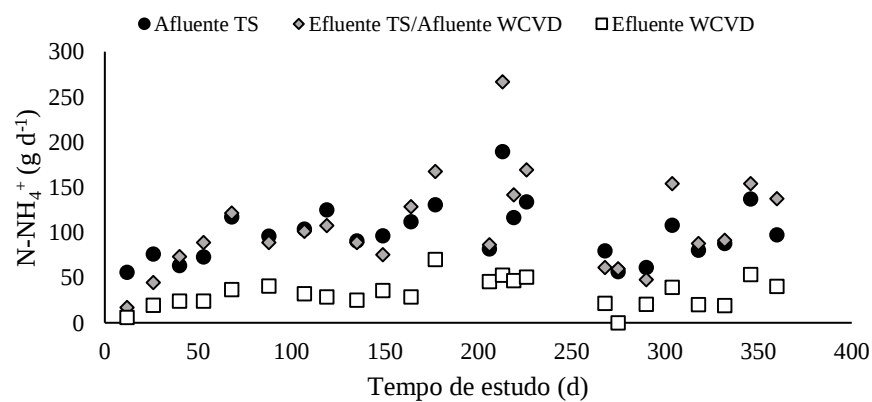
Figura 35 –Variação do nitrogênio no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação. (a) Nitrogênio Total (NT); (b) Nitrogênio orgânico (N-org); (c) Nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4^+/\text{NH}_3$); (d) Nitrogênio oxidado ($\text{N-NO}_x = \text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)



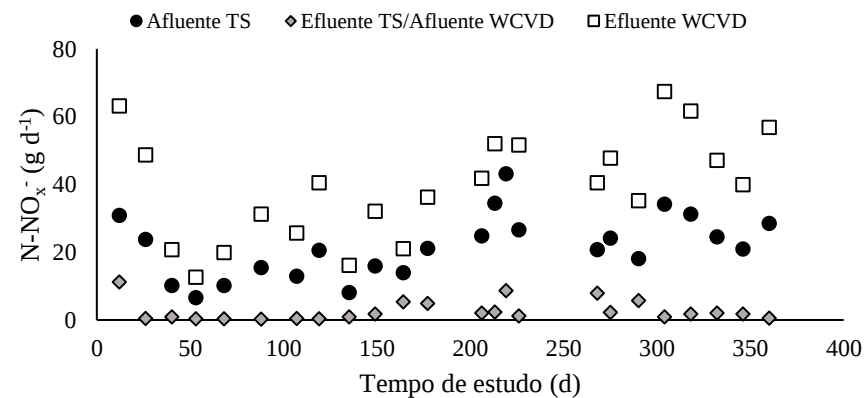
(a)



(b)



(c)

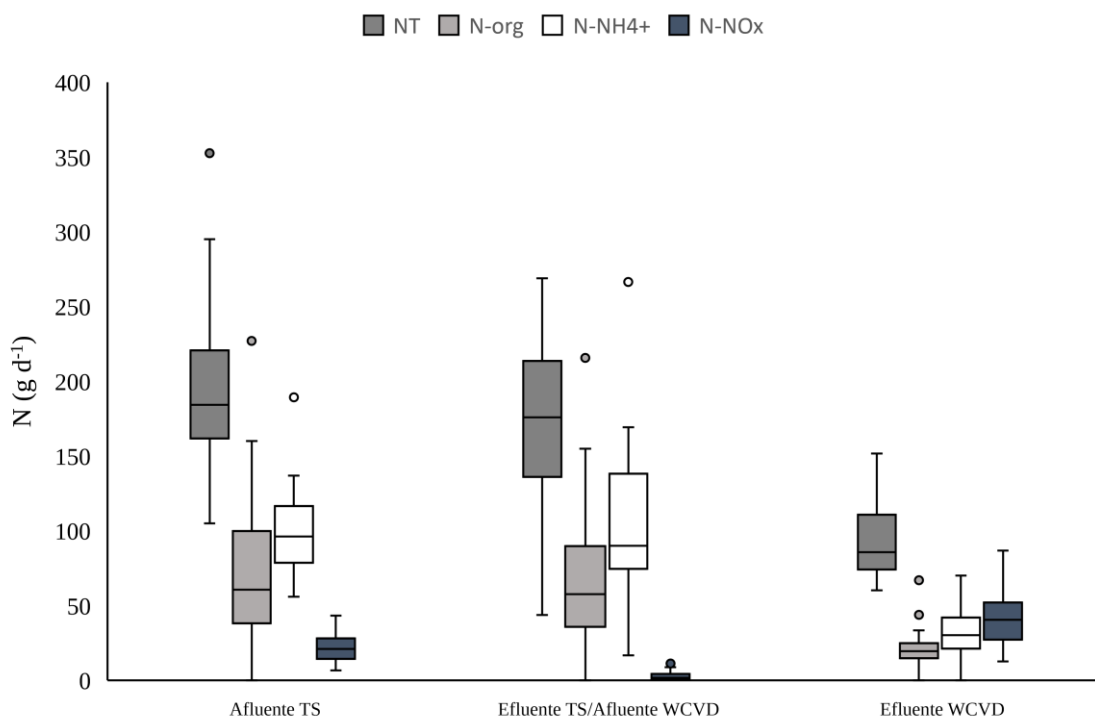


(d)

Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

Figura 36 – Diagrama de caixas (box-plot) para distribuição de cargas de Nitrogênio no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação



Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

Tabela 6 – Médias (desvio-padrão) de cargas de Nitrogênio no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação

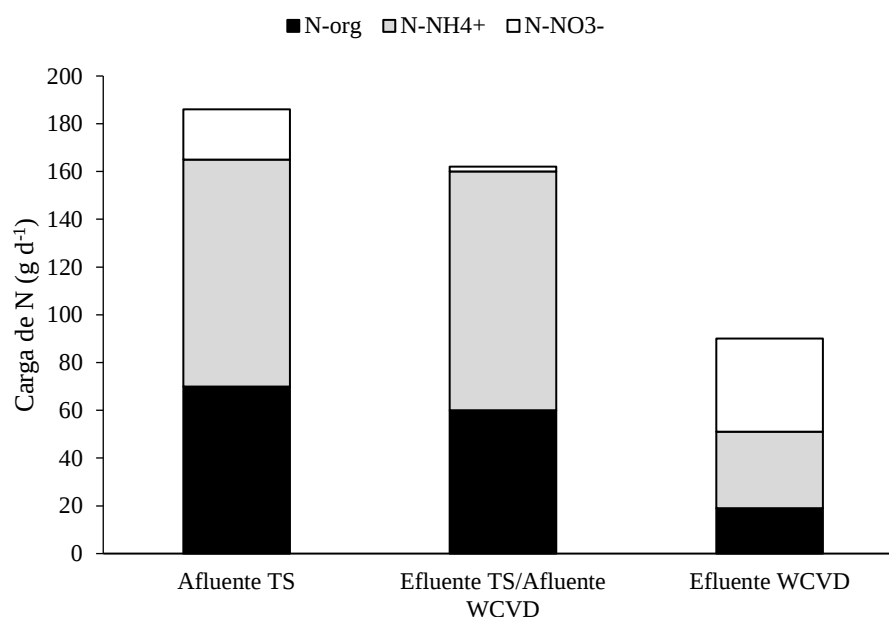
Ponto de amostragem	Parâmetro *		
	Afluente TS	Efluente TS/Afluente WCVD	Efluente WCVD
NT	197 (63)	176 (68)	96 (26)
N-org	77 (59)	67 (49)	22 (13)
N-NH ₄ ⁺	98 (33)	107 (53)	32 (16)
N-NO ₂ ⁻	0,6 (0,5)	0,1 (0,6)	1,7 (1,3)
N-NO ₃ ⁻	21 (10)	3 (3)	41 (18)

* Valores em g d⁻¹.

Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

Fonte: Autor.

Figura 37 – Distribuição de cargas de Nitrogênio no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação



Nota: a carga afluente ao TS é igual ao somatório da carga de contribuição do esgoto bruto e da carga do efluente do WCVD recirculado.

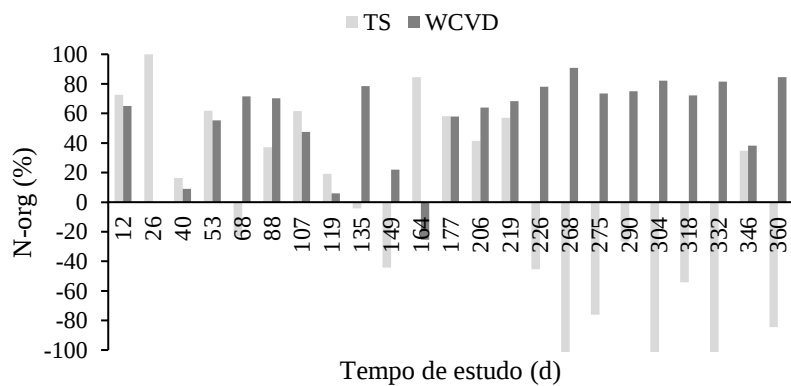
Fonte: Autor.

Nos itens (a) e (b) da Figura 35 pode ser observado grande variabilidade das cargas afluentes de NT e N-org ao TS, com valores máximos de 353 e 105 g d⁻¹ e mínimos de 105 e 25 g d⁻¹, respectivamente; apresentando elevado desvio padrão relativo a seus valores médios (Tabela 6). Também, foram observadas, no TS, valores efluentes superiores aos afluentes, de NT, N-org e, principalmente, de N-NH₄⁺ (Figura 35c); podendo estar relacionados ao arraste do lodo, já observado pelo aumento da MO e sólidos, mencionados nas seções 4.2.3 e 4.2.4 respectivamente, a partir dos 210 dias deste estudo. Semelhante aos parâmetros de SS e DQO_t, as cargas efluentes de NT e N-org ao TS apresentaram diferenças significativas (p<0,05) anterior e posterior (sobrecargas) aos 210 dias, o que não foi observado para as cargas de N-NH₄⁺. As cargas de NT, N-org e N-NH₄⁺ efluentes ao WCVD apresentaram baixa variabilidade ao longo do tempo, e não apresentaram diferença significativa anterior e posterior aos 210 dias.

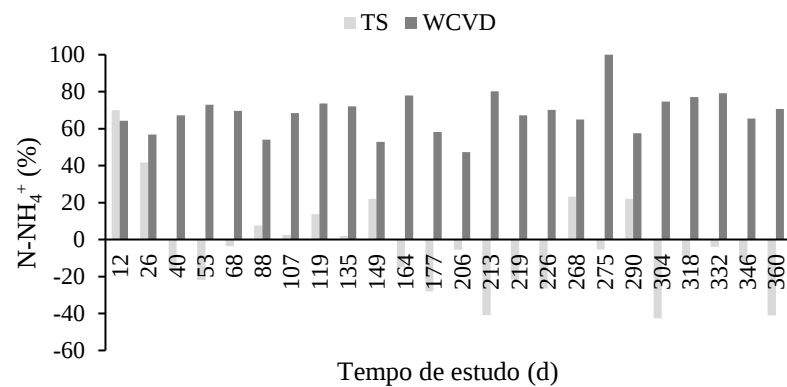
Quanto às cargas de N-NO_x (N-NO₃⁻+N-NO₂⁻), foi observada grande variabilidade afluente e efluente a cada uma das unidades de tratamento, verificado pelo elevado desvio padrão (Tabela 6). Para as cargas afluente e efluente de N-NO_x às unidades de tratamento, foram observadas diferenças significativas entre os valores anterior e posterior aos 210 dias de estudo.

As eficiências de remoção do N das unidades de tratamento, ao longo do tempo, podem ser observadas na Figura 38.

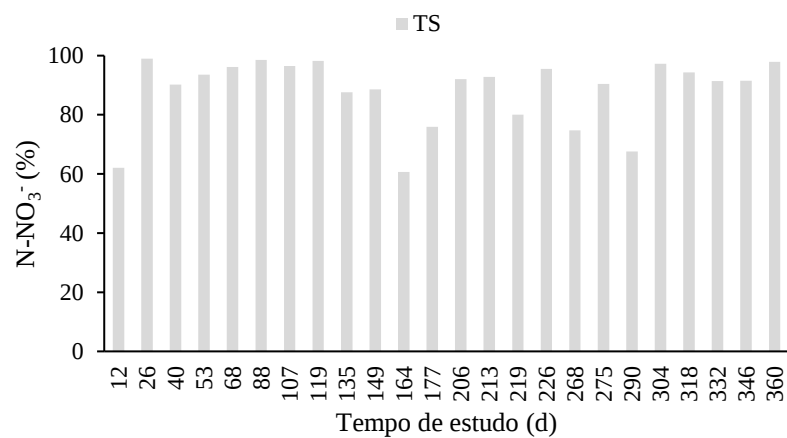
Figura 38 – Remoção do Nitrogênio no sistema TS/WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação. (a) Nitrogênio orgânico (N-org); (b) Nitrogênio amoniacal (NH_4^+); (c) Nitrato (N-NO_3^-); (d) Nitrogênio total (NT)



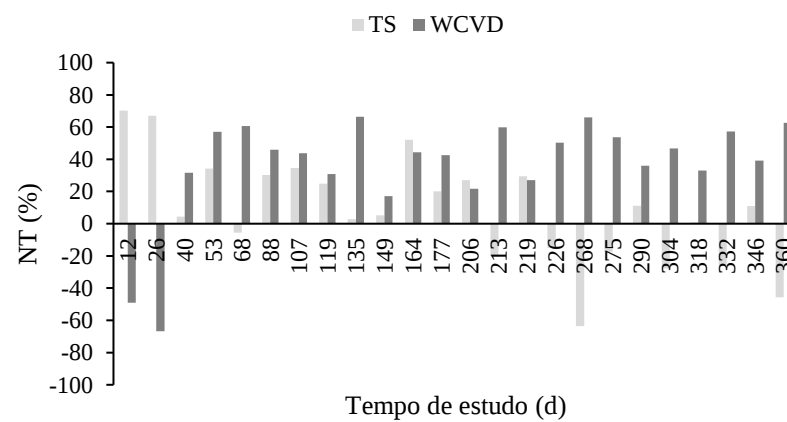
(a)



(b)



(c)



(d)

Fonte: Autor.

Em média, no TS, obteve-se uma eficiência real média de 13% de N-org (considerando as eficiências negativas) e uma eficiência esperada de 59% (considerando unicamente as eficiências positivas). Já no WCVD, obteve-se uma remoção de 67%. A remoção do N-org nestas unidades pode estar associada aos processos de remoção da MO, como sedimentação e filtração (WCVD), como também ao processo de amonificação. Em ambas unidades, o pH foi mantido dentro da faixa de otimização da amonificação, de 6,5 a 8,5 (VYMAZAL, 1995) (seção 4.2.1). As eficiências nula e negativa do WCVD, nos dias 26 e 164 respectivamente (Figura 34a), podem estar relacionados ao desprendimento e arraste da MO e/ou biomassa contida/aderida no material filtrante, na passagem da água.

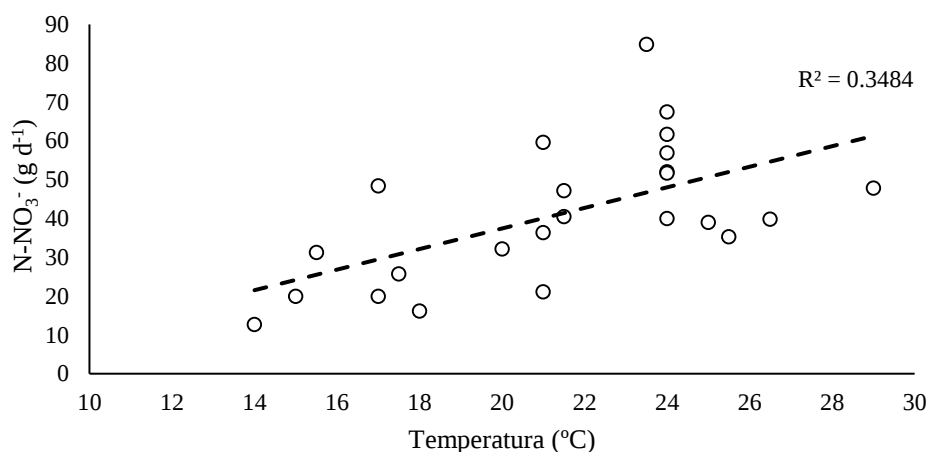
Para o N-NH_4^+ , foi observada uma remoção média de -9% no TS. A eficiência negativa pode estar associada ao aumento de N-NH_4^+ no efluente devido ao processo de amonificação. O TS manteve condições de pH em torno de 7 (na seção 4.2.1), nas quais perdas por volatilização da amônia podem ser desprezíveis (VON SPERLING, 2005). Por outro lado, a remoção de N-NH_4^+ pelo processo anammox pode ocorrer em reatores anaeróbios/anóxicos (MULDER et al., 1995), sendo o caso do TS estudado.

O WCVD apresentou uma remoção média de 70% de N-NH_4^+ . Nesta unidade, são vários processos de transformação/remoção de N-NH_4^+ , os quais podem ocorrer de forma simultânea, como volatilização, assimilação pelas plantas, adsorção no material filtrante, anammox, nitrificação e nitrificação/desnitrificação simultânea. Destes processos, a remoção por assimilação pelas plantas será discutida na seção 4.3.2.

Com base nos dados apresentados na Tabela 6, a nitrificação no WCVD contribui, aproximadamente, com 55% da remoção do N-NH_4^+ afluente. Para a nitrificação, na Figura 31d, foi visto um aumento relativo das cargas de N-NO_x efluente ao WCVD a partir do dia 210, da mesma forma que foi observado o aumento da temperatura no mesmo período (seção 4.2.2). Nestas condições, foi estudada a relação entre estes dois parâmetros, como mostrado na Figura 39. Determinou-se uma correlação moderada ($R=0,5902$) positiva, tendo maiores taxas de nitrificação acima dos 25 °C, estando dentro das condições ideais de temperatura, de 25 a 30 °C, comentadas por Sant'anna (2013). Ainda, o autor comenta que as taxas de nitrificação podem sofrer uma queda significativa abaixo dos 15 °C. Também, avaliou-se para o WCVD a relação entre as cargas afluentes de N-NH_4^+ e as efluentes de N-NO_3^- , conforme mostrado na Figura 40. Nesse caso, a correlação foi fraca ($R=0,2000$). Em relação ao pH, que para o WCVD estudado variou de 6,9 a 7,7 (seção 4.2.1), as condições mantiveram-se ideais para o processo da nitrificação, que segundo Sant'anna (2013), ocorre na faixa de 7,2 a 8. E, quanto ao OD, Decezaro (2019) constatou, trabalhando com o mesmo WCVD deste estudo e para uma carga

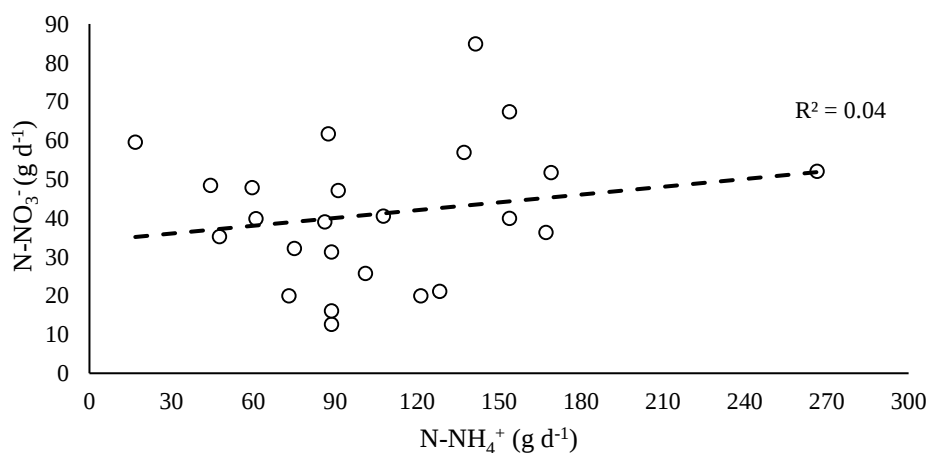
de NTK de 206 g d⁻¹ (superior aos 160 g d⁻¹ determinados neste trabalho), quantidades suficientes de oxigênio transferidas para remoção da MO e nitrificação. Assim, as taxas de nitrificação neste trabalho com condições ideais de pH e OD podem estar principalmente influenciadas pela temperatura, tempo de percolação e capacidade de adsorção do meio suporte, independente da carga de N-NH₄⁺ aplicada. A quantidade de N nitrificado no WCVD (41 gN d⁻¹) correspondente a 1,7 gN m⁻² d⁻¹, encontra-se dentro da faixa típica obtida em WCV, de 0,01 a 2,15 gN m⁻² d⁻¹ comentadas por Martin e Reddy (1997) e Tanner et al. (2002).

Figura 39 – Variação das cargas efluentes de Nitrato (N-NO₃⁻) em relação à temperatura para o WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação



Fonte: Autor.

Figura 40 – Variação das cargas efluentes de Nitrato (N-NO₃⁻) em relação às cargas de Amônia (N-NH₄⁺) para o WCVD (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação



Fonte: Autor.

Quanto ao processo de remoção de N-NH_4^+ por volatilização, como visto na seção 4.2.1, o WCVD manteve condições de pH próximas a 7, pelo qual perdas de N-NH_4^+ por este processo podem ser mínimas. Porém, segundo Poach et al. (2002), estas perdas não devem ser desprezadas, pois em sistemas abertos, o N-NH_4^+ será convertido constantemente em NH_3 para substituir o NH_3 perdido pelo processo. Ainda, o autor observou uma remoção por volatilização de aproximadamente 10% do NT trabalhando com WCV.

O processo simultâneo de nitrificação/desnitrificação também poderia ter importância significativa na remoção de N-NH_4^+ no WCVD. Isto deve-se à determinação de bactérias desnitrificantes na camada superior (0-30 cm) do leito filtrante, o qual é visto com mais detalhe na seção 4.5. A presença de bactérias desnitrificantes na camada superior do leito foi previamente observado no trabalho realizado por Decezaro (2018). A diversidade e quantidade dessas bactérias pode ter aumentado durante este estudo devido ao arraste do lodo, o qual além de conter elas, pode ocasionar a obstrução dos poros do material filtrante, podendo criar ambientes ideais para ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação de forma simultânea. Esta forma de remoção do N-NH_4^+ tem influência direta na remoção do NT, devido a sua transformação na forma gasosa (N_2).

Ainda, quanto ao N-NH_4^+ , durante o estudo foi determinada uma faixa de remoção de 47 a 80% para WCVD estando de acordo com a faixa esperada de 34 a 95% comentada por Stefanakis, Akratos e Tsihrintzis (2014) para WCV. Decezaro (2018), trabalhando com o mesmo WCVD deste estudo, obteve remoções médias de 62, 40 e 42% para cargas de 96, 135 e 146 g d^{-1} e com TR de 0, 50 e 60%, respectivamente. Comparado aos 62% obtidos por Decezaro (2018), este trabalho atingiu uma eficiência média maior, de 70%, para uma carga de 100 g d^{-1} e uma TR de 90%.

O TS teve um papel importante quanto à remoção de N-NO_3^- . Neste reator, foi determinada uma remoção média de 88% de N-NO_3^- , atribuídas principalmente ao processo da desnitrificação. Para a desnitrificação, o pH e a temperatura mantiveram-se próximos de 7 e de 27 °C, respectivamente, estando dentro das faixas de otimização do processo, de 7 a 7,5 para pH e de 25 a 35 °C para temperatura (SANT'ANNA, 2013). Quanto à quantidade de MO, foi determinada uma elevada relação de DQO_t/NT afluente ao TS, de 9,6, que segundo Sant'anna (2013) e Al-Zreiqat et al. (2018) permitiriam uma remoção de aproximadamente 99% do N-NO_3^- . Contudo, um fator limitante observado foi a ocorrência de OD com teor de 1,7 $\text{mgO}_2 \text{ L}^{-1}$ no reator. De acordo com Sant'anna (2013), trabalhando com um reator de batelada sequencial (RBS), observou uma inibição significativa do processo para uma concentração de 0,09 mgO_2

L⁻¹, cuja taxa de desnitrificação foi 35% daquela obtida para condição anóxica, e que para 5,6 mgO₂ L⁻¹ essa percentagem foi reduzida para apenas 4%.

Em relação à eficiência de desnitrificação no TS, Decezaró (2018) aplicando cargas de 17, 15 e 27 g d⁻¹ de N-NO₃⁻, com TR de 0, 50 e 60%, obteve eficiências de 94, 97 e 97%. Estas eficiências foram superiores aos 86% encontradas neste trabalho. Contudo, a autora trabalhou com cargas relativamente baixas quando comparada às deste trabalho, de 21 g d⁻¹ de N-NO₃⁻. Nesse sentido, as eficiências dependem das cargas aplicadas e das condições do meio.

O TS, quanto a remoção de N-NO₂⁻, apresentou elevadas eficiências, com um valor médio de 83%. Nesta unidade, a remoção pode ser dada pelo processo de desnitrificação e anammox. No caso da desnitrificação, o NO₂⁻ corresponde a uma das formas nitrogenadas intermediárias na redução do NO₃⁻ para N₂, podendo assim ser removido pelo processo. Já para o processo anammox, é necessária a presença do NH₄⁺ na água, o qual é oxidado para N₂ na sua reação com o NO₂⁻. De acordo com Sant'anna (2013) o processo anammox ocorre na faixa de 20 a 43 °C e pH na faixa de 6,4 a 8,3; condições as quais foram atendidas pelo TS de estudo. Em contrapartida, no TS também foram encontrados teores de OD. Pelo fato de o NO₂⁻ ser um composto instável, pode ser rapidamente oxidado pela ação de bactérias oxidantes de nitrito (BON) que, presentes no efluente do WCVD, podem ser transferidas para o TS pela recirculação do efluente. Contudo, parcelas de NO₂⁻ não removidas no TS são lançadas novamente no WCVD, onde podem ser oxidadas para NO₃⁻.

Finalmente, a remoção do NT foi, em média, de 11% de eficiência real (considerando eficiências negativas) e 28% de eficiência esperada (considerando unicamente eficiências positivas) para o TS, e 45% de eficiência para o WCVD. Como a carga do NT é igual ao somatório de todas as cargas da série nitrogenada, todos os processos de transformação do N estão envolvidos na sua remoção. Em relação ao WCVD, a eficiência obtida encontra-se dentro da faixa de 20 a 94% comentada por Stefanakis, Akrotos e Tsihrintzis (2014), e superior aos 20% considerado por Dotro et al. (2017). No trabalho realizado por Decezaró (2018), foram obtidas no WCVD eficiências de 8 e 41% para cargas de 106 e 172 g d⁻¹ e TR de 0 e 50%, respectivamente, inferiores à determinada neste trabalho (45%), para uma carga de 162 g d⁻¹ e TR de 90%. Nesse sentido, o aumento da TR mostra melhoria no desempenho do WCVD com relação à remoção de NT.

Na Figura 38d foram observadas eficiências negativas de NT para os dias 12 e 26. Para esses dias foram verificadas elevadas cargas efluentes ao WCVD de N-NO_x (Figura 35d), as quais além de ser associadas à nitrificação do N-NH₄⁺ afluente à unidade, podem ser associado à nitrificação do N-NH₄⁺ previamente adsorvido pelo material filtrante, o qual foi verificado

devido às cargas efluentes de N-NO_3^- serem superiores às afluentes de N-NH_4^+ (Figura 31c e Figura 31d). Dessa forma, as elevadas cargas de N-NO_3^- contribuíram para o aumento do NT efluente ao WCVD, quando comparado ao afluente.

4.2.7 Remoção de fósforo

Na Figura 41, é apresentada a variação do fósforo, na forma de ortofosfato (P-PO_4^{3-}), ao longo do tempo, junto com o diagrama de caixa associado. Para o TS, a carga afluente variou de 17 a 31 g d^{-1} , com valor médio de 25 g d^{-1} ; e a efluente variou de 17 a 33 g d^{-1} , com valor médio de 25 g d^{-1} . Para o WCVD, a carga efluente variou de 17 a 31 g d^{-1} , com valor médio de 25 g d^{-1} . Estas cargas afluentes e efluentes às unidades de tratamento não apresentaram diferença significativa. Nesse sentido, tanto o TS como o WCVD, apresentaram baixa ou nenhuma remoção de P-PO_4^{3-} .

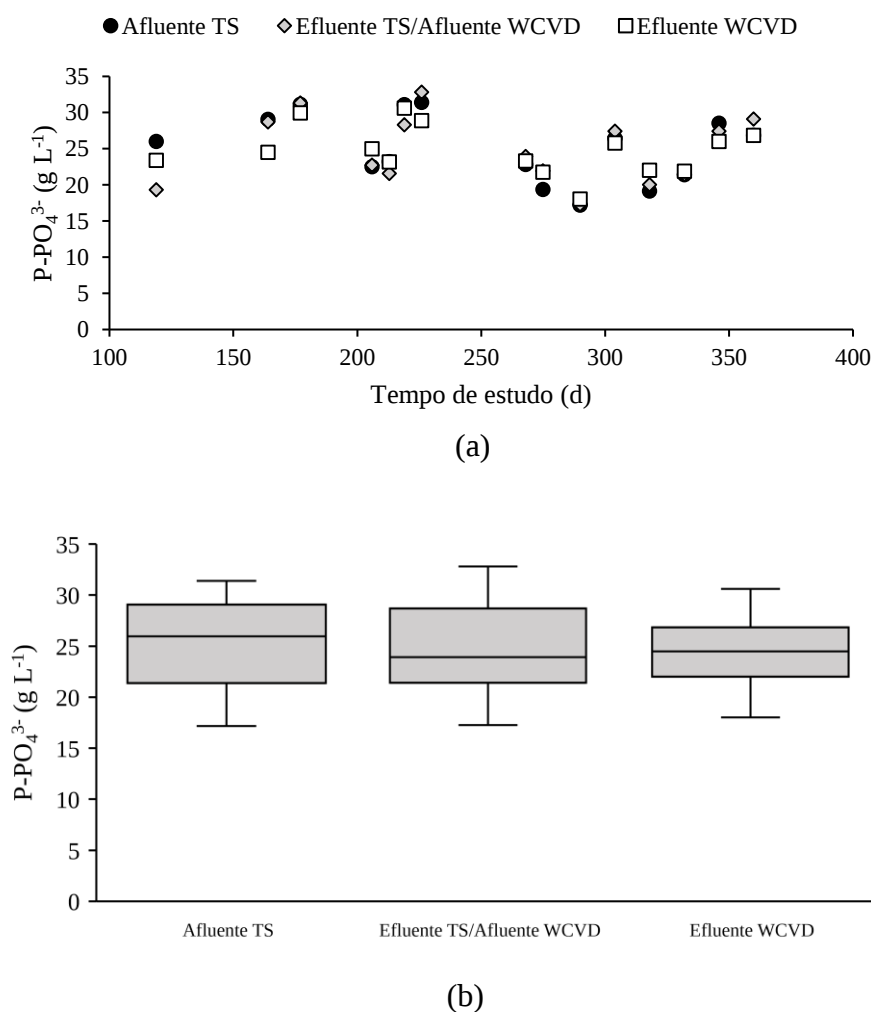
No WCVD, poderia se esperar a remoção de P-PO_4^{3-} pela absorção de organismos acumuladores de fósforo (OAFs) transportados desde o TS. Na análise da estrutura bacteriana (detalhada na seção 4.5) OAFs foram identificados, incluindo bactérias do gênero: *Acinetobacter*, *Pseudomonas* e *Moraxella*. Também, nesta unidade teve-se a entrada de NO_3^- , que poderia permitir a respiração celular com NO_3^- como receptor de elétrons, e a formação de polifosfatos em células estocadas de maneira a remover o ortofosfato solúvel (METCALF e EDDY, 2016). Contudo, o TS apresentou condições ideais para a desnitrificação, o que poderia impedir o uso do NO_3^- pelos OAFs, sendo utilizados pelas bactérias desnitrificantes.

No WCVD, as plantas permitiram a remoção de PT (detalhado na seção 4.4), porém não interferiram na remoção de P-PO_4^{3-} , sendo que as cargas efluentes de P-PO_4^{3-} mantiveram-se próximas às afluentes. Cabe lembrar que nesse trabalho não foram determinadas as cargas de PT, e sim de P-PO_4^{3-} , assim desconhece-se o papel das plantas quanto a verdadeira remoção de fósforo.

A baixa remoção de P-PO_4^{3-} também pode ser atribuído ao processo de adsorção/dessorção simultânea do PO_4^{3-} pelo material filtrante, no caso, brita. Este material possui baixa capacidade de adsorção de PO_4^{3-} e rápida saturação (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Karczmarczyk e Renman (2011), trabalhando com WCH com brita como suporte, verificaram mínima capacidade de adsorção de PO_4^{3-} após oito anos de funcionamento da unidade, com carga de 0,15 $\text{gP-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Ainda, a adsorção do PO_4^{3-} pode ser limitada pelo curto tempo de percolação em WCVD, limitando o tempo de contato entre o efluente contendo PO_4^{3-} e o material filtrante (ARIAS, DEL BUBBA e BRIX, 2001).

A resolução CONSEMA 355/2017 estipula 4 mgPT L^{-1} para lançamento de efluentes com vazão menor que $100 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$ em corpos hídricos. Neste trabalho, a concentração efluente final foi de $10 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$, esperando-se ainda um valor superior se considerado o PT. Assim, a fim de atingir aptidão de lançamento, poderia se considerar o uso de policloreto de alumínio que, quando aplicado no TS possibilita a precipitação química do P, sendo este recomendado pelo Ministério da Dinamarca, para uma boa eficiência de remoção em sistemas de TS/WCVD aplicados a tratamento de esgoto descentralizado. Também, recomenda-se o uso de meios filtrantes como areia, zeolita, calcário entre outros, capazes de adsorver maiores quantidades de P que a brita (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014), porém todos estes materiais são limitados na remoção de P devido a sua possibilidade de saturação, não contribuindo com a eficiência em longo prazo.

Figura 41 – Variação do fósforo no sistema TS/WCVD (n=14) durante 09/18 - 04/19, após 4 anos de operação: (a) ao longo do tempo; (b) diagrama de caixas associado (box-plots)



4.2.8 Eficiência global do sistema de TS/WCVD

Na Tabela 7, são apresentadas as cargas afluentes e efluentes às unidades de tratamento (TS, WCVD), como também ao sistema como um todo. A eficiência global apresentada na tabela, refere-se à eficiência de remoção do sistema como um todo (TS+WCVD), considerando a carga de esgoto bruto (entrada) e carga da saída do sistema.

Tabela 7 – Cargas (desvio-padrão) de poluentes no afluente e efluente no sistema de TS/WCVD e respectivas eficiências de remoção (n=24) durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação

Parâmetros*	Esgoto bruto (Entrada)	Afluente TS	Efluente TS	Efluente WCVD	Saída	Eficiência (%)		
						TS	WCVD	Global
Sólidos Totais (ST)	1890 (1228)	2526 (1268)	2376 (1200)	1300 (169)	664 (86)	6	45	65
Voláteis (STV)	1303 (966)	1592 (985)	1406 (879)	592 (120)	302 (61)	12	58	77
Fixos (STF)	587 (270)	933 (301)	970 (346)	708 (130)	362 (66)	-4	27	38
Sólidos em Suspensão (SS)	1246 (1114)	1331 (1132)	1461 (1223)	174 (83)	89 (43)	-10	88	93
Voláteis (SSV)	1066 (936)	1139 (951)	1199 (939)	152 (65)	77 (33)	-5	87	93
Fixos (SSF)	181 (192)	192 (196)	257 (316)	22 (24)	11 (12)	-34	91	94
Sólidos Dissolvidos (SD)	644 (217)	1195 (260)	914 (256)	1126 (161)	575 (82)	24	-23	11
Voláteis (SDV)	237 (142)	452 (190)	206 (250)	440 (149)	225 (76)	54	-114	5
Fixos (SDF)	406 (137)	741 (175)	713 (111)	686 (119)	350 (61)	4	4	14
DBO _{5,20}	882 (486)	995 (497)	787 (410)	261 (180)	133 (92)	21	67	85
DQO _t	1417 (756)	1609 (804)	1619 (801)	393 (247)	200 (126)	-1	76	86
DQO _s	320 (98)	384 (119)	268 (154)	130 (81)	66 (41)	30	51	79
NT	150 (59)	197 (63)	176 (68)	96 (26)	49 (13)	11	45	67
N-org	66 (56)	77 (59)	67 (49)	22 (13)	11 (7)	13	67	83
N-NH ₄ ⁺	83 (28)	98 (33)	107 (53)	32 (16)	17 (8)	-9	70	80
N-NO ₂ ⁻	-	0,6 (0,5)	0,1 (0,6)	1,7 (1,3)	0,6 (0,5)	83	-	-
N-NO ₃ ⁻	1,6 (2,5)	21 (10)	3 (3)	41 (18)	21 (9)	88	-	-
P-PO ₃ ⁴⁻	13 (3)	25 (4)	25 (6)	25 (5)	13 (2)	0	0	0

*Unidade em g d⁻¹

Nota: as eficiências negativas do TS podem ser associadas ao problema operacional de arraste de lodo acumulado no seu efluente.

Fonte: Autor.

Neste trabalho, elevadas eficiências de remoção de poluentes foram observadas, podendo estar associadas principalmente à estratégia operacional adotada, como no caso, a recirculação. Decezaro (2018), trabalhando sobre o mesmo sistema estudado neste trabalho, observou melhor desempenho do sistema, com a recirculação. Para TR de 0 e 50%, e cargas de 1373 e 1966 gDQO_t d⁻¹, 662 e 1256 gSS d⁻¹, e 120 e 176 gNT d⁻¹, respectivamente; todas as

eficiências de remoção foram superiores com a recirculação, variando de 71 a 80% para DQO_t, de 72 a 85% para SS, e de 19 para 42% de NT. Portanto, a autora conseguiu maiores eficiências, ainda com o aumento das cargas. Comparando os resultados da autora para TR de 50% com os deste trabalho com TR de 90%, pode ser observado o mesmo comportamento, para uma mesma carga de 1250 gSS d⁻¹, a eficiência aumento de 85 para 93%; e quando comparado a carga de 176 gNT d⁻¹ à carga de 150 gNT d⁻¹ deste trabalho, também teve-se um aumento na eficiência, de 42% a 67%. Isto evidencia a melhoria do desempenho de um mesmo sistema, com o aumento da recirculação. Contudo, o uso de TR relativamente altas, também pode criar condições adversas no sistema, como a diminuição do tempo de percolação para maiores taxas de aplicação hidráulica causadas pela recirculação, as quais também podem comprometer a capacidade de nitrificação do sistema (Arias, Brix e Marti, 2005). Assim, deve-se procurar as taxas ideais de recirculação, que permitam bom desempenho do sistema, sem compromete-lo.

Outros autores também encontraram aumento na eficiência do tratamento de águas residuárias devido ao aumento da TR. Lian-sheng et al. (2006), trabalhando com um sistema de TS seguido de um WCVD para o tratamento de efluente de suinocultura, preenchido com zeolita, cinza e brita, reportou o aumento das eficiências de remoção com o aumento gradual da TR, com valores de 0%, 25%, 50% e 100%, tendo esta última eficiência de remoção de 74% de DBO₅, 78% de SST e 57% de N-NH₄⁺. No caso de Foladori, Ruaben e Ortigara (2013), trabalhando com um WCVD para o tratamento de esgoto doméstico preenchido com brita e areia, observaram aumento na eficiência de remoção de poluentes passando da TR de 0% para uma TR de 100%, com remoções de 85% de DQO_t, 76% de SST e 44% de NT. Ainda, para ambos autores, trabalhando com TR de 100%, as eficiências de remoção de poluentes ficaram próximas às observadas nesse trabalho com TR de 90%. Contudo, cabe salientar que além da recirculação, são vários os fatores que influenciam no tratamento com sistemas com WCVD, tais como o tipo de macrófita, tipo de material filtrante, condições climáticas e condições operacionais. Por essa razão, mais estudos são necessários com relação ao uso da recirculação e a variação das TR para otimização do desempenho desses sistemas.

Silveira et al. (2015), trabalhando com o primeiro estágio de um sistema francês com fundo saturado de 25 cm e brita como material filtrante, no tratamento de esgoto doméstico bruto, obteve remoções de 86% de SS, 47% N-NH₄⁺ e 85% N-NO₃⁻, para cargas de 52, 5,6 e 6,5 g m⁻² d⁻¹, respectivamente. O sistema estudado neste trabalho, apresentou remoções de 93%, 80% e 88%, para cargas de 50, 3,4 e 0,9 g m⁻² d⁻¹ de SS, N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻, respectivamente. Nesse contexto, ambos sistemas, WCV saturado e TS/WCVD conseguem boa eficiência no tratamento, com baixos requerimentos de área. Ayaz et al. (2015), trabalhando com um sistema

UASB e *wetland* híbrido (WCH + WCV) com 100% recirculação, para tratamento de esgoto doméstico, com cargas de 183 gDBO_{5,20} d⁻¹, 690 gDQO_t d⁻¹ e 132 gNTK d⁻¹, obtiveram remoções de 98, 95 e 95% respectivamente, para uma área total de 32 m² (área do *wetland* híbrido). Este trabalho, com cargas de 1417 gDQO_t d⁻¹, 882 gDBO_{5,20} d⁻¹ e 149 gNTK d⁻¹, obteve eficiências de 85, 86 e 81% para uma área de 24,5 m² (área do WCVD). Assim, para cargas mais elevadas de matéria orgânica, o sistema TS/WCVD conseguiu elevadas eficiências, porém com menor requerimento de área que o *wetland* híbrido, tornando-o economicamente mais atraente.

4.3 MONITORAMENTO DA VEGETAÇÃO

Neste item são apresentados os resultados obtidos quanto ao crescimento da macrófita *Canna x generalis* no WCVD e sua capacidade de assimilação e remoção de N e P do efluente, discutindo cada uma destas questões com base no material bibliográfico.

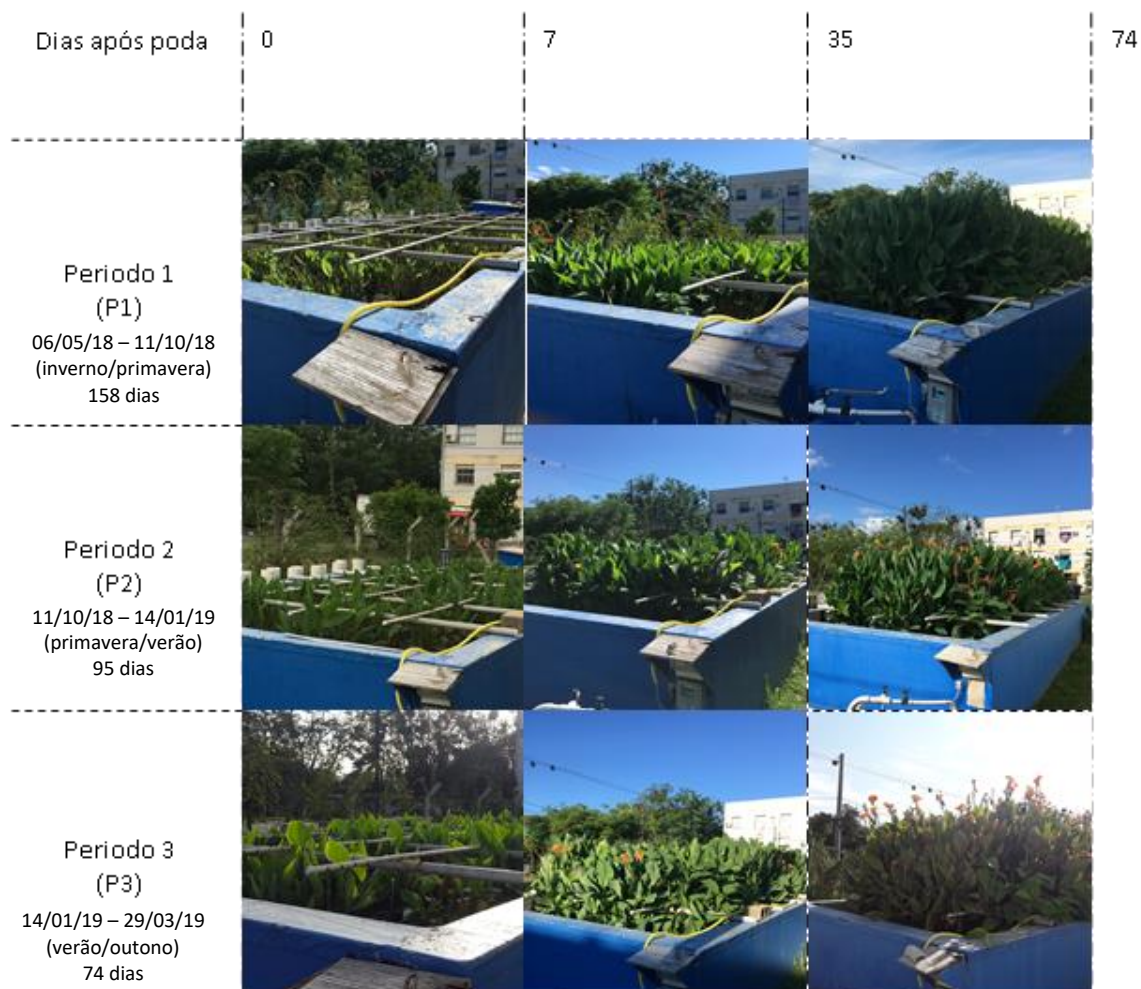
4.3.1 Crescimento da *Canna x generalis*

O crescimento da macrófita para os períodos P1, P2 e P3 pode ser visualizado na Figura 42. Após a realização dos cortes (início de cada período), foi observado um rápido crescimento inicial da macrófita, tendo uma boa adaptação à alimentação com esgoto doméstico no WCVD, com novos brotes da vegetação e crescimento de 20 cm após 7 dias do corte. O mesmo comportamento foi previamente observado por Ramírez (2017), avaliando o mesmo WCVD em estudo, e por Konnerup, Koottatepe e Brix (2009) em um WCFH com brita como substrato e alimentado com esgoto doméstico. Segundo Wenyin et al. (2007), a boa adaptação da *Canna* spp. deve-se à sua elevada tolerância a poluentes em esgotos e à longa vida e alcance das suas raízes.

Durante o P2 a macrófita passou por um intervalo (15//12/2018 a 14/01/2019) de escassez hídrica devido à falta de esgoto da residência estudantil (período de férias acadêmicas). Nesse período de calor intenso e falta de água, a macrófita continuou com seu desenvolvimento, mostrando resistência às condições desfavoráveis. Este comportamento também foi verificado por Tanaka et al. (2015). No seu estudo com WCs alimentados com esgoto sanitário o autor realizou variações na TAH. Ele constatou que a *Canna* spp. continuou seu desenvolvimento, mesmo com baixas TAH (baixa disponibilidade de esgoto sanitário), mostrando-se menos dependente do ambiente aquático quando comparado com outras macrófitas como *Eleocharis* spp. e *Pontederia parviflora*. Contudo, neste estudo, alguns perfilhos da *C. x generalis* sofreram, apresentando folhas verdes-amareladas, seguida de clorose generalizada e evoluindo

para necrose, provavelmente devido à falta de macro e micronutrientes, contidos no esgoto, necessários para seu desenvolvimento.

Figura 42 – Monitoramento fotográfico do crescimento da macrófita *Canna x generalis* durante 05/18 - 04/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

Com o monitoramento do crescimento das macrófitas quanto à altura (Apêndice C), como apresentado na Figura 43, foram determinadas taxas de crescimento médias de 5,4 cm semana⁻¹, 7,3 cm semana⁻¹ e 11,1 cm semana⁻¹ para P1, P2 e P3, respectivamente. Estes resultados podem ser visualizados com base nas linhas de tendência linear (regressão linear) para cada período (Figura 43), onde o P3 apresenta uma maior inclinação em resposta a um maior crescimento em um menor intervalo de tempo quando comparado com os demais períodos. As equações de altura em relação ao tempo, determinadas pela regressão linear, são as seguintes:

$$P1: H = 0,0073t + 0,4246 \quad (R^2 = 0,9867) \quad (1)$$

$$P2: H = 0,0101t + 0,5455 \quad (R^2 = 0,8301) \quad (2)$$

$$P3: H = 0,0159t + 0,5639 \quad (R^2 = 0,8555) \quad (3)$$

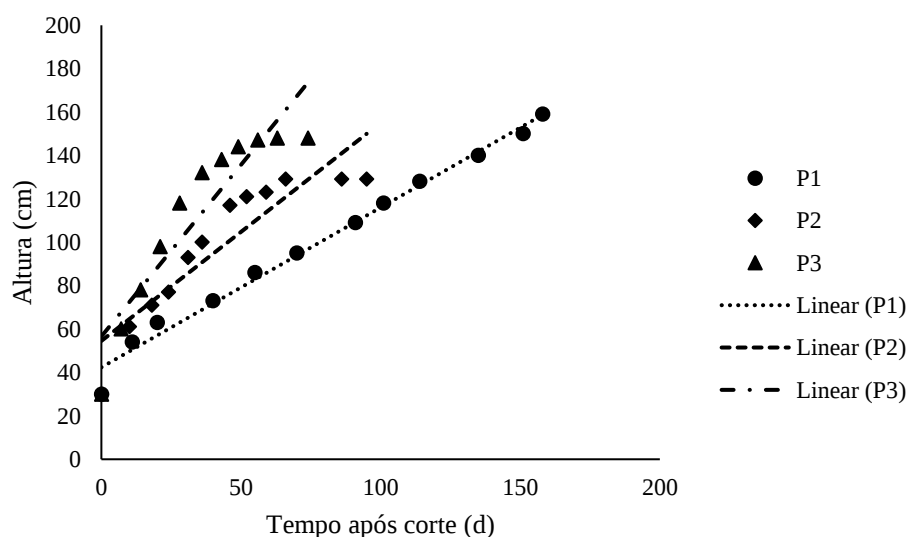
com:

H = altura das macrófitas, em metros (m).

t = tempo após a corte em dias (d).

As equações apresentadas anteriormente poderão auxiliar na estimativa do crescimento da planta em relação ao tempo, sempre que sejam utilizadas para as mesmas condições operacionais apresentadas neste trabalho e para os mesmos períodos de tempo.

Figura 43 – Crescimento da *Canna x generalis* após corte para diferentes períodos de tempo durante 05/18 - 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



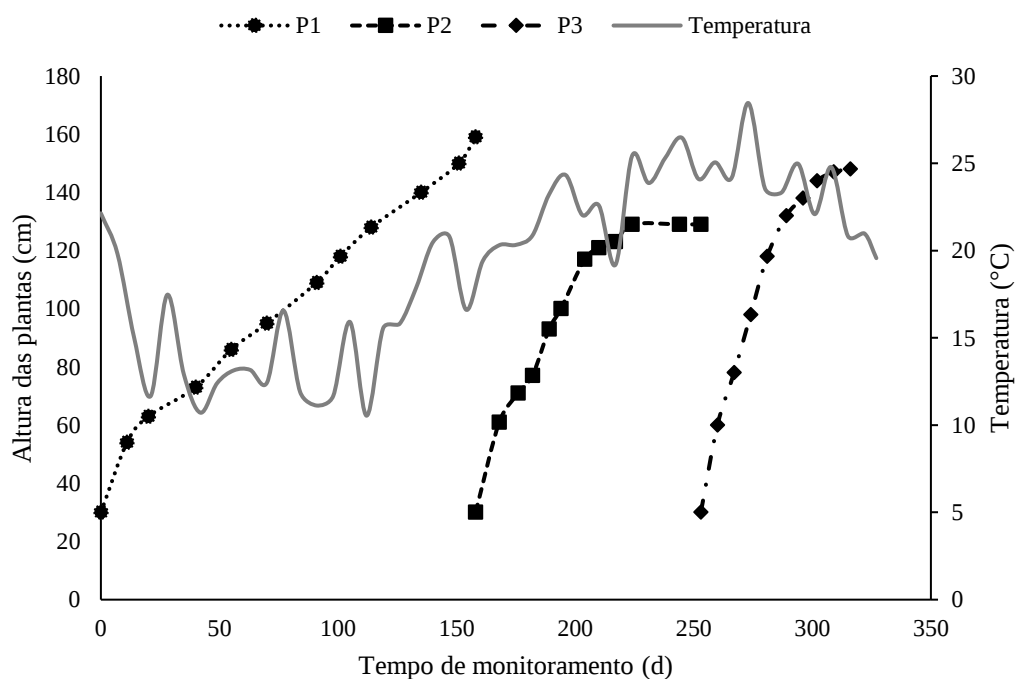
Fonte: Autor.

O monitoramento simultâneo do crescimento da macrófita (altura) e sua biomassa ao longo do tempo pode permitir a obtenção de uma equação de correlação. Essa equação permitiria a estimativa da produção de biomassa total no sistema, a partir de uma medição relativamente simples, como a da altura da planta. Neste trabalho foi obtida unicamente a equação para determinação da altura ao longo do tempo, porém a quantificação de biomassa, por perfilho, não foi realizada. Portanto, recomenda-se a utilização da equação de biomassa x crescimento da macrófita *C. x generalis* obtida por Ramírez (2017), que avaliou o mesmo

sistema estudado neste trabalho e em condições similares, junto com as equações de determinação de altura obtidas neste trabalho, para uma estimativa de produção de biomassa.

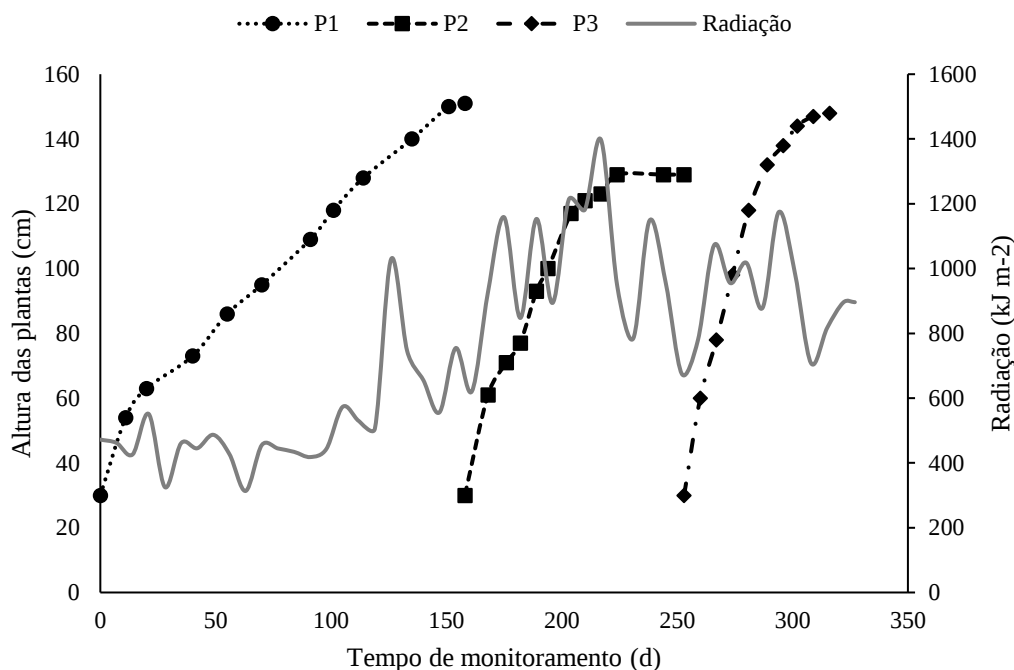
A diferença da taxa de crescimento média entre os diversos períodos pode estar relacionada à variação das condições climáticas. Nas Figuras 44 e 45, é apresentado o crescimento anual da macrófita, envolvendo os três períodos de estudo, em contraste com a variação anual da temperatura e da radiação solar, respectivamente. Para o P1, P2 e P3 foram encontrados valores médios de temperatura e radiação de 14,90 °C e 521,25 kJ m⁻², 22,81 °C e 1009,23 kJ m⁻², 23,38 °C e 926,24 kJ m⁻², respectivamente. O P3 (de maior taxa de crescimento) compreendeu a maior parte do verão e início do outono, apresentando a temperatura média mais elevada e uma radiação solar média levemente menor que a correspondente ao P2, enquanto que o P1 (de menor taxa de crescimento) apresentou os valores médios mais baixos destes parâmetros, incluindo todo o período do inverno e parte do outono.

Figura 44 – Crescimento da *Canna x generalis* e variação da temperatura durante 05/18 - 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

Figura 45 – Crescimento da *Canna x generalis* e variação da radiação solar durante 05/18 – 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



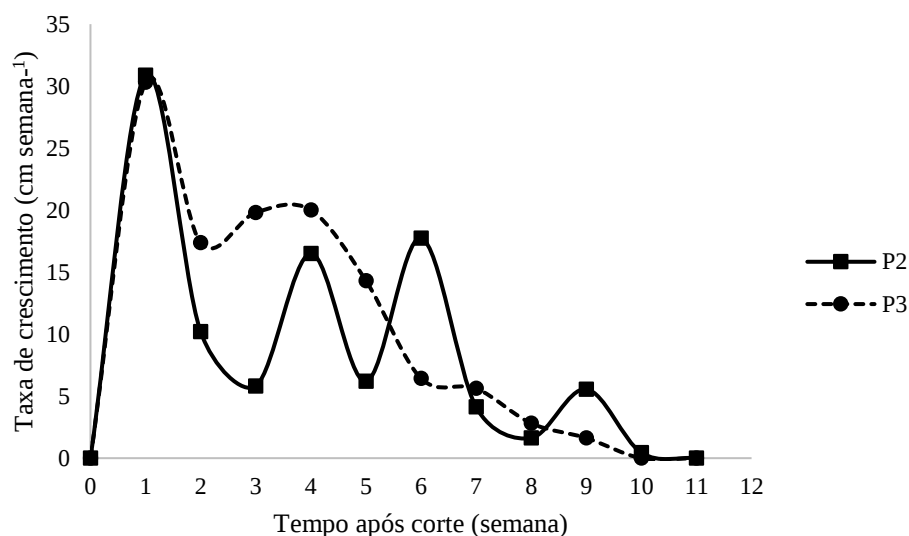
Fonte: Autor.

Os resultados apresentados anteriormente apontam uma forte correlação e proporcionalidade entre a variação dos parâmetros climáticos (temperatura, radiação) e a taxa de crescimento da macrófita, ou seja, condições climáticas quentes levam a um rápido crescimento da macrófita, enquanto que condições frias retardam o mesmo. Este efeito da temperatura é comentado por Gao et al. (2014). Segundo os autores, o crescimento das plantas é limitado pela temperatura, tendo o metabolismo das plantas e as atividades enzimáticas diminuídas no inverno devido às baixas temperaturas. Embora até o momento tenham sido apresentados os valores médios das taxas de crescimento, torna-se interessante avaliar a variação deste parâmetro ao longo do desenvolvimento da macrófita, incluindo suas diferentes fases de crescimento. Na Figura 46 são apresentadas as variações da taxa de crescimento ao longo do tempo para os P2 e P3, expresso em semanas, a partir do início de cada período. O P1 não foi incluído nessa avaliação devido à irregularidade do monitoramento.

Tanto para o P2 quanto para o P3 foi observada maior taxa de crescimento nos primeiros 7 dias (primeira semana) após corte, ambos com um valor aproximado de $0,30 \text{ m semana}^{-1}$. Da mesma forma, desde os 63 dias após a corte (nona semana), ambos períodos já não apresentaram

variação da taxa, com seus valores próximos do zero. O P2 apresentou uma grande variação da taxa entre os 7 e 63 dias após corte, aumentando e diminuindo de forma irregular, enquanto a taxa do P3 foi diminuindo ao longo do tempo, sofrendo grandes deflexões durante os primeiros 42 dias e com variação gradual nos dias restantes.

Figura 46 – Monitoramento da taxa de crescimento da *Canna x generalis* ao longo do tempo durante 05/18 - 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

A estabilização da taxa de crescimento com um valor próximo do zero para períodos climáticos diferentes (P2, P3), primavera e verão, apontam a que a *C. x generalis* atinge seu máximo crescimento (altura constante) em um intervalo de tempo aproximado de 2,5 meses, excetuando os períodos de outono e inverno (P1) onde foi observado após um intervalo de 5,5 meses.

A *Canna* spp. tem se destacado quando comparada a outras macrófitas utilizadas em WCs. No estudo realizado por Kletecke (2011) foram determinadas taxas de crescimento de 1,1, 0,8, 2,8 e 0,7 cm semana⁻¹ para as macrófitas *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta*, respectivamente, plantadas em WCFH alimentado com esgoto doméstico durante um período de temperatura média do ar de 22 °C. Para Yang et al. (2007) valores de 4,4, 6,8 e 5,4 cm semana⁻¹ foram encontrados para a *Typha latifolia*, *Phragmites communis* e *Canna indica*, respectivamente, em WCFS alimentado com esgoto doméstico durante um período de temperatura média do ar de 22 °C; sendo a *C. indica* a segunda macrófitas com maior taxa de crescimento. Nesse trabalho, a *Canna x generalis*

obteve taxas de crescimento superiores aos das macrófitas citadas anteriormente (de 5 a 11 cm semana⁻¹). Contudo, deve-se ressaltar que o crescimento está sendo avaliado unicamente quanto à altura, e que são vários os fatores interferentes no desenvolvimento da planta em WCs, como: condições climáticas, condição operacional, efluente de alimentação, substrato suporte utilizado, entre outros.

4.3.2 Produção de biomassa e remoção de N e P

A partir do corte realizado em cada período, foram contabilizadas as seguintes quantidades de perfilhos: 102 perfilhos m⁻² para P1, 79 perfilhos m⁻² para o P2, e 80 perfilhos m⁻² para o P3. A considerável diminuição de perfilhos de P1 para P2 pode ser devida às condições operacionais e climáticas deste último. No P2 teve-se uma baixa contribuição de esgoto para o sistema durante o 20/12/18 até o 12/01/18 (período de férias acadêmicas). O déficit hídrico gerado pela falta de esgoto, juntamente com as elevadas temperaturas desse período, levaram ao perecimento de uma grande quantidade de perfilhos. Ainda, estas condições tornaram-se ideais para a proliferação de insetos que terminaram atacando e consumindo grande parte da vegetação.

A massa seca média por perfilho para P1, P2 e P3 foi de 40 g. As medições de massa seca são apresentados no Apêndice C. De forma discriminada, a distribuição de massa para um perfilho da *C. x generalis* é de: 20 g (50%) de caule, 14 g (35%) de folha e 6 g (15%) de flor.

Com a quantidade de perfilhos no WCVD e massa seca média por perfilho, foram determinadas taxas de produção de biomassa para a *C. x generalis* de 201 g m⁻² semana⁻¹, 251 g m⁻² semana⁻¹ e 343 g m⁻² semana⁻¹, para P1, P2 e P3, respectivamente. Em média, a taxa produção de biomassa para todo período de monitoramento das macrófitas foi de 265 g m⁻² semana⁻¹. Deve-se ressaltar que a produção de biomassa está fortemente relacionada à quantidade de perfilhos plantados em WCs. Zhang, Rengel e Meney (2007) determinaram uma produção de 72 g m⁻² semana⁻¹ com 56 perfilhos m⁻² para *Canna indica*. A produção de biomassa por perfilho para estes autores foi de 1,29 g semana⁻¹, tendo a *C. indica* uma menor produção que a *C. x generalis* avaliada no presente estudo (1,91 g semana⁻¹ no P1). Porém, a *C. x generalis* mostrou-se menos produtiva que a *Phragmites communis* e *Typha orientalis* de 9,80 e 6,83 g semana⁻¹ por perfilho, determinadas por Liu et al. (2012).

A capacidade de assimilação de N e P da *C. x generalis* para os três períodos (P1, P2, P3) estudados é apresentado na Tabela 8. Das partes aéreas da planta, para os três períodos, foi observada uma maior assimilação de N pela folha, seguida pela flor e pelo caule. O resultado

anterior está de acordo com Konnerup, Koottatep e Brix (2009). Os autores determinaram uma ordem de capacidade de assimilação de folha>caule para as macrófitas *C. x generalis* e *Heliconia psittacorum* em WCFH tratando esgoto doméstico. A mesma ordem de assimilação (folha>caule) foi obtida por Liu et al. (2012) para as macrófitas *Sparganium stoloniferum*, *Phragmites communis* e *Typha orientalis* trabalhando com WCFV aplicado ao tratamento de água de rio eutrófica.

Tabela 8 – Capacidade de assimilação (desvio padrão) de N e P da *Canna x generalis* durante 05/18 - 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Parte	N (%)				P (%)			
	P1	P2	P3	Média	P1	P2	P3	Média
Flor	2,41 (0,41)	2,35 (0,06)	2,28 (0,06)	2,34 (0,22)	0,61 (0,02)	0,68 (0,02)	0,63 (0,00)	0,64 (0,03)
Folha	3,16 (0,06)	2,67 (0,08)	2,78 (0,05)	2,87 (0,23)	0,48 (0,01)	0,36 (0,01)	0,42 (0,02)	0,42 (0,05)
Caule	1,48 (0,04)	1,36 (0,04)	1,64 (0,05)	1,50 (0,13)	0,53 (0,00)	0,52 (0,02)	0,59 (0,02)	0,55 (0,04)
Perfilho completo	1,81 (0,15)	1,53 (0,05)	1,92 (0,07)	1,75 (0,20)	0,47 (0,01)	0,53 (0,01)	0,51 (0,01)	0,50 (0,03)

Fonte: Autor.

No estudo realizado por Konnerup, Koottatep e Brix (2009), a *C. x generalis* teve capacidades de assimilação de N de 3,54% na folha e 1,90% no caule, levemente superiores aos valores médios de 2,87% na folha e 1,50% no caule determinados neste trabalho. Segundo Koerselman e Meuleman (1996) a variação da capacidade de assimilação nas partes das plantas depende das condições climáticas, carga poluidora e das condições de contorno como: tipo e estado do solo, disponibilidade hídrica e as variações sazonais. Quando comparada com a *Phragmites communis* e a *Typha orientalis*, as duas macrófitas mais utilizadas em WCs (VYMAZAL, 2011; JETHWA e BAJPAI, 2016), com capacidades de assimilação determinadas por Liu et al. (2012) de 1,86 e 1,70% na folha e 1,35 e 0,44% no caule, respectivamente, a *C. x generalis* se destaca, com maior assimilação de N.

A assimilação de N para a folha foi mais elevada no período de inverno (P1), enquanto que o menor valor foi visualizado no período da primavera (P2). Analogamente, a flor teve o mesmo comportamento que a folha, diferente do caule, que apresentou maior assimilação do N nas condições climáticas mais quentes (P3).

Embora a variação da capacidade de assimilação sazonal determinada neste trabalho possa ser considerada mínima, de uma ordem máxima de 0,5%, esta pode existir devido às

condições de contorno comentadas anteriormente, como também relacionada ao estado de desenvolvimento das partes quando realizado o corte. Quando a folha e o caule atingem seu máximo desenvolvimento, tendem a um maior acúmulo de nutrientes, em comparação com o período em que ainda estão em processo de formação, principalmente pela diluição de nutrientes com o aumento da biomassa (LIU et al., 2012). No P1, a macrófita teve o maior tempo de desenvolvimento, o que poderia explicar uma maior formação e amadurecimento das partes, tendo maior assimilação de nutrientes quando comparado aos demais períodos. Também, deve ser considerado o maior crescimento e espalhamento das raízes ao longo do tempo, as quais são consideradas zonas ativas de absorção e transporte de nutrientes, aumentando progressivamente as quantidades de N e P transportadas para as demais partes (LIU et al., 2012), podendo explicar o leve aumento que teve-se na folha e caule do P2 para o P3.

Avaliando a planta como um todo (perfilho completo), quantidades mais elevadas de N foram encontradas no P3. Isto pode ser devido à distribuição da massa seca no perfilho, onde o caule apresenta o maior percentual, e este último assimilar maiores quantidades de N em condições climáticas quentes, como comentado anteriormente.

A capacidade de assimilação média de N para cada perfilho de *C. x generalis* para os três períodos foi de 1,75% (Tabela 8). Este valor foi superior ao encontrado por Sirianuntapiboon e Jitvimolnimit (2007) de 1,16% para a *Canna siamensis* em um WCFSS tratando esgoto doméstico durante um período de 30 dias, e levemente inferior aos 2,05% para *Canna* spp. encontrados por Zhang, Rengel e Meney (2007) trabalhando com WCVD com suporte de areia alimentado com água sintética em um período de 65 d.

Além disso, a *C. x generalis* apresentou uma elevada capacidade de assimilação de N quando comparada com outras macrófitas utilizadas em WCs. Em um estudo realizado por Vincent et al. (2017) trabalhando com WCFH com suporte de brita alimentado com água sintética durante 193 dias, foram obtidas assimilações de 0,36, 0,33, 0,37, 0,28 e 0,45% para as macrófitas *Thalia dealbata*, *Arundo donax*, *Cyperus alternifolius*, *Typha orientalis* e *Phragmites australis*.

Em relação ao P, a parte aérea que resultou em maior capacidade de assimilação foi a flor, seguida pelo caule e pela folha, para cada um dos períodos avaliados. A maior assimilação para cada uma destas partes deu-se em períodos distintos: a flor no P2, a folha no P1, e o caule no P3. A capacidade de assimilação de fósforo pela folha (0,43%) e caule (0,55%) determinadas neste trabalho foram superiores às obtidas por Liu et al. (2012) para as macrófitas *Phragmites communis* (0,24% pela folha, 0,23% pelo caule), *Sparganium stoloniferum* (0,40% pela folha) e *Typha orientalis* (0,29% pela folha, 0,05% pelo caule).

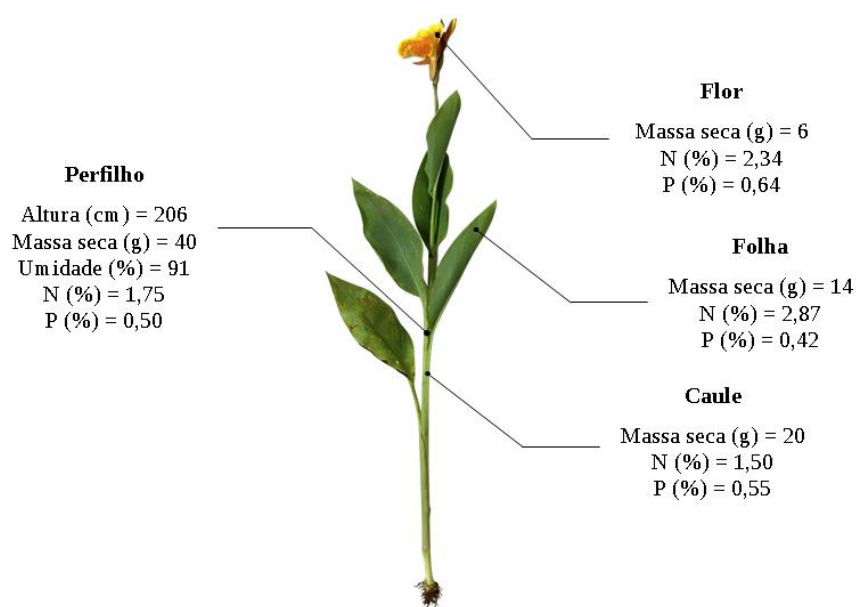
O perfilho como um todo teve sua maior capacidade de assimilação durante o P2 (0,53%), porém com uma diferença desprezível quando comparado aos demais períodos.

A *C. x generalis* apresentou uma capacidade de assimilação média de P de 0,50%. Este valor foi próximo ao 0,43% determinado para *Canna indica* e superior aos 0,12% determinado para *Canna siamensis* nos trabalhos de Zhang, Rengel e Meney (2007) e Sirianuntapiboon e Jitvimolnimit (2007) comentados previamente.

A *C. x generalis* também demonstrou elevada capacidade de assimilação de P quando comparada com as macrófitas *Hedychium coronarium* (0,23%), *Heliconia psittacorum* (0,22%) e *Cyperus alternifolius* (0,30%) avaliadas por Kletecke (2011) em WCFH tratando esgoto doméstico, e *Phragmites australis* (1,86%) e *Typha domingensis* (0,38%) em WCVD tratando esgoto doméstico e efluente de bovinocultura de leite respectivamente, estudadas por Abou-Elela e Hellal (2012) e Pelissari (2013).

Os resultados apresentados anteriormente permitiram a determinação das médias anuais da capacidade de assimilação, altura máxima e sua respectiva massa seca para um perfilho da *C. x generalis* dentro do período de estudo, como mostrado na Figura 47.

Figura 47 – Características médias da *Canna x generalis* durante 05/18 - 03/19



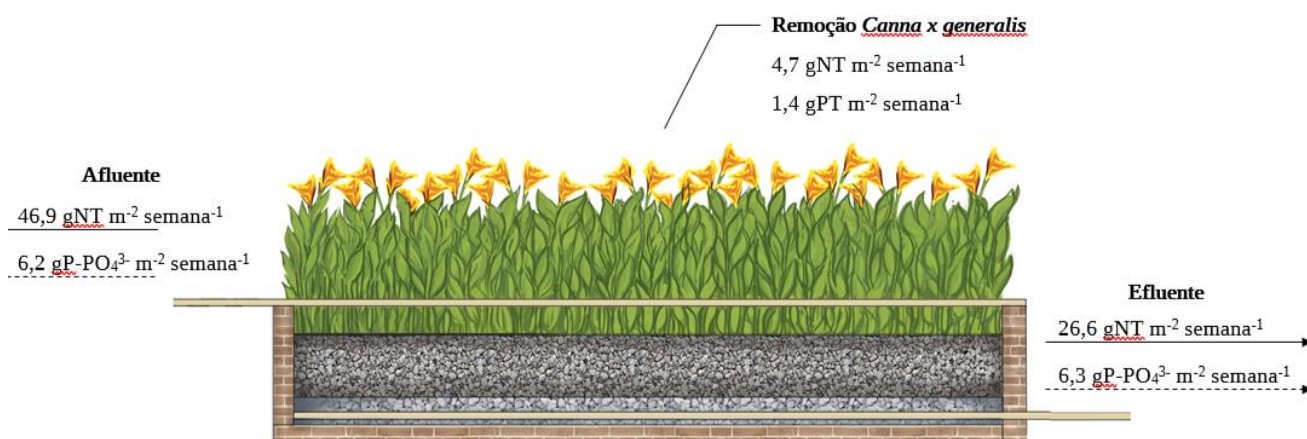
Fonte: Autor.

Com base na capacidade de assimilação e produção de biomassa para a *C. x generalis*, foi determinada para o WCVD uma remoção de N de 3,6 g m⁻² semana⁻¹ no P1, 3,8 g m⁻² semana⁻¹ no P2 e 6,6 g m⁻² semana⁻¹ no P3, sendo este último o período de maior remoção. Assim, a remoção média de N pela *C. x generalis* durante este trabalho foi de 4,7 g m⁻² semana⁻¹.

¹, correspondendo a 22% da remoção total de N pelo sistema. A Figura 48, apresenta um esquema da remoção de N pela macrófita, em comparação aos valores de entrada e saída deste nutriente no WCVD.

Quanto à remoção de PT foram encontrados valores de 1,10 e 1,30 g m⁻² semana⁻¹ para P1 e P2, respectivamente, e de 1,80 g m⁻² semana⁻¹ para P3 que, analogamente à remoção de N, mostrou-se como o melhor período para a remoção de P. O valor médio de remoção do P pela macrófita durante o estudo do sistema foi de 1,40 g m⁻² semana⁻¹ (Figura 48). A porcentagem de remoção de P pela *Canna x generalis* não foi avaliada, devido a que as cargas afluentes e efluentes ao WCVD foram determinadas em relação a P-PO₄³⁻ e a assimilação pela planta foi em relação a PT.

Figura 48 – Remoção de N e P pela *Canna x generalis* no WCVD durante 05/18 - 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

Na Tabela 9 são apresentados os resultados de remoção de N e P encontrados por autores trabalhando com WCs. Segundo Gao et al. (2014) o potencial de remoção de nutrientes pelas plantas é geralmente limitado pela produção de massa seca da macrófita e sua capacidade de assimilação de nutrientes. No estudo realizado por Zhang, Rengel e Meney (2007) com *Canna indica* foram determinadas remoções de 1,48 g N m⁻² semana⁻¹ e 0,30 g P m⁻² semana⁻¹, inferiores aos 4,70 g N m⁻² semana⁻¹ e 1,40 g P m⁻² semana⁻¹ determinadas para *C. x generalis* neste trabalho. A diferença radica principalmente na produção de biomassa. Os autores obtiveram uma produção de apenas 72 g m⁻² semana⁻¹, enquanto neste trabalho a produção de biomassa foi de 260 g m⁻² semana⁻¹, para capacidades de assimilação das duas macrófitas em torno de 2,00%. No trabalho realizado por Liu et al. (2012), a macrófita *Phragmites communis*

Tabela 9 – Remoção de N e P por plantas em WCs

(continua)

Tipo de WC, substrato e efluente	Tipo de macrófita	Produção de biomassa (g m ⁻² semana ⁻¹)	Nutriente	Assimilação por perfilho (%)	Carga aplicada no WC (g m ⁻² semana ⁻¹)	Remoção pelas plantas (g m ⁻² semana ⁻¹)	Eficiência (%)	Referência
WCVD ^a Brita Esgoto doméstico	<i>Canna x generalis</i>	260	N	1,76	46,9	4,7	10	Este trabalho
			P	0,52	6,2	1,4	-	
WCFH ^b Areia Esgoto doméstico	<i>Phragmites spp</i>	-	N	1,30	0,2	0,04	24	Le, Uyen e Wyseure (2005)
			P	0,01	0,002	0	1	
WCVD ^a Brita e xisto Água eutrofizada de rio	<i>Phragmites communis</i>	78	N	1,28	32,8	1,0	3	Liu et al. (2012)
			P	0,24	3,1	0,19	6	
	<i>Typha orientalis</i>	55	N	1,37	32,8	0,75	2	
			P	0,24	3,1	0,13	4	
	<i>Sparganium stoloniferum</i>	62	N	1,79	32,8	1,10	3	
			P	0,31	3,1	0,19	6	
WCFH ^b Brita Esgoto doméstico	<i>Canna x generalis</i>	60	N	-	84,0	1,6	1	Konnerup, Koottatep e Brix (2009)
			P	-	-	-	-	
	<i>Heliconia psittacorum</i>	10	N	-	84,0	0,2	0	
			P	-	-	-	-	
WCFH ^b Brita Água sintética	<i>Thalia dealbata</i>	20	N	0,36	3,5	0,1	2	Vincent et al. (2017)
			P	0,02	0,5	0,006	1	
	<i>Cyperus alternifolius</i>	40	N	0,37	3,5	0,2	5	
			P	0,03	0,5	0,01	2	
	<i>Typha orientalis</i>	10	N	0,28	3,5	0,05	1	
			P	0,01	0,5	0,002	0	
	<i>Phragmites australis</i>	20	N	0,45	3,5	0,08	2	
			P	0,01	0,5	0,002	0	

Tabela 9 – Remoção de N e P por plantas em WCs

(conclusão)

Tipo de WC, substrato e efluente	Tipo de macrófita	Produção de biomassa (g m ⁻² semana ⁻¹)	Nutriente	Assimilação por perfilho (%)	Carga aplicada no WC (g m ⁻² semana ⁻¹)	Remoção pelas plantas (g m ⁻² semana ⁻¹)	Eficiência (%)	Referência
WCVD ^a Escoria de alto forno e serragem Água sintética	<i>Iris sibirica</i>	19	N	1,9	14	0,36	3	Gao et al. (2014)
			P	0,2	2,3	0,04	2	
WCVD ^a Areia Água sintética	<i>Canna indica</i>	72	N	1,5	1,5	1,5	98	Zhang, Rengel e Meney (2007)
			P	0,4	0,9	0,3	33	
	<i>Schoenoplectus validus</i>	123	N	1,9	1,5	1,9	100	
			P	0,5	0,9	0,5	56	
WCFSS ^c	<i>Canna siamensis</i>	1160	N	0,5	37,7	6,3	17	Sirianuntapiboon e Jitvimolnimit (2007)
			P	0,1	10,4	1,4	14	
	<i>Typha latifolia</i>	910	N	0,4	37,7	4,0	11	
			P	0,1	10,4	0,7	7	

^a Wetland construído de fluxo vertical descendente; ^b Wetland construído de fluxo horizontal; ^c Wetland construído de fluxo superficial

Fonte: Autor.

apresentou uma assimilação de 1,28% de N, inferior aos 1,37% da *Typha orientalis*, porém a remoção de N foi superior nesta última devido a sua maior produção de biomassa.

Outro fator que deve ser considerado na remoção de nutrientes é a carga aplicada. No trabalho realizado por Sirianuntapiboon e Jitvimolnimit (2007) teve-se remoções de N e P de 6,30 e 1,40 g m⁻² semana⁻¹, respectivamente, pela *Canna siamensis*, superiores aos da *C. x generalis* determinadas neste estudo. A *C. siamensis* teve uma produção de biomassa (1160 g m⁻² semana⁻¹) muito superior à da *C. generalis* deste trabalho, porém, a remoção de N foi apenas de 6,30 g m⁻² semana⁻¹, e não houve diferença na remoção de P. Nesse contexto, a semelhança das remoções de nutrientes pode ser devido às cargas aplicadas, onde a *C. siamensis* recebeu 37,7 g N m⁻² semana⁻¹ enquanto que a *C. generalis* recebeu 46,9 g N m⁻² semana⁻¹. Isto foi verificado por Gao et al. (2014) e Zhang, Rengel e Meney (2007), que foram obtendo maiores remoções de N e P com o aumento da carga aplicada. Segundo estudos de Lawrence e Mixon (1970), a assimilação de nutrientes pelas plantas tem relação direta com a disponibilidade de nutrientes no meio, pois a composição nutricional foliar das espécies vegetais está diretamente relacionada com a concentração de nutrientes no meio onde estas se desenvolvem.

A eficiência de remoção de N da *C. generalis* determinada neste trabalho foi superior ao de todas as macrófitas apresentadas na Tabela 9, com exceção da *Phragmites spp* avaliada por Le, Uyen e Wyseure (2005), *C. indica* e *Schoenoplectus validus* avaliadas por Zhang, Rengel e Meney (2007), e *C. siamensis* e *T. latifolia* estudadas por Sirianuntapiboon e Jitvimolnimit (2007). Para todos esses trabalhos pode ser visualizado que quanto menor a carga de N aplicada, maior a eficiência da vegetação. Portanto, recomenda-se que a eficiência de remoção de nutrientes não seja utilizada como parâmetro de comparação de macrófitas utilizadas em WCs, a não ser que as condições de alimentação e condições de contorno sejam semelhantes. Sohsalam, Englande e Sirianuntapiboon (2008), trabalhando com WCFSS, verificaram que as plantas *Cyperus involucratus*, *Canna siamensis* e *Typha augustifolia* apresentaram a mesma eficiência de remoção 22,71% de N para a mesma carga, podendo ser utilizada qualquer destas plantas para uma eficiente remoção de N.

Além dos fatores interferentes na remoção de N e P citados anteriormente, o TRH dentro de WCs também deve ser considerado. Segundo Gao et al. (2014), um maior tempo de contato do efluente com a rizosfera pode estimular uma melhor absorção de nutrientes. Cui et al. (2010) ao estudar um WCVD plantado com *C. indica* verificaram que maiores TRH resultaram em maior transformação da matéria orgânica, absorção de nutrientes e produção de biomassa vegetal. Neste trabalho a interferência da hidrodinâmica do WCVD no crescimento da planta será avaliada na seção 4.4.

4.4 AVALIAÇÃO DA HIDRÁULICA E DESEMPENHO DO SISTEMA TS/WCVD

Nesta seção são apresentados parâmetros de caracterização e descrição do comportamento hidráulico do TS e do WCVD. A hidráulica do TS foi caracterizada em função ao TRH, e foi realizada sua associação com o desempenho da unidade. Para o WCVD foram avaliadas as diversas curvas de distribuição de tempo de percolação normalizadas $E(t)$ ao longo do tempo, permitindo a determinação de parâmetros de caracterização hidráulica da unidade. Os parâmetros mencionados anteriormente permitiram o uso de índices para a avaliação do desempenho hidráulico do WCVD. Por último, foi determinada a possível relação existente entre a hidráulica do WCVD e seu desempenho na remoção de poluentes.

4.4.1 Hidráulica e remoção de poluentes no TS

Com uma vazão afluyente média de 2294 L d^{-1} e um volume útil de $4,7 \text{ m}^3$ foi determinado um TRH médio de $2,05 \text{ d}$ para o TS estudado, tempo superior à recomendação de $0,91 \text{ d}$ dada pela NBR 7229 (ABNT 1993) para vazões de 1500 a 3000 L d^{-1} . Cabe ressaltar que para o cálculo do TRH médio desta unidade não foi considerada a possível variação do volume útil ocupado devido à operação intermitente.

Para o TRH de $2,05 \text{ d}$ foram determinadas eficiências de remoção de 45 e 46% de SST e $\text{DBO}_{5,20}$, respectivamente. Quando comparados aos valores de remoção de 50% de SST e 30% de $\text{DBO}_{5,20}$ comentados por Von sperling (2005), vê-se uma remoção de sólidos similar e um aumento de 20% na remoção de matéria orgânica biodegradável. O aumento na remoção da matéria orgânica pode estar relacionada à alimentação do TS com efluente recirculado do WCVD, disponibilizando uma matéria orgânica parcialmente degradada.

4.4.2 Hidráulica do WCVD

4.4.2.1 Ensaios hidrodinâmicos

Na Tabela 10 são apresentadas as condições iniciais dos ensaios hidrodinâmicos realizados, e nas Figuras 49 e 50 são apresentadas as curvas E_{carga} relativas ao comportamento do traçador, expresso em carga, e as curvas $E_{\text{vazão}}$ obtidas a partir da normalização dos hidrogramas, na saída do WCVD.

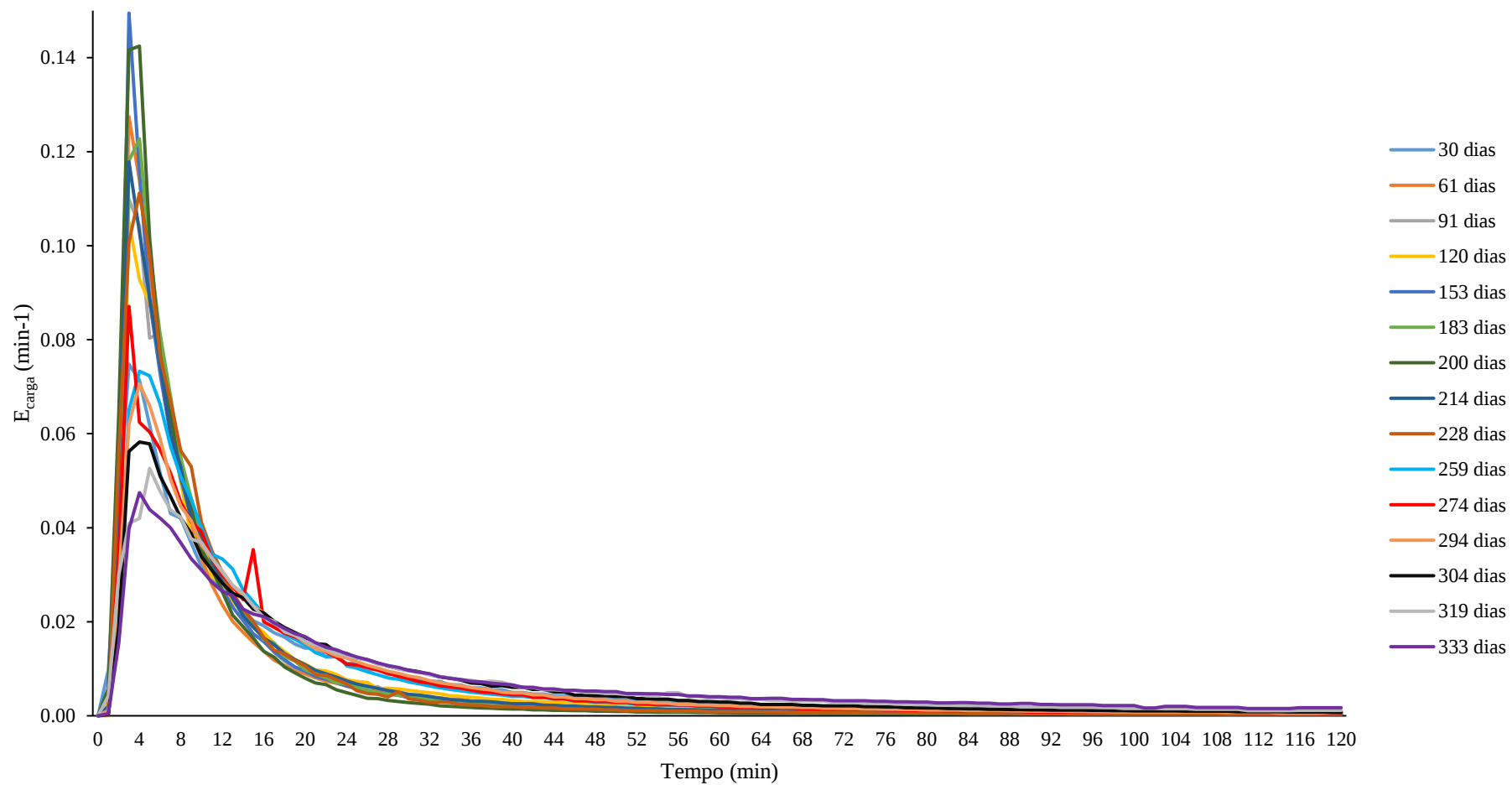
Tabela 10 – Condições iniciais de ensaios hidrodinâmicos no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Ensaio	Data	Tempo de estudo (d)	Horario	Vazão (L min ⁻¹)	Duração do pulso (min)
1	Maio (30/05/18)	30	16:00 - 18:00	125	
2	Junho (30/06/18)	61	16:00 - 18:00	125	
3	Julho (31/07/18)	92	15:00 - 17:00	125	
4	Agosto (28/08/18)	120	15:00 - 17:00	125	
5	Setembro (30/09/18)	153	9:00 - 11:00	125	
6	Outubro (30/10/18)	183	9:00 - 11:00	125	
7	Novembro (16/11/18)	200	8:00 - 10:00	138	
8	Novembro (30/11/18)	214	8:00 - 10:00	131	2
9	Dezembro (14/12/18)	228	7:00 - 9:00	128	
10	Janeiro (14/01/19)	259	7:00 - 9:00	130	
11	Janeiro (29/01/19)	274	7:00 - 9:00	125	
12	Fevereiro (18/02/19)	294	7:00 - 9:00	133	
13	Fevereiro (28/02/19)	304	8:00 - 10:00	116	
14	Março (15/03/19)	319	8:00 - 10:00	125	
15	Março (29/03/19)	333	7:00 - 9:00	131	

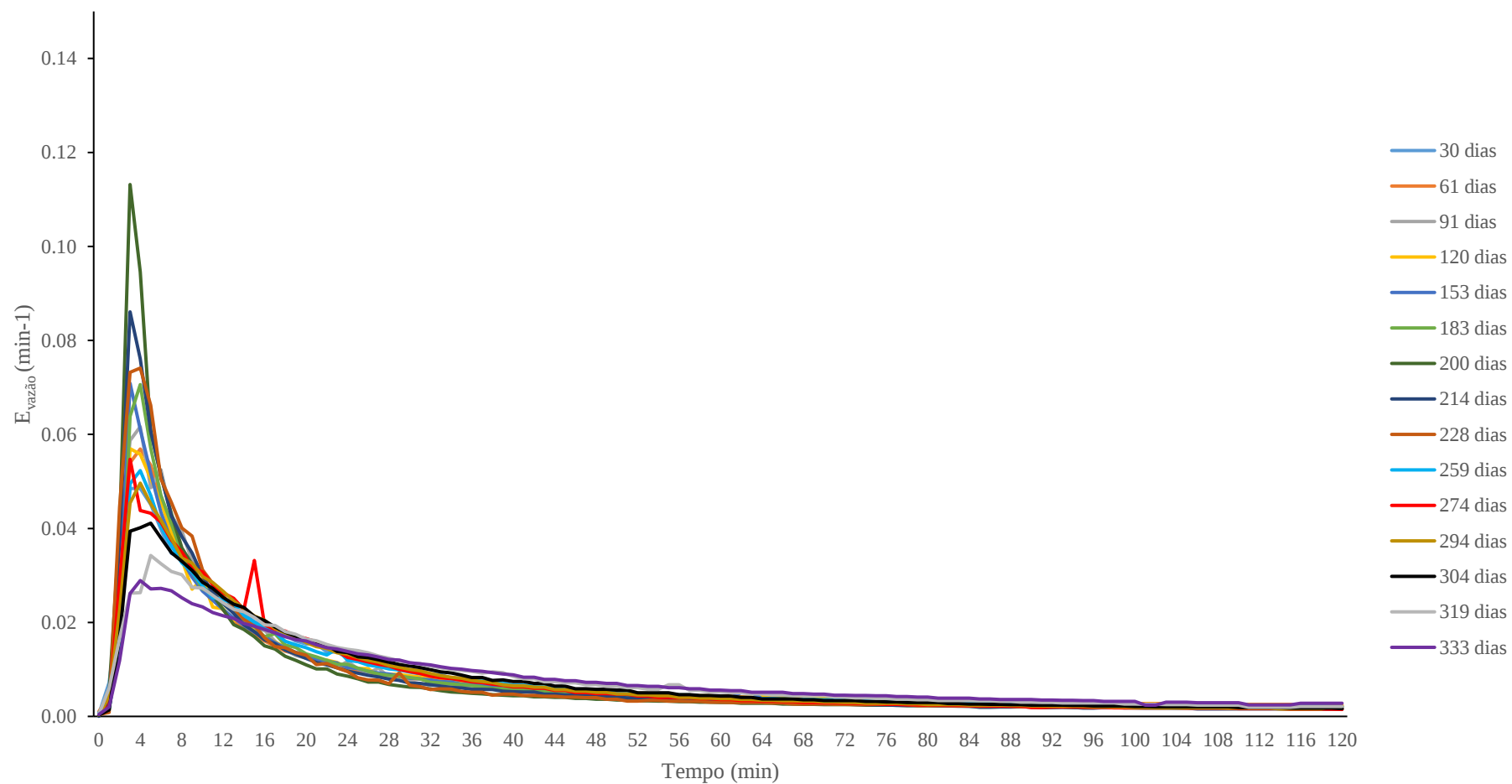
Fonte: Autor.

Quanto à vazão aplicada para cada um dos ensaios (Tabela 10), os ensaios 7, 8, 9, 10, 12 e 15 apresentaram valores superiores (128 L min⁻¹ – 138 L min⁻¹) aos 125 L min⁻¹ esperados, e já o ensaio 13 apresentou um valor menor (116 L min⁻¹). Esta variação da vazão pode interferir na comparação das curvas E, sendo que o comportamento hidráulico do WCVD pode estar diretamente relacionado a sua carga hidráulica (MOLLE et al., 2006).

Na análise das curvas E_{carga} (Figura 49), foi observado um padrão comportamental. Todas as curvas apresentaram um pico bem definido, elevada assimetria e formação de longa cauda. Este mesmo padrão também foi observado para as curvas $E_{\text{vazão}}$ (Figura 50). Os valores de E aumentaram rapidamente até o alcance do pico. Após o pico, teve-se um decréscimo variado, iniciando-se um decréscimo pronunciado logo após o pico, seguido de uma lenta variação dos valores de E, quase assintótica.

Figura 49 – Curvas E_{carga} para ensaios hidrodinâmicos ao longo do tempo no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Fonte: Autor.

Figura 50 – Curvas $E_{vazão}$ para ensaios hidrodinâmicos ao longo do tempo no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Fonte: Autor.

A elevada inclinação inicial da curva E pode estar associada com a forma de distribuição da água no WCVD. Por estes sistemas serem alimentados por tubulações furadas, estendidas ao longo do seu comprimento, algumas parcelas de água conseguem atingir a saída do WC mais rapidamente, dependendo da localização dos furos. Quando as parcelas de água alimentadas por furos próximos à saída do sistema encontram-se com aquelas alimentadas por furos mais distantes, a vazão tende a aumentar rapidamente.

Para o fenômeno da cauda, segundo Cota (2011), o lento decaimento da vazão (condutividade) ao longo do tempo pode estar relacionado à difusão do volume aplicado de água para as possíveis zonas mortas presentes dentro do filtro. Ainda, o autor comenta que a parcela do traçador difundida para estas zonas pode ir sendo liberado aos poucos, atrasando sua resposta na saída do filtro.

Além do possível estancamento em zonas mortas, traçadores também podem ser adsorvidos dentro do filtro. Segundo Levenspiel (2000), a biomassa formada dentro do filtro, e o próprio material filtrante, são capazes de adsorver o traçador, diminuindo sua concentração na saída do filtro, visualizado no fenômeno de cauda longa nas curvas E.

Na análise das curvas E_{carga} (Figura 49) e as curvas $E_{\text{vazão}}$ (Figura 50) pode ser visualizado o mesmo comportamento para cada um dos ensaios, em outras palavras, uma curva $E_{\text{vazão}}$ apresenta uma forma igual ou aproximada à sua curva E_{carga} análoga. Isto mostra que a variação da carga do traçador poderia ser avaliado com base à variação da vazão. Porém, os valores de recuperação do volume de água e do traçador durante os ensaios hidrodinâmicos podem diferir. Na Tabela 11 pode ser observado as percentagens de recuperação do volume de água e do traçador para cada um dos ensaios realizados. Em média, para cada ensaio realizado, teve-se uma recuperação de 54% do volume de água aplicado, e apenas 24% da massa do traçador. Assim, embora as curvas E_{carga} e $E_{\text{vazão}}$ possam ter formas similares, seus valores para cada tempo de percolação podem ser diferentes.

Tabela 11 – Condições finais de ensaios hidrodinâmicos no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

(continua)

Ensaio	Tempo de estudo (d)	Volume aplicado (L)	Recuperação de volume		Massa aplicada RWT (ug)	Recuperação de massa de RWT	
			(L)	(%)		(ug)	(%)
1	30	250	156	62	38849	10858	28
2	61	250	155	53	51663	8565	17
3	92	250	132	46	25316	6313	25
4	120	250	117	40	32851	5141	16
5	153	250	142	49	40786	8182	20

Tabela 11 – Condições finais de ensaios hidrodinâmicos no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

(conclusão)

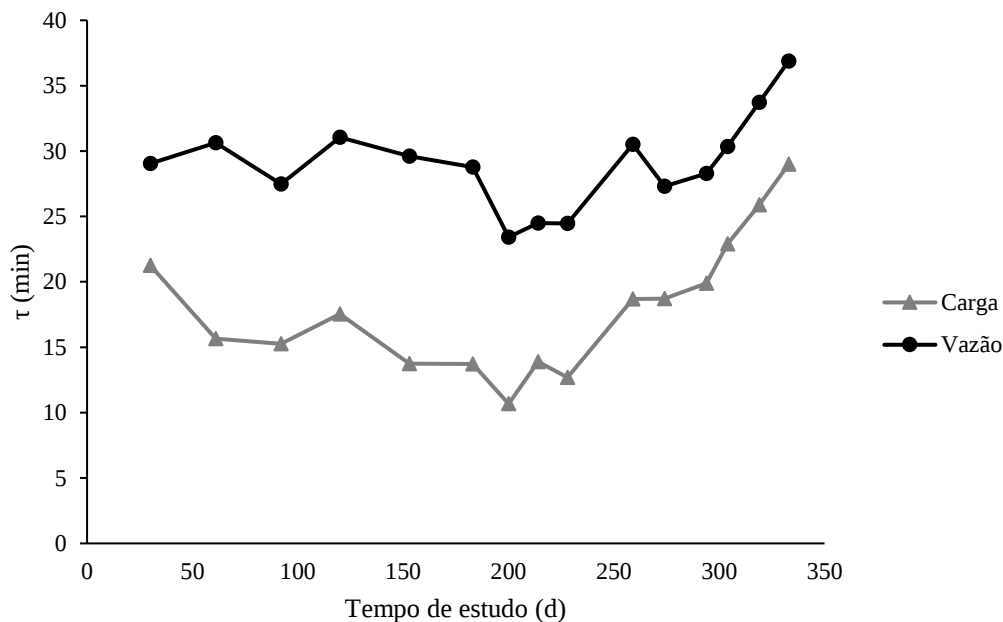
Ensaio	Tempo de estudo (d)	Volume aplicado (L)	Recuperação de volume		Massa aplicada RWT (ug)	Recuperação de massa de RWT	
			(L)	(%)		(ug)	(%)
6	183	249	145	50	33836	7108	21
7	200	275	182	63	52449	13030	25
8	214	261	139	48	39824	10862	27
9	228	255	170	59	42744	12163	28
10	259	260	171	59	19981	4727	24
11	274	250	174	60	17454	6391	37
12	294	266	176	61	47645	12586	26
13	304	231	161	56	46566	12446	27
14	319	250	165	56	56986	11026	19
15	333	261	161	56	54213	12064	22
		Média	156	54	40078	9431	24

Fonte: Autor.

Para expressar melhor a diferença entre as curvas E_{carga} e $E_{vazão}$, na Figura 51 são mostradas a variação dos tempos de percolação médio (τ) determinadas com base a cada uma destas curvas, ao longo do período de estudo. Para todos os ensaios, os tempos de percolação médios obtidos pela curva $E_{vazão}$ foram superiores aos obtidos pela E_{carga} ($\tau_{vazão} > \tau_{carga}$). O uso da curva $E_{vazão}$ surge como uma opção para a determinação do τ sem uso de traçador, diminuindo custo e tornando os ensaios hidrodinâmicos mais simples. Para isso, foi necessária a determinação de um fator de correção (FC), que permita estimar os valores de τ_{carga} a partir dos valores de $\tau_{vazão}$, como mostrado na Tabela 12. Foi determinado um FC médio igual a 0,61, e os tempos de percolação determinados a partir dos $\tau_{vazão}$ ($\tau_{vazão} \times FC$) não apresentaram diferencia significativa com os valores de τ_{carga} ($p > 0,05$).

Além do uso do FC, o τ_{carga} pode ser determinado a partir de uma regressão linear com os valores de $\tau_{vazão}$. A Figura 52 apresenta a distribuição dos valores de τ_{carga} para seu valor análogo de $\tau_{vazão}$. Pela regressão linear foi determinado a equação $\tau_{carga} = 1,21\tau_{vazão} - 17,23$, apresentando uma forte correlação entre eles ($R=0,83$). Seja o método que for utilizado, FC ou regressão linear, recomenda-se a realização de um maior número de ensaios para uma melhor precisão na estimativa do τ_{carga} .

Figura 51 – Variação dos tempos de percolação médio (τ) ao longo do tempo no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



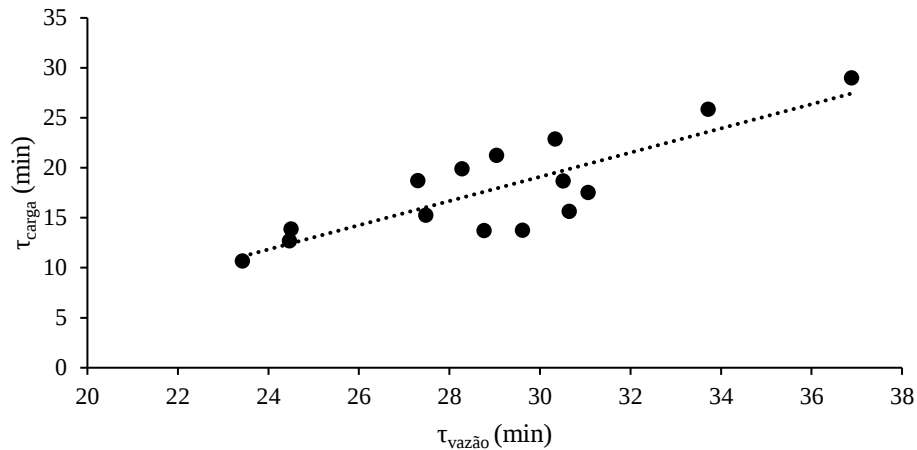
Fonte: Autor.

Tabela 12 – Determinação de fator de correção em relação a τ_{carga} e $\tau_{\text{vazão}}$ no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Ensaio	Tempo de estudo (d)	τ (min)		FC
		Carga	Vazão	
1	30	21,25	29,04	0,73
2	61	15,65	30,64	0,51
3	92	15,26	27,47	0,56
4	120	17,54	31,06	0,56
5	153	13,76	29,61	0,46
6	183	13,72	28,77	0,48
7	200	10,67	23,42	0,46
8	214	13,90	24,50	0,57
9	228	12,70	24,46	0,52
10	259	18,69	30,51	0,61
11	274	18,72	27,30	0,69
12	294	19,90	28,27	0,70
13	304	22,90	30,34	0,75
14	319	25,87	33,72	0,77
15	333	28,99	36,88	0,79
Média				0,61

Fonte: Autor.

Figura 52 – Distribuição do τ_{carga} em relação ao $\tau_{\text{vazão}}$ no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

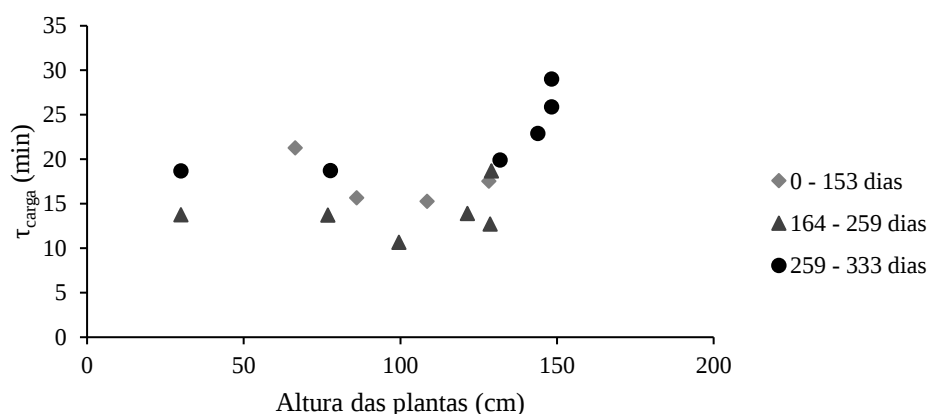
Como mostrado na Figura 51, o comportamento do τ_{carga} ao longo do período de estudo foi variável, apresentando um decréscimo até os 228 dias após início do estudo, seguido de um acréscimo até o último ensaio hidrodinâmico realizado (final do estudo). Esta variação do τ_{carga} pode estar relacionada principalmente a fatores biológicos atuantes sobre o WCVD, assim como as condições operacionais adotadas neste sistema.

Entre os fatores biológicos, foi avaliada a possível influência do crescimento da vegetação sobre a hidráulica do WCVD. A fim de não interferir no tratamento do esgoto realizado pelo WCVD, foi realizado unicamente o acompanhamento do crescimento da parte aérea da macrófita *Canna x generalis* (folhas, caule, flor). A parte subterrânea não foi monitorada, devido à necessidade de remexer no material filtrante para o monitoramento do crescimento e espalhamento de raízes e rizomas, podendo afetar o biofilme previamente estabelecido e a estrutura e porosidade do meio.

Na Figura 53 é mostrada a distribuição do τ_{carga} e a respectiva altura média associada da *Canna x generalis*, relativo à cada ensaio hidrodinâmico realizado, ao longo do tempo (após início do estudo). O crescimento da macrófita foi monitorado durante três períodos de tempo (Figura 45, seção 4.3.1), com início de cada período a partir da poda das plantas. No período de 0 até 153 dias, foi observada uma correlação moderada entre o crescimento aéreo da planta e a variação do τ_{carga} ($R = 0,53$), e para o período de 164 até 259 dias a correlação foi desprezível ($R = 0,16$). Estes resultados não indicam que, de fato, o crescimento da macrófita não interfere na hidrodinâmica do leito filtrante. O decréscimo do τ_{carga} até os 228 dias poderia estar associado

ao crescimento da parte subterrânea (rizofera). A expansão de raízes e rizomas são capazes de formar e distribuir caminhos preferências (curto-circuito) ao longo do comprimento e profundidade do leito, facilitando a passagem da água (TORRENS et al., 2009). Ainda, esta hipótese poderia ser respaldada pelo aumento do número de perfilhos, de 1819 (início do estudo) até 1938 perfilhos (259 dias), indicando o aumento do número de raízes e rizomas.

Figura 53 – Variação do τ_{carga} em relação ao crescimento da *Canna x generalis* durante 05/18 – 03/19 após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

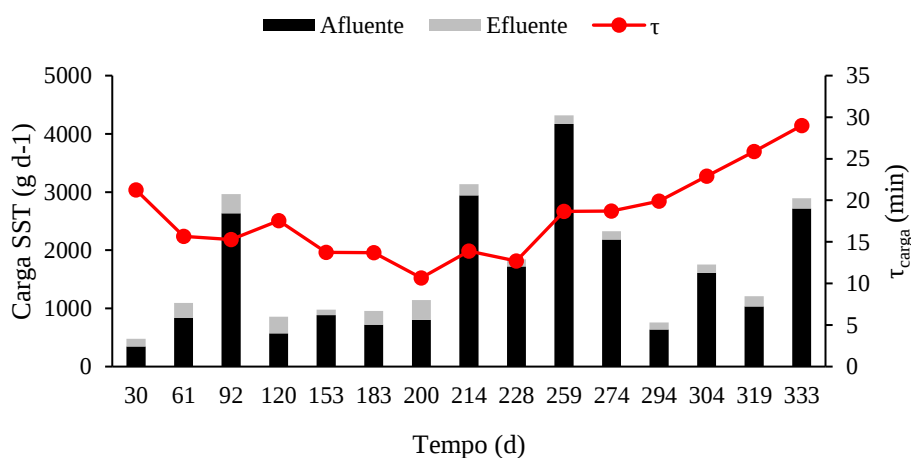


Fonte: Autor.

Durante o período de 259 dias até 333 dias (final do estudo hidráulico) o τ_{carga} esteve fortemente correlacionado ao crescimento aéreo das plantas ($R = 0,73$). Nesse caso, a influência das plantas pode estar relacionada ao espalhamento variado das folhas após a poda das plantas. Em outras palavras, a aparição de novas folhas nos perfilhos previamente podados podem chegar a interceptar parcelas da água, anteriormente não atingidas, que alimentam o sistema. Estas parcelas podem terminar sendo evaporadas, diminuindo a carga hidráulica que atinge o leito, o que pode levar a um aumento do τ_{carga} (TORRENS et al., 2009). Caso as parcelas de água não sofram evaporação, estas podem levar mais tempo em atingir a superfície do leito filtrante, aumentando também assim seu τ_{carga} . Para este período, ainda teve-se um pequeno aumento da densidade da vegetação dentro do filtro, que além de aumentar a cobertura deste, com possível aumento da interceptação, pode levar ao maior crescimento/espalhamento de raízes/rizomas. O aumento de raízes/rizomas, oposto à formação de caminhos preferências, também podem levar à redução do volume útil na camada superficial do filtro, com maior ocupação dos poros livres e diminuição da condutividade hidráulica, atrasando a saída da água (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014).

Entre os fatores físicos, foi avaliado o possível acúmulo de sólidos na camada superficial do WCVD. Na Figura 54 são apresentadas as cargas afluentes e efluentes ao filtro e a variação do τ_{carga} ao longo do tempo. Pode ser observado que a partir do dia 214 após o início do estudo foram observadas elevadas cargas consecutivas de SST compreendidas entre 4170 e 1721 g d⁻¹, diferente do valor médio estimado de 1323 g d⁻¹. Ainda, as eficiências encontradas para essas cargas foram de aproximadamente 90%, tendo uma elevada retenção de sólidos, principalmente na camada superficial do filtro (PAOLI; VON SPERLING, 2013). Como mencionado na seção 4.2.4, o aumento destas cargas pode ser devido ao arrastre do lodo do TS, sendo assim sólidos mais estáveis e de difícil biodegradação. Assim, o acúmulo destes sólidos e a alimentação diária do WCVD, podem levar à colmatação de algumas zonas na camada superficial, diminuindo as taxas de infiltração, aumentando consequentemente o τ_{carga} , como foi observado durante o período de 259 até 333 dias.

Figura 54 – Cargas de SST afluente ao WCVD e variação do tempo de percolação, ao longo do tempo, durante 05/18 - 03/19, após 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



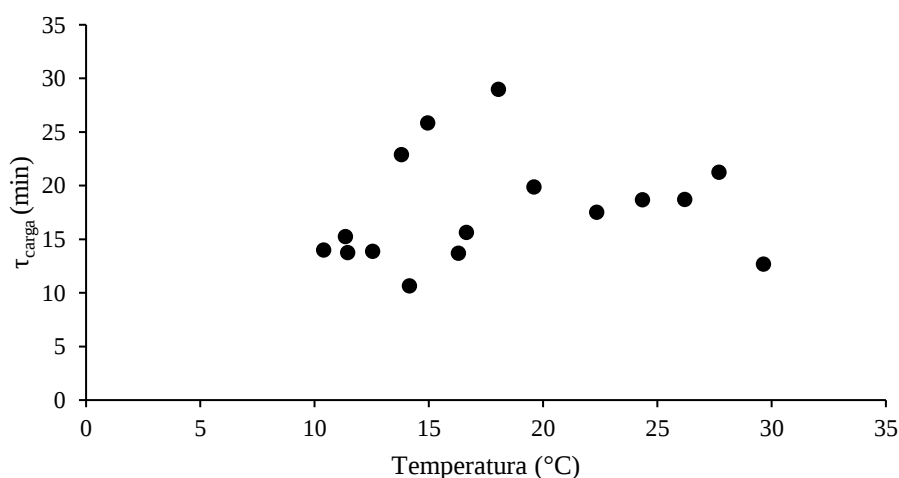
Fonte: Autor.

No ensaio 4, realizado 120 dias após o início do estudo, foi observado um aumento irregular no τ_{carga} , considerando que até os 228 dias os valores de τ_{carga} seguiam um comportamento decrescente (Figura 51). Uma possível causa desta irregularidade pode estar relacionada à distribuição do esgoto dentro do WCVD. Paul, Karpf e Schalk (2018), verificaram que para um WCVD, com alimentação do esgoto doméstico através de tubulações perfuradas, a distribuição do efluente sobre a superfície do filtro era heterogênea. Segundo os autores, diferentes pressões de saída de esgoto eram encontradas nos furos de uma mesma tubulação, e

a pressão de entrada para cada uma das tubulações de distribuição também era diferente. Assim, diversas zonas da área superficial do filtro recebiam cargas hidráulicas diferentes. Esta distribuição heterogênea pode levar ao acúmulo de sólidos e formação de biofilme diferenciada na camada superficial do filtro, afetando o tempo de percolação nas parcelas de esgoto distribuídas, interferindo no τ_{carga} do sistema (PAUL; KARPF; SCHALK, 2018). Durante o ensaio anteriormente citado (ensaio 4) foi observado que alguns furos não apresentaram saída de esgoto e outros apresentaram altas pressões de saída, quando comparado com ensaios hidrodinâmicos prévios. Desta forma, o efluente pode atingir novas zonas da superfície do filtro e/ou aumentar ou diminuir a pressão em zonas comumente atingidas, alterando a hidrodinâmica do filtro e seu τ_{carga} . Este fenômeno além de interferir no ensaio 4, pode ser um dos fatores do comportamento hidráulico irregular no WCVD estudado. Desta forma, estudos sobre a distribuição do esgoto e sua influência na hidráulica do reator tornam-se necessários.

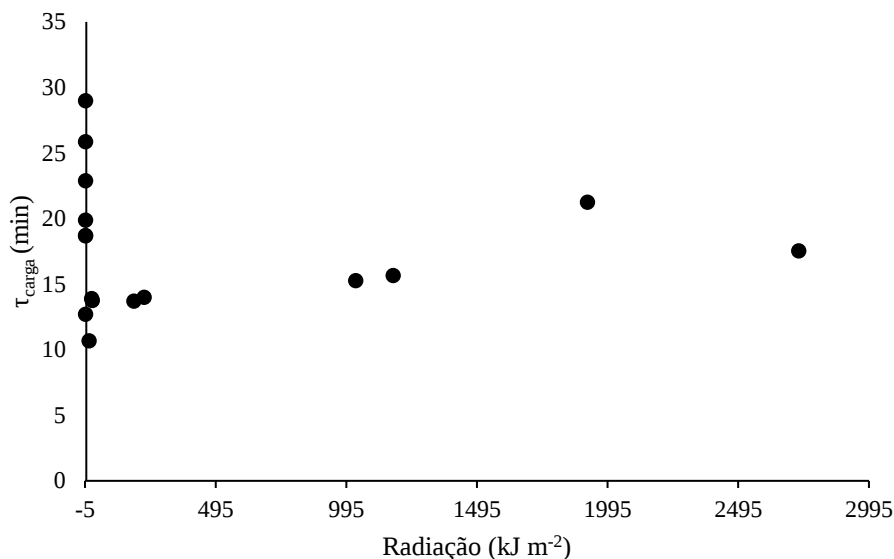
Para melhor compreensão da hidráulica do WCVD foi estudada a possível influência de fatores climáticos durante os ensaios hidrodinâmicos realizados. Na Figura 55 é apresentado a distribuição dos τ_{carga} em relação à temperatura média e na Figura 56 a distribuição dos τ_{carga} em relação à radiação solar média. Cabe ressaltar que às médias destes parâmetros são relativas às duas horas de duração dos ensaios hidrodinâmicos, não sendo médias diárias. Estes resultados mostraram a baixa ou não interferência da temperatura e da radiação na variação do τ_{carga} ao longo do tempo, com R próximo do zero para ambos casos.

Figura 55 – Variação de τ_{carga} em relação à temperatura no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

Figura 56 – Variação de τ_{carga} em relação à radiação solar no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

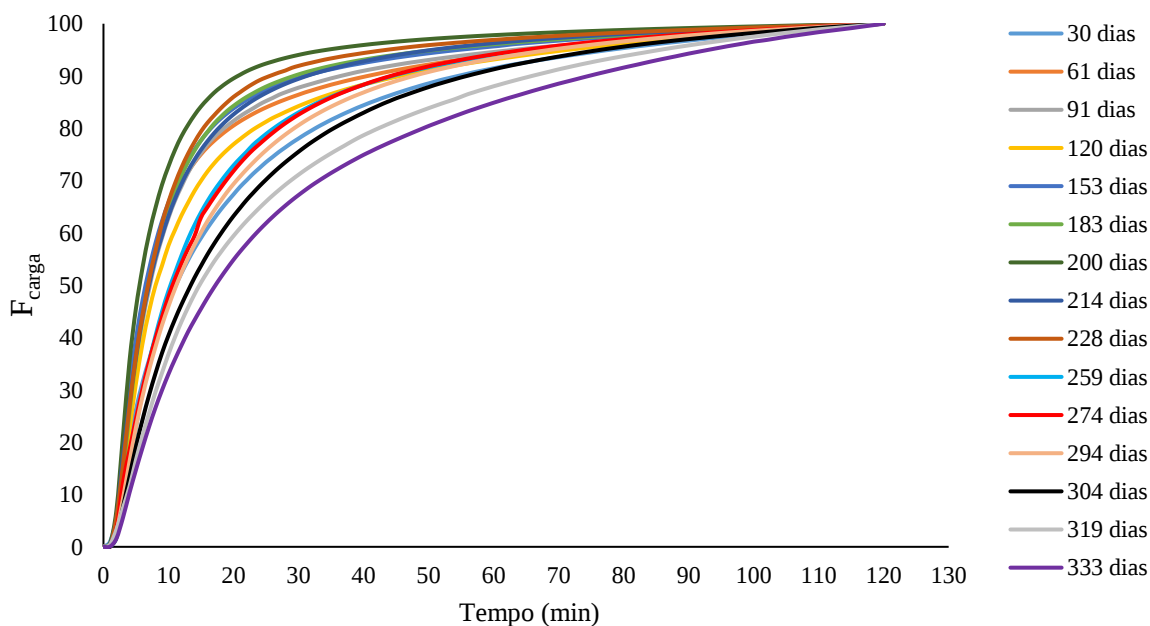
Além dos possíveis fatores interferentes na hidráulica do WCVD previamente citados, foi avaliada a influência do número de bateladas (frequência) para uma determinada carga hidráulica. Para a carga hidráulica de 3000 L d^{-1} e uma frequência de doze bateladas diárias, cada uma com um volume aplicado de aproximado de 250 L, neste trabalho foi obtido um τ_{carga} aproximado de 18 min. Já Santos (2018) e Decezaro (2018), analisando o mesmo WCVD deste trabalho, com uma carga hidráulica de 3000 L d^{-1} e uma frequência de oito bateladas diárias, cada uma com um volume aplicado de aproximado de 250 L, obtiveram um τ_{carga} aproximado de 13 min. Embora a carga hidráulica apresentado por Decezaro (2018) seja levemente superior que à estudada neste trabalho, podendo levar à diminuição τ_{carga} , também deve ser analisado o efeito do fracionamento e frequência das bateladas. Estes resultados estão de acordo com Molle et al. (2006) e Torrens et al. (2009), que no seus estudos verificaram que, para o aumento da frequência para uma mesma carga hidráulica, com menores volumes aplicados por batelada, menores serão as taxas de infiltração e, conseqüentemente, maiores os τ_{carga} .

4.4.3 Avaliação do desempenho hidrodinâmico

A fim de facilitar a avaliação do comportamento hidráulico em WCVD a partir das curvas E_{carga} (Figura 49), e suas curvas F_{carga} associadas (Figura 57), uma serie de parâmetros

podem ser utilizados. Estes parâmetros permitem uma caracterização numérica das curvas, sendo apresentados na Tabela 13.

Figura 57 – Curva F_{carga} para ensaios hidrodinâmicos ao longo do tempo no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



Fonte: Autor.

Tabela 13 – Parâmetros de caracterização hidrodinâmica associados às curvas E_{carga} e F_{carga} no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

(continua)

Ensaio	Tempo do estudo	Volume aplicado (L)	Vazão (L min^{-1})	TRH _t (min)	t _i (min)	t _p (min)	τ_{carga} (min)	t ₁₀ (min)	t ₅₀ (min)	t ₉₀ (min)
1	30	250	125	72	1	3	21	2	11	54
2	61	250	125	72	1	3	16	2	7	41
3	92	250	125	72	1	3	15	2	7	37
4	120	250	125	72	1	3	18	3	8	45
5	153	250	125	72	1	3	14	2	6	31
6	183	249	125	72	1	4	14	3	7	29
7	200	275	138	65	1	4	11	2	6	21
8	214	261	131	69	1	3	14	2	7	31
9	228	255	128	71	2	4	13	2	7	26
10	259	260	130	69	1	4	19	3	10	45
11	274	250	125	72	1	3	19	3	11	44
12	294	266	133	68	1	4	20	3	11	48
13	304	231	116	78	1	4	23	4	14	56
14	319	250	125	72	1	5	26	4	15	65

Tabela 14 – Parâmetros de caracterização hidrodinâmica associados às curvas E_{carga} e F_{carga} no WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

(conclusão)										
Ensaio	Tempo do estudo	Volume aplicado (L)	Vazão (L min ⁻¹)	TRH _t (min)	t _i (min)	t _p (min)	τ_{carga} (min)	t ₁₀ (min)	t ₅₀ (min)	t ₉₀ (min)
15	333	261	131	69	1	4	29	4	17	74
Média		254	127	71	1	4	18	3	10	43

TRH_t = Tempo de percolação hidráulica teórico (considerando porosidade do meio 40%); t_i = tempo de aparecimento do traçador; t_p = tempo de pico do traçador; τ_{carga} = tempo médio de percolação hidráulica; t₁₀, t₅₀ e t₉₀ = tempo em que 10, 50 e 90% do traçador passa pelo sistema.

Fonte: Autor.

Em média, pequenas parcelas de água conseguem atingir a saída do WCVD rapidamente, verificada pela resposta imediata nos ensaios hidrodinâmicos, com presença do traçador em torno de 1 min (t_i) após o início do teste. Como mencionado anteriormente, esta resposta imediata pode estar associada à alimentação da água através dos furos mais próximos à saída do sistema e a rápida percolação no meio filtrante.

Os tempos de percolação para os picos (t_p) de carga foram observados em média entre 3 e 4 min após o início dos ensaios. Embora tenha existido variação entre os volumes aplicados em alguns ensaios, todos estes se mantiveram em torno aos 250 L esperados, variando de 231 a 275 L. Portanto, a variação dos t_p pode não estar fortemente relacionada ao volume aplicado nos ensaios. Porém, esta variação poderia estar melhor associada à heterogeneidade da distribuição da água, onde para os diversos ensaios, diferentes pressões e zonas de alcance sobre a superfície do filtro são atingidas, afetando a distribuição dos tempos de percolação (PAUL; KARPFF; SCHALK, 2018).

O tempo de percolação médio (τ_{carga}) é utilizado como principal parâmetro para a caracterização da hidrodinâmica de WCs. Foi observado para o WCVD estudado, durante o período de 333 dias, um τ_{carga} de 18 ± 5 min. A variação deste parâmetro ao longo do tempo pode ocorrer devido a uma série de fenômenos atribuídos ao crescimento das plantas, atividade microbiológica (formação de biofilme), idade do reator, qualidade do efluente (carga de SST), variação da carga hidráulica, entre outros fatores já mencionados previamente.

A variação dos τ_{carga} pode ser observado graficamente a partir das curvas acumulativas F_{carga} apresentadas na Figura 57. O aumento dos τ_{carga} podem ser visualizados pela diminuição da curvatura das F_{carga} associadas, em outras palavras, altos τ_{carga} apresentaram baixa curvatura e vice-versa. Curvas F_{carga} com elevada curvatura apresentam uma rápida recuperação do traçador (e/ou volume) aplicado nos ensaios hidrodinâmicos, como por exemplo, para o ensaio

realizado aos 183 dias, com elevada curvatura de F_{carga} e baixo τ_{carga} relativo, teve-se uma recuperação de 90% do traçador em apenas 29 min, e já o ensaio realizado aos 333 dias, de baixa curvatura e elevado τ_{carga} relativo, 90% do traçador encontrado na saída do WCVD foi determinado recém aos 74 min.

A hidráulica de reatores de tratamento é comumente avaliada em relação a dois modelos ideais: de fluxo em pistão e de mistura completa. Reatores como os WCs comumente apresentam uma hidráulica intermediária a estes dois modelos, devido aos fatores físicos, químicos e biológicos envolvidos no escoamento da água, apresentando o denominado fluxo disperso. Porém, para facilitar e melhorar a compreensão da hidráulica dos reatores, estes podem ser associados aos modelos ideais a partir de índices de desempenho. Na Tabela 14 são apresentados alguns destes índices para o comportamento hidráulico do WCVD estudado.

Tabela 15 – Índices de desempenho hidráulico para o WCVD, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Índice Ensaio	IDM	ICC	ITMR	ITRM	e_v
1	25	0,01	0,04	0,30	4
2	19	0,01	0,04	0,22	5
3	17	0,01	0,04	0,21	6
4	16	0,01	0,04	0,24	6
5	15	0,01	0,04	0,19	7
6	10	0,01	0,06	0,19	10
7	10	0,02	0,06	0,16	10
8	15	0,01	0,04	0,20	7
9	12	0,03	0,06	0,18	9
10	15	0,01	0,06	0,27	7
11	15	0,01	0,04	0,26	7
12	16	0,01	0,06	0,29	6
13	16	0,01	0,05	0,29	6
14	17	0,01	0,07	0,36	6
15	19	0,01	0,06	0,42	5
Média	16	0,02	0,05	0,25	7

IDM = Índice de dispersão de Morril (t_{90}/t_{10}); ICC = Índice de curto circuito (t_i/TRH_i); ITMR = Índice de tempo modal de percolação (t_p/TRH_t); ITRM = Índice de tempo de percolação médio (τ/TRH_i); e_v = eficiência volumétrica (%).

Fonte: Autor.

Segundo Metcalf e Eddy (2016), o valor do IDM pode adotar o valor de 1,0 para o escoamento pistonado, e de aproximadamente 22 para um reator de mistura completa. Para o WCVD estudado, os valores de IDM variaram entre 25 e 10, com uma média de 16. Assim, o comportamento hidráulico do WC pode ser aproximado ao de um reator de mistura completa.

Porém, cabe ressaltar que para os valores mais baixos do τ_{carga} (11-14 min) encontraram-se valores de IDM entre 10 e 12. Desta forma, avaliando o IDM, o WCVD estudado pode apresentar comportamento aproximado de fluxo em pistão, mas é predominantemente associado ao comportamento de reator de mistura completa.

Os valores de ICC variaram entre 0,03 e 0,01, com uma média de 0,02. Sendo estes valores próximos de zero, segundo Metcalf e Eddy (2016), o WCVD se comportaria como reator de mistura completa. Este comportamento também foi verificado por Cota (2011) que, avaliando um WCVD (1.º estágio de um Sistema Francês), aplicando uma volume de 940 L por batelada, obteve um ICC de 0,02.

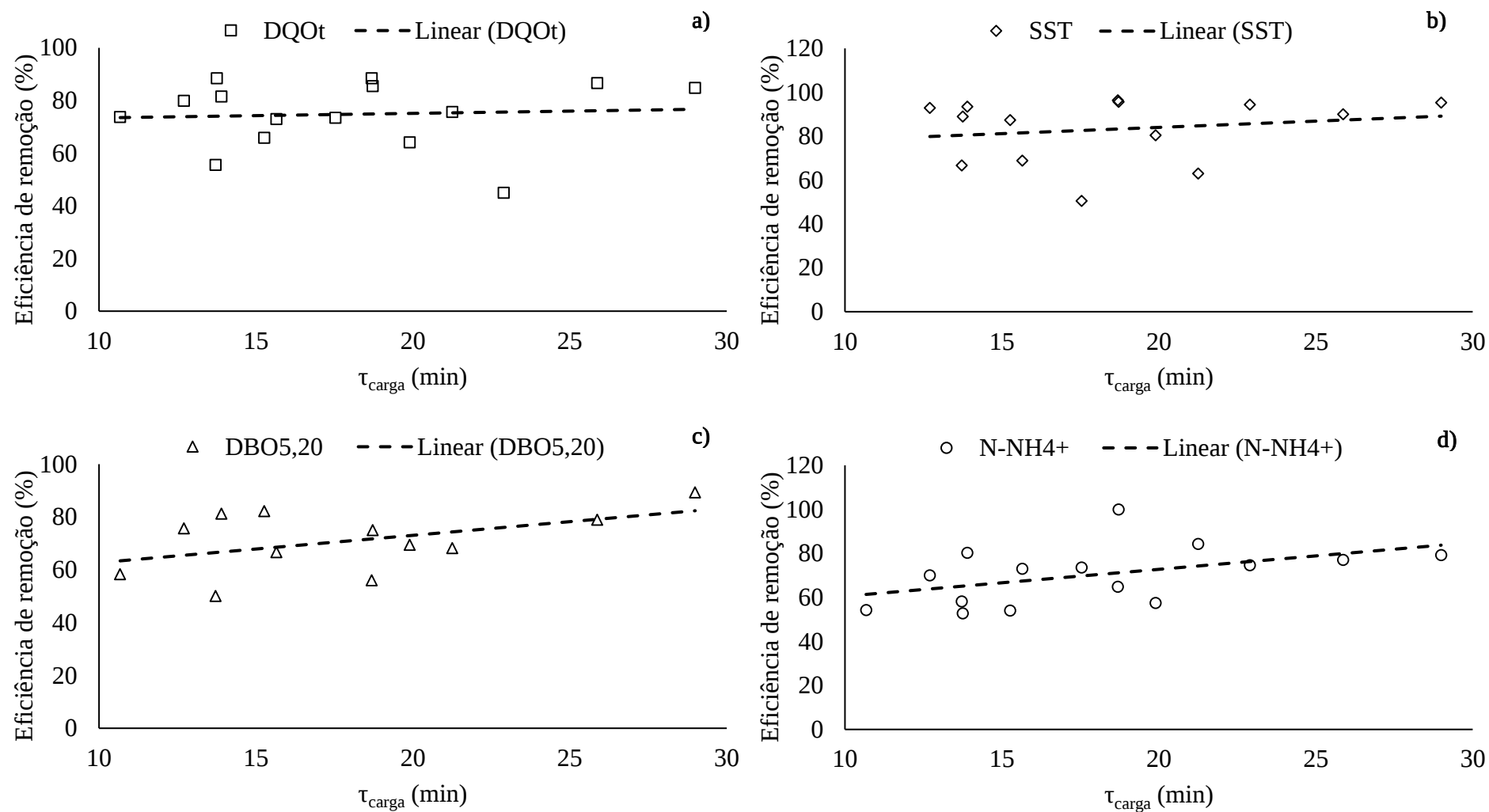
Os valores de ITMR entre 0,04 e 0,07, com uma média de 0,05. De acordo com Metcalf e Eddy (2016), ITMR próximas de zero indicam uma tendência de comportamento de reatores de mistura completa e, ainda, apontam a uma distribuição de vazão não uniforme ao longo do filtro. Para Cota (2011), o ITMR foi de 0,20; indicando também um comportamento de mistura completa para um WCVD. Como comentado pelo autor, a distribuição não uniforme de vazão pode ser devido à má distribuição do esgoto sobre a superfície do filtro e a distribuição não uniforme dos sólidos acumulados na camada superficial.

O índice ITRM permite uma comparação entre o comportamento hidráulico real do WCVD e o comportamento esperado na sua projeção. Este índice apresentou uma variação entre valores de 0,16 até 0,42; apresentado um valor médio de 0,25. Esses valores indicam uma distribuição de fluxos não uniformes ao longo do filtro, provavelmente devido à existência de zonas mortas e curtos circuitos (METCALF; EDDY, 2016). Ainda, valores menores que 1 para o ITRM indicam o uso parcial do volume do filtro (METCALF; EDDY, 2016), o qual explica a obtenção da baixa eficiência volumétrica (ev), com um valor médio de 7%.

4.4.4 Influência da hidrodinâmica no desempenho do WCVD

O tempo de percolação hidráulico determina o tempo de interação entre o material filtrante e biofilme com o efluente a ser tratado no WCVD. Espera-se que um maior tempo de percolação dentro do filtro permita uma maior remoção de sólidos e matéria orgânica através dos processos de filtração e biodegradação, respectivamente, e uma maior remoção de nitrogênio amoniacal, principalmente pelo processo de nitrificação. Neste item, a hidrodinâmica do filtro será representada pelo tempo de percolação médio (τ_{carga}). Na Figura 58 pode ser observado as eficiências de remoção de matéria orgânica, expressa na forma de DQO_t e $\text{DBO}_{5,20}$, remoção de sólidos, expressa na forma de SST, e remoção de nitrogênio amoniacal (N-NH_4^+); em contraste com a variação do τ_{carga} , ao longo do tempo.

Figura 58 – Variação da eficiência de remoção de poluentes em relação ao τ_{carga} no WCVD durante 05/18-03/19, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD. (a) DQO_t; (b) SS; (c) DBO_{5,20}; (d) N-NH₄⁺



Fonte: Autor.

No estudo de correlação, as remoções de DQO_t ($R=0,0692$) e SST ($R=0,188$) apresentaram uma correlação desprezível com relação ao τ_{carga} , e já a $DBO_{5,20}$ ($R=0,481$) e $N-NH_4^+$ ($R=0,489$) uma correlação fraca a moderada.

A baixa correlação na remoção de SST poderia estar relacionada à distribuição não uniforme do efluente na superfície do leito filtrante. Como comentado anteriormente, devido à diferença de pressão nos furos de saída das tubulações de distribuição, parcelas de água podem atingir diferentes zonas sobre a superfície do filtro, percorrendo diferentes caminhos ou até caminhos preferencias, passando por locais com maior ou menor acúmulo de sólidos, afetando o processo de filtração.

Além da remoção do SST, a distribuição não uniforme da água, pode interferir na remoção dos demais poluentes, principalmente os de remoção bioquímica como $DBO_{5,20}$ e $N-NH_4^+$, que entre cada pulso, podem terminar passando por locais de diferente diversidade biológica, interferindo no processo de biodegradação/biotransformação.

Em relação ao efeito da frequência das bateladas, Decezaro (2018) trabalhando com oito bateladas para o mesmo sistema e uma carga hidráulica de alimentação aproximada ao deste trabalho ($2695 L d^{-1}$) obteve um τ_{carga} médio de 13 min e remoções de 30, 26 e 40% de DQO_t , SST e $N-NH_4^+$, respectivamente, inferiores aos 65, 62 e 69% determinados neste trabalho, com τ_{carga} médio de 18 min. Segundo Torrens et al. (2009), maiores remoções de DQO_t , SST e NTK podem ser obtidas com o aumento do fracionamento da TAH, em outras palavras, com o aumento do número de bateladas/pulsos. Os autores atribuem esse fenômeno à diminuição do tempo de percolação dentro do leito com o aumento das bateladas.

Embora tenha sido determinado uma maior remoção de $N-NH_4^+$ neste trabalho quando ao comparado ao de Decezaro (2018), deve-se advertir que a nitrificação pode ser afetada negativamente com o aumento das bateladas, devido à redução do tempo para a difusão do oxigênio no leito filtrante ou redução de tempo entre bateladas (TORRENS et al., 2009). A difusão de oxigênio nestas condições ainda pode ser dificultada devido a um maior acúmulo de sólidos na camada superficial do leito (TORRENS et al., 2009).

4.5 CARACTERIZAÇÃO DA COMUNIDADE BACTERIANA NO SISTEMA TS/WCVD

A estrutura bacteriana em sistemas de tratamento biológico de esgotos depende de uma série de fatores, como condições climáticas, condições operacionais, composição do efluente e o meio de desenvolvimento. Neste estudo, a estrutura será relacionada principalmente à

composição físico-química do efluente (Tabela 15) para os períodos de inverno (2018) e verão (2019), nos quais foram realizadas as coletas do material biológico para o TS e o WCVD.

Tabela 16 – Caracterização qualitativa da água residuária, média (desvio-padrão), para diferentes períodos de tempo

Período Ponto de amostragem Parâmetro	Inverno (2018) (n=7)					Verão (2019) (n=6)				
	Afluente TS	Efluente TS	Efluente WCVD	Eficiência TS	Eficiência WCVD	Afluente TS	Efluente TS	Efluente WCVD	Eficiência TS	Eficiência WCVD
Temperatura (°C)	18 (2)	18 (3)	18 (3)	-	-	25 (2)	25 (3)	25 (2)	-	-
pH	7 (0,3)	7 (0,2)	7 (0,4)	-	-	7 (0,1)	7 (0,1)	7 (0,1)	-	-
OD (mg L ⁻¹)	2 (0,5)	0,4 (0,2)	2 (0,5)	-	-	1 (0,2)	0,1 (0,1)	1 (0,2)	-	-
SS (mg L ⁻¹)	569 (467)	500 (339)	102 (44)	12	80	287 (57)	933 (580)	52 (10)	-225*	94
DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	745 (341)	620 (140)	120 (13)	17	81	337 (57)	320 (156)	53 (116)	5	83
NT (mg L ⁻¹)	103 (15)	91 (14)	42 (12)	12	54	65 (9)	82 (21)	33 (9)	-26*	60
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	44 (8)	43 (7)	14 (3)	2	67	34 (8)	38 (17)	9 (6)	-12*	76
N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	5 (2)	0,3 (0,3)	12 (4)	94	-	11 (3)	1 (1)	23 (6)	91	-
Vazão (L d ⁻¹)	2294	2205				2294	2205			
DBO _{5,20} (g m ⁻² d ⁻¹)		56					29			
NT (g m ⁻² d ⁻¹)		8					7			
N-NH ₄ ⁺ (g m ⁻² d ⁻¹)		4					3			

*As eficiências negativas estão associadas ao arraste de lodo do TS

Fonte: Autor.

4.5.1 Efeito sazonal na comunidade presente no lodo do tanque séptico

Identificou-se diferentes estruturas bacterianas no lodo do TS para as diferentes estações do ano, as quais são apresentadas na Figura 59. Destas estruturas, conforme os índices Simpson e Chao 1 (Tabela 16), teve-se maior diversidade bacteriana no período de verão, quando comparado ao período de inverno.

Tabela 17 – Análise da diversidade das amostras de lodo do TS por meio de índices de diversidade α , com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Índices de diversidade	Inverno (2018)	Verão (2019)
Número de Sequências lidas	7995	2392
Dominância (D)	0,09	0,05
Simpson	0,69	0,78
Shanon	3,2	3,0
Chao 1	112,0	189,2

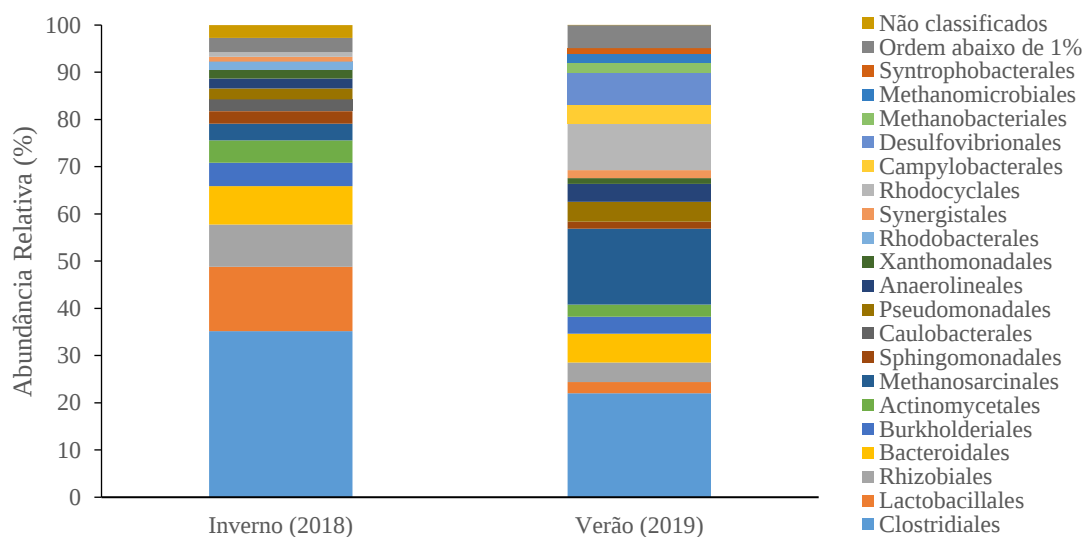
Dominância: quanto mais próximo de 1, menor a diversidade da amostra

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

Figura 59 – Abundância Relativa identificada nas amostras de lodo do TS, em nível de orden, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



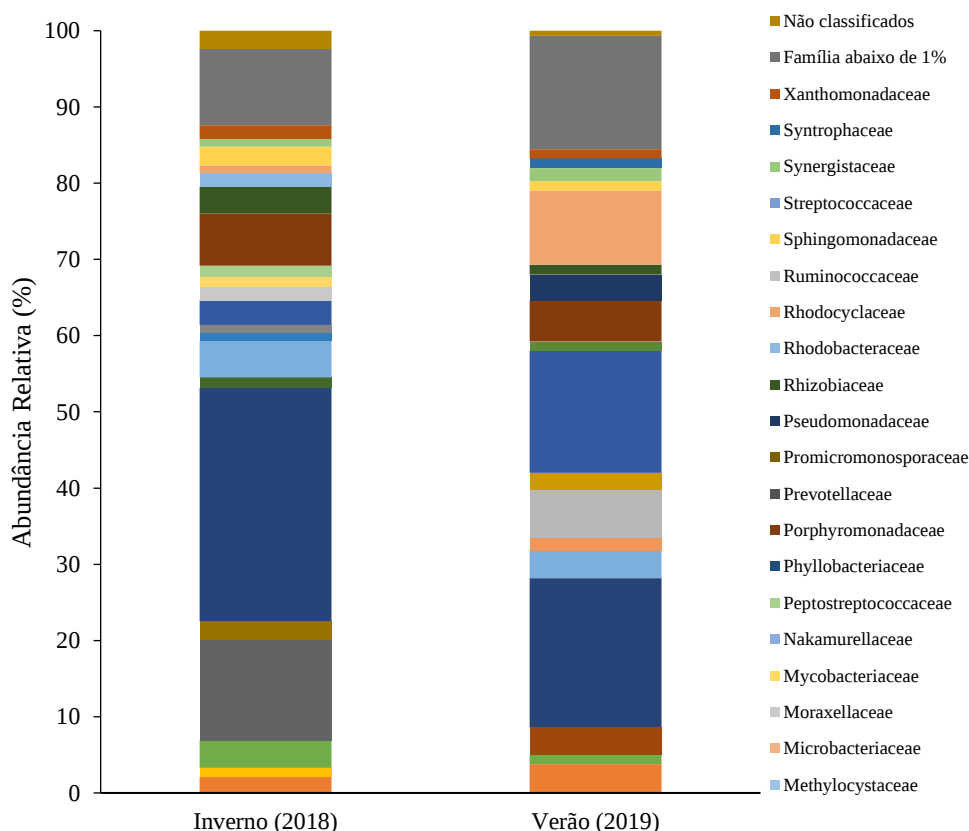
Nota: A abundância relativa foi definida baseada no número de sequências lidas de cada táxon, dividido pelo número total de sequências lidas de cada amostra.

Fonte: Autor.

No inverno, as unidades taxonômicas operacionais ou *Operational Taxonomic Units* (OTUs) mais abundantes foram representadas pelas ordens *Clostridiales* (35% de Abundância Relativa – AR) e *Lactobacillales* (14% de AR). A ordem *Clostridiales* compreende bactérias anaeróbias formadoras de esporos, sendo a possível razão da sua predominância sobre as demais ordens (MARA e HORAN, 2003), e sua elevada abundância pode indicar ambientes predominantemente anaeróbios. Ainda, esta ordem, junto com a *Lactobacillales*, atua na hidrólise e fermentação da MO (CHERNICHARO, 2007), podendo limitar os demais processos da digestão anaeróbia e as bactérias associadas a estes. No verão, as OTUs mais abundantes foram a *Clostridiales* (22% de AR) e *Methanosarcinales* (16% de AR). Esta última ordem está associada à última etapa da digestão anaeróbia, com produção de metano pelas arqueas (CHERNICHARO, 2007). Foi observado um elevado aumento de sua abundância, em comparação ao período de inverno com 4% de AR. As arqueas metanogênicas são muito sensíveis à variação da temperatura, sendo que no inverno a temperatura da água manteve-se entorno de 18 °C (Tabela 15), ficando afastada da faixa ideal de desenvolvimento de 30-40 °C (CHERNICHARO, 2007). Já no verão, a temperatura manteve-se em torno dos 25 °C (Tabela 1), próxima da faixa ideal. Além da temperatura e do pH, outros fatores como as cargas dos compostos orgânicos como sua composição podem afetar o desenvolvimento e abundância dos microrganismos tanto no TS, como também para o WCVD (CHERNICHARO, 2007).

Em relação às bactérias nitrificantes no TS, o gênero *nitrobacter* (ordem *Rhizobiales*, família *Bradyrhizobiaceae*) foi identificado (Figura 60), com uma AR de 0,03%, no período de inverno. Bactérias *nitrobacter* são facultativas, e são conhecidas, principalmente, pelo seu papel como bactérias oxidantes de nitrito (BON) (SAEED e SUN, 2012; VYMAZAL, 2007). Contudo, em um estudo realizado por Bock, Wilderer e Freitag (1988), foi demonstrado o desenvolvimento de bactérias *Nitrobacter* em condições anóxicas, as quais utilizaram o NO_3^- como receptor de elétrons, e substâncias orgânicas solúveis como fonte de carbono. Os autores confirmaram a capacidade das bactérias de reduzir NO_3^- para nitrogênio gasoso, particularmente a N_2O .

Figura 60 – Abundância Relativa identificada nas amostras de lodo do TS, em nível de família, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



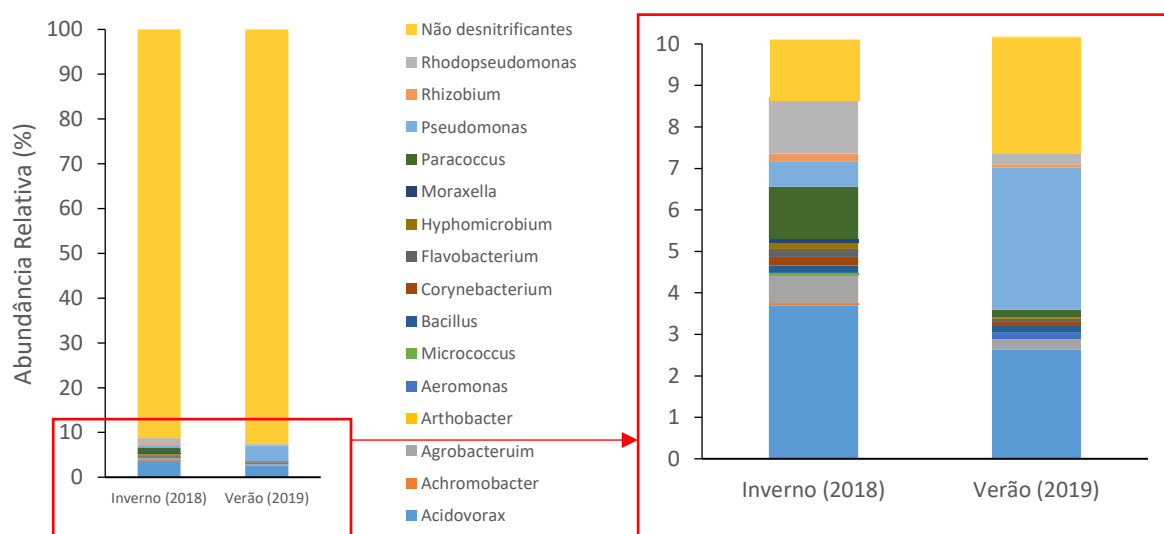
Nota: A abundância relativa foi definida baseada no número de sequências lidas de cada táxon, dividido pelo número total de sequências lidas de cada amostra.

Fonte: Autor.

A entrada de N-NO_3^- no TS junto com a alta carga orgânica do esgoto bruto, podem criar ambientes ideais para o estímulo e desenvolvimento de bactérias desnitrificantes. As bactérias desnitrificantes predominantes, em relação a gênero (Figura 61), foram: *Acidovorax* (ordem *Burkholderiales*, família *Comamonadaceae*) com 3,7% de AR, *Rhodopseudomonas*

(ordem *Rhizobiales*, família *Bradyrhizobiaceae*) com 1,4%, de *AR* e *Paracoccus* (ordem *Rhodobacterales*, família *Rhodobacteraceae*) com 1,3% de *AR*, para o período de inverno. Para o período de verão teve-se as *Pseudomonas* (ordem *Pseudomonadales*, família *Pseudomonadaceae*) com 3,4% de *AR*, as *Acidovorax* com 2,6% de *AR* e as *Agrobacterium* com 0,3% de *AR*.

Figura 61 – Abundância Relativa de bactérias desnitrificantes identificadas nas amostras de lodo do TS, em nível de gênero, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



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.

Fonte: Autor.

Para ambos períodos, as bactérias *Acidovorax* mostraram alta abundância, sendo predominantes no inverno e a segunda mais abundante no verão. Estas bactérias possuem boa adaptação a variações da temperatura, mostrando crescimento entre 5 a 45 °C, e com uma faixa ideal de 31 a 42 °C, para uma manutenção do pH em torno de 7 (CALVACANTI et al. 2005). Neste trabalho a temperatura manteve-se em torno de 18 °C (inverno) e 25 °C (verão). Nestas condições, se esperava um maior crescimento e abundancia no verão, porém neste último período a *AR* caiu de 3,7 (inverno) a 2,6% (verão), sendo ultrapassado pelas bactérias *Pseudomonas* com *AR* de 3,4%.

O crescimento das *Pseudomonas* também é afetado pela variação da temperatura. Munna, Zeba e Noor (2015), estudando a espécie *Pseudomonas putida* com condições ideais de pH e MO, verificaram um crescimento vigoroso para uma temperatura de 30 °C e um declínio para temperaturas abaixo de 27 °C. Nesse sentido, *Pseudomonas* podem ter melhor desenvolvimento em condições quentes, e limitação em condições frias. Portanto, este pode ser

um dos fatores para sua predominância sobre as *Acidovorax* no período do verão, e sua baixa presença (AR<1%) no inverno.

Dos fatores interferentes na formação da estrutura bacteriana, o pH manteve-se em torno de 7 para os dois períodos (Tabela 15), correspondendo à condição ideal para a formação de ecossistemas mais diversificados e um tratamento mais estável no TS (PIVELI e KATO, 2006). No entanto, o papel do pH na diferenciação entre as estruturas bacterianas observadas no verão e no inverno pode não ser significativo, devido à manutenção das mesmas condições (pH≈7) nestes períodos.

Nos períodos de inverno e verão, teve-se remoção média de DBO_{5,20} de 125 e 17 mg L⁻¹, respectivamente (Tabela 15). A baixa remoção de DBO_{5,20} para ambos períodos, principalmente verão, está relacionado ao arraste do lodo no efluente do TS, interferindo na capacidade de remoção real do TS. Nestas condições, foram obtidas relações de DBO_{5,20}/N-NO₃⁻ de 25 para o inverno e 1,5 para o verão. Embora o valor de 1,5 obtido para o período de verão seja relativamente baixo quando comparado ao do inverno, para ambos períodos foram obtidas remoções de N-NO₃⁻ elevadas, de 94% para o inverno e 90% para o verão (Tabela 1), mostrando assim que ainda uma baixa relação C/N (1,5) ainda pode permitir uma boa remoção de N-NO₃⁻. Kim et al. (2008), trabalhando com a espécie *Pseudomonas putida*, avaliando a desnitrificação para diferentes relações C/N para água sintética com concentração de N-NO₃⁻ de 672 mg L⁻¹, observaram uma relação C/N ótima de 8, e boa remoção para C/N de 10.

Quanto ao tipo de substrato utilizado como fonte de carbono para as bactérias desnitrificantes, os gêneros *Acidovorax* e *Pseudomonas* são capazes de utilizar uma grande variedade de compostos orgânicos, como: glucose, citrato, metanol, etanol, glicerol, acetato, amido, sacarose, glicose, lactose entre outros (CAVALCANTI et al., 2005; KIM et al., 2008). Contudo, estes microrganismos apresentam diferentes afinidades, taxas de crescimento e de desnitrificação dependendo da fonte de carbono utilizada (KIM et al., 2008). Assim, a eficiência da desnitrificação e a predominância das diferentes bactérias desnitrificantes dependerá da composição orgânica do efluente.

A estrutura bacteriana presente no TS já foi previamente avaliada. Decezaro (2018), trabalhou com o mesmo sistema TS/WCVD deste estudo, mas com uma condição operacional de 50% de recirculação, com cargas afluentes ao TS de N-NO₃⁻ de 14 g d⁻¹ e DBO_{5,20} de 1097 g d⁻¹, e condições médias de temperatura de 21 °C e pH de 7,2. A autora obteve uma remoção de N-NO₃⁻ de 97%, com a atuação de bactérias desnitrificantes dos gêneros: *Acidovorax* (AR de 12%), *Paracoccus* (AR de 1,6%), *Pseudomonas* (AR de 0,3%) e *Agrobacterium* (AR de 3%). Comparado aos resultados obtidos neste trabalho, nos períodos estudados, teve-se uma

diminuição de AR de, 12 a 2,6% para as *Acidovorax*, de 1,6 a 1,3% para as *Paracoccus* e de 3 a 0,3% para as *Agrobacterium*; e um aumento de 0,3 a 3,4% para as *Pseudomonas*. Uma das bactérias predominantes no período de inverno deste trabalho, as *Rhodopseudomonas* (AR de 1,4%), não foi observada no estudo de Decezaro (2018). Assim, o aumento da recirculação de 60% (Decezaro, 2018) para 90% (este trabalho) mostrou unicamente variação nas AR das bactérias desnitrificantes, com aumento de umas e diminuição de outras, porém a eficiência de remoção de $N-NO_3^-$ manteve-se em torno aos 90%, sendo que neste trabalho a carga de $N-NO_3^-$ foi de 25 g d^{-1} no período de verão, com uma eficiência de remoção de 91%.

4.5.2 Efeito sazonal na comunidade presente no WCVD

A sazonalidade influenciou na conformação da estrutura bacteriana do WCVD. Pelos índices avaliados na Tabela 17, verificou-se maior diversidade bacteriana no período de verão, quando comparado ao inverno, ao longo de toda a profundidade do material filtrante (brita) e, para o material biológico aderido às raízes da vegetação (*Canna x generalis*). Esse comportamento já era esperado, a atividade bacteriana está diretamente relacionada com a temperatura e com as variações ambientais entre condições oxidativas e redutoras, como é o caso dos *wetlands*, quando comprado ao TS. Nos sistemas WC, maior atividade bacteriana foi identificada com temperaturas na ordem de 25°C , quando comparada a temperaturas de 10°C (Faulwetter et al., 2009).

Tabela 18 – Análise da diversidade das amostras da camada de superfície (0-20 cm), meio (20-50 cm), fundo (50-70 cm) e material aderido às raízes da vegetação do WCVD por meio de índices de diversidade α , com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Índices de diversidades	Inverno 2018				Verão 2019			
	Superfície (0-20 cm)	Meio (20-50 cm)	Fundo (50-70 cm)	Raiz	Superfície (0-20 cm)	Meio (20-50 cm)	Fundo (50-70 cm)	Raiz
Número de Sequências lidas	6419	7150	1244	4150	1472	1904	1501	1938
Dominância (D)	0,06	0,06	0,06	0,04	0,02	0,03	0,03	0,03
Simpson	0,79	0,75	0,70	0,89	0,92	0,89	0,82	0,94
Shanon	4,35	3,80	3,33	4,42	4,89	3,25	3,20	5,02
Chao 1	162	130	121	172	225	212	200	289

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

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

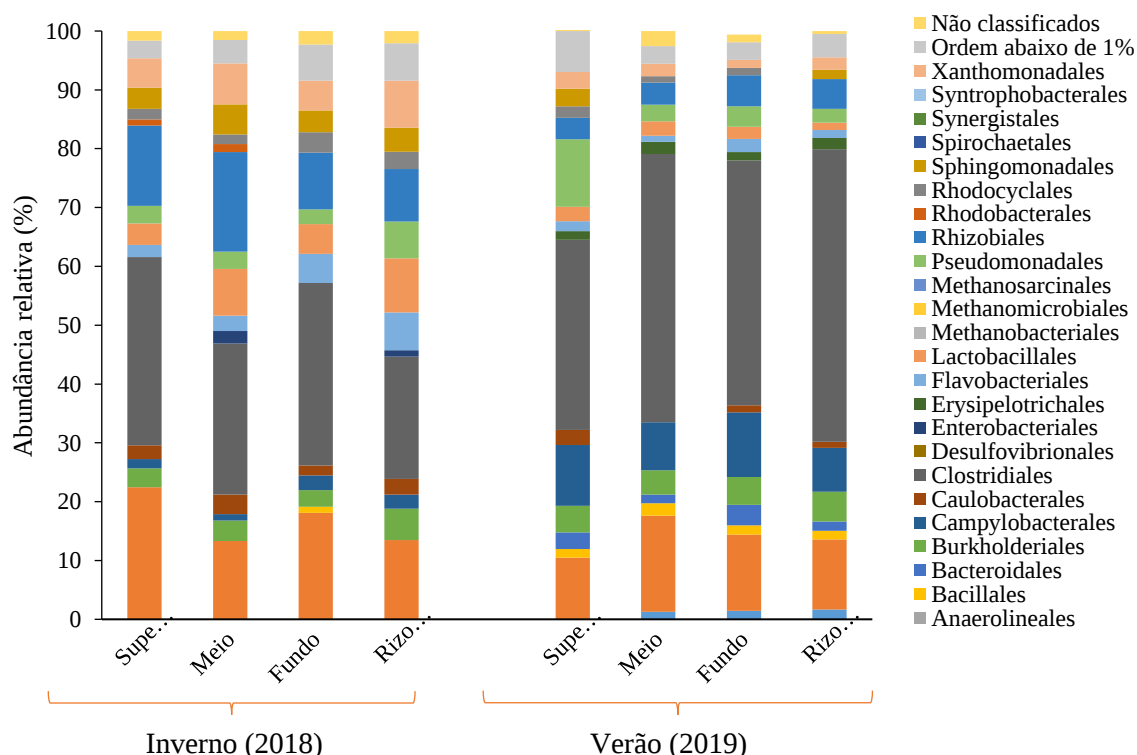
Shannon: quanto maior o valor, maior a diversidade da amostra

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

Fonte: Autor.

Na Figura 62, são apresentadas as estruturas bacterianas em nível de ordem. A ordem *Clostridiales* mostrou-se predominante durante os dois períodos de tempo, porém, a AR no verão foi superior à do inverno, em toda a profundidade do leito filtrante, e nas raízes. Em média, a AR da *Clostridiales* foi de 42% no verão e de 27% no inverno. Como comentado na seção 4.5.1, bactérias da ordem *Clostridiales* formam esporos, dando alta resistência a ambientes adversos (MARA e HORAN, 2003), e suas taxas de desenvolvimento aumentam em condições quentes, com uma faixa ideal de temperatura entre 30-45 °C, em condições neutras de pH (Černý et al., 2018). De acordo com Li et al. (2018), a elevada abundância de *Clostridiales* pode ser indicativa de ambientes anaeróbios no meio. Ainda, o aumento da AR de inverno para verão também pode estar relacionado ao arraste de lodo do TS, junto com bactérias desta ordem. Também, o acúmulo de lodo pode levar à colmatção do meio, limitando a difusão do ar atmosférico, e formando microambientes anaeróbios.

Figura 62 – Abundância Relativa identificada na camada de superfície (0-20 cm), meio (20-50 cm), fundo (50-70 cm) e material aderido às raízes da vegetação do WCVD, com 4 anos de operação do sistema



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.

Fonte: Autor.

A segunda ordem predominante para os dois períodos foi a *Actinomyetales*. Estas bactérias comumente indicam a prevalência de condições aeróbias no meio, sendo sua

respiração essencialmente aeróbia, embora a respiração anaeróbia também possa ocorrer (BERGAN, 1985). Para esta ordem foi determinada uma AR média no inverno (17%) superior à do verão (13%). Segundo Hamid, Ariffin e Mohamad (2015), *Actinomycetales* conseguem bom desenvolvimento na faixa de 25 a 37 °C e pH neutro. Portanto, esperava-se uma maior AR no período de verão. O fato da AR ser menor no verão pode estar relacionado à maior abundância de *Clostridiales* no meio e à maior biodiversidade, diminuindo a AR de outras ordens.

A ordem *Campylobacterales* também apresentou elevada AR, e pode ser indicadora das condições de oxigênio no meio. As bactérias desta ordem caracterizam-se por serem microaerófilas, ou seja, requerem mínima quantidade de oxigênio para seu desenvolvimento, sobrevivendo em ambientes com elevada concentração de dióxido de carbono e baixas concentrações de oxigênio (TRABULSI e ALTERTHUM, 2008). Do período do inverno para o período do verão observou-se aumento da AR, de 2 a 9%. Um dos possíveis fatores influentes para esse aumento é a temperatura. A família *Campylobacteraceae* apresenta boas taxas de crescimento na faixa de 25 a 42 °C (LASTOVICA, ON e ZHANG, 2014) sendo esta a condição encontrada no período de verão para o WCVD (Tabela 1). Outro fator pode estar relacionado ao acúmulo de sólidos. No verão, teve-se uma elevada carga de SS ($84 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) quando comparada ao inverno ($45 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$), causada pelo arraste do lodo do TS, comentado na seção 4.2.4. O acúmulo de sólidos nos espaços intersticiais do material filtrante (brita) pode dificultar a transferência de oxigênio, com formação de microambientes com baixa concentração de oxigênio ou anaeróbios.

O aumento das abundâncias de *Clostridiales* e *Campylobacterales*, do inverno para o verão, pode indicar o aumento das condições anaeróbias dentro do material filtrante do WCVD. Assim, embora possa existir predominância de condições aeróbias, a formação de microambientes anaeróbios pode ser significativa.

Em relação ao processo de nitrificação autotrófica, bactérias oxidantes de amônia (BOA) e bactérias oxidantes de nitrito (BON) apresentaram baixa abundância. No inverno, foram identificadas BOA do gênero *Nitrosomonas* (ordem *Nitrosomonadales*, família *Nitrobacteraceae*) (AR de 0,04%), e BON dos gêneros *Nitrobacter* (ordem *Rhizobiales*, família *Bradyrhizobiaceae*) (AR de 0,26%) e *Nitrospira* (ordem *Nitrospirales*, família *Nitrospiraceae*) (AR de 0,05%). Para o verão, as BOA identificadas foram do gênero *Nitrospira* (ordem *Nitrosomonadales*, família *Nitrobacteraceae*) (AR de 0,46%) e BON do gênero *Nitrospira* (AR de 0,27%). A variação da diversidade e o aumento da AR do inverno para o verão das BOA e das BON pode estar relacionado à variação da temperatura e carga de N-NH_4^+ . De acordo com

Sant'anna (2013), a temperatura ótima para o processo de nitrificação ocorre na faixa de 25 a 30 °C, e para temperaturas menores que 15 °C as taxas de nitrificação podem sofrer significativa queda, sendo as BON mais sensíveis a baixas temperaturas. Neste trabalho a temperatura da água manteve-se em torno aos 15 °C no período do inverno e a nitrificação contribuiu com uma remoção de 40% de N-NH₄⁺ com carga afluyente de 3,9 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹. Já no verão, a temperatura média da água foi de 25 °C (ideal para a nitrificação) e apresentou por meio da nitrificação uma remoção superior de N-NH₄⁺, de 79% para uma carga afluyente de 3,4 g N-NH₄⁺ m⁻² d⁻¹. Segundo Metcalf e Eddy (2016), bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* apresentam maior afinidade e desenvolvimento com elevadas concentrações do substrato (N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻), enquanto que o desenvolvimento das bactérias *Nitrosospira* e *Nitrospira* melhora com baixas concentrações. Neste trabalho, no inverno prevaleceram as *Nitrosomonas*, com concentração de N-NH₄⁺ afluyente ao WCVD de 43 ± 7 mg L⁻¹, superior à concentração encontrada no verão de 38 ± 17 mg L⁻¹, quando prevaleceram as *Nitrosospira*.

Além das bactérias autotróficas, bactérias heterotróficas também podem contribuir na remoção de N-NH₄⁺ através da nitrificação (VYMAZAL, 2007). Um exemplo de bactérias heterotróficas nitrificantes é o gênero *Pseudomonas* (ordem *Pseudomonadales*, família *Pseudomonadaceae*). No período de inverno, bactérias *Pseudomonas* apresentaram uma AR de 3,1%, e no verão 2,4%. Assim, a elevada remoção de N-NH₄⁺, com baixa abundância de autotróficas nitrificantes, pode ser sustentada pela elevada abundância e possível atuação das *Pseudomonas* na nitrificação. Além disso, várias espécies *Pseudomonas* conseguem atuar também como desnitrificantes (VYMAZAL, 2007).

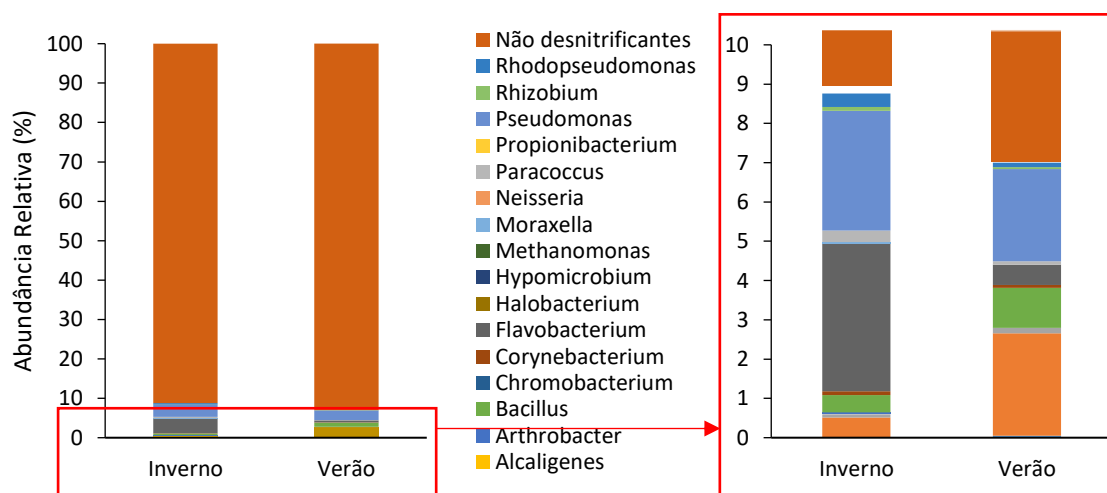
Outros microrganismos que podem contribuir na remoção do N-NH₄⁺ por meio da nitrificação são as arqueas. Pelissari et al. (2018), trabalhando com WCVD com brita e areia como material filtrante, plantado com *Phragmites australis*, obtiveram uma remoção de 67% de N-NH₄⁺ para cargas afluentes de 2,5 g m⁻² d⁻¹. Durante o estudo, observaram que as arqueas oxidantes de amônia (AOA) foram os procariontes oxidantes de amônia mais ativos e predominantes, e mostraram correlação positiva com o crescimento das *Nitrobacter* (BON). Assim, AOA podem ter um papel importante na remoção de N-NH₄⁺ pelo processo da nitrificação.

Em relação à remoção de N-NO₃⁻, elevada diversidade e abundância de bactérias desnitrificantes foram determinadas nos períodos de estudo (Figura 63). No inverno, as bactérias do gênero *Flavobacterium* (ordem *Flavobacteriales*, família *Flavobacteriaceae*) (AR de 3,8%), *Pseudomonas* (AR de 3,1%) e *Acinetobacter* (ordem *Pseudomonadales*, família *Moraxellaceae*) (AR de 0,53%) foram predominantes, enquanto que as *Acinetobacter* (AR de

2,6%), *Pseudomonas* (AR de 2,4%) e *Bacillus* (ordem *Bacillales*, família *Bacillaceae*) (AR de 1,0%) predominaram durante o verão. Durante um estudo realizado por Du et al. (2017), trabalhando com *wetland* construído vertical integrado plantado com *Canna indica*, com cargas afluentes de $19 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de DQO_t , $3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-NH_4^+ e $4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de N-NO_3^- em água sintética, obteve remoções de 89% de N-NH_4^+ e 97% de N-NO_3^- , com participação de bactérias desnitrificantes de gênero *Pseudomonas*, *Acinetobacter*, *Rhizobium*, *Bacillus* e *Rhodopseudomonas*.

De forma geral, as bactérias desnitrificantes apresentaram maior diversidade e AR (8,8%) durante o inverno, quando comparado com o verão (AR de 7,0%). A menor abundância das desnitrificantes heterotróficas durante o verão pode estar relacionada ao maior acúmulo de sólidos no leito filtrante, com arraste do lodo do TS, e formação de microambientes anaeróbios, dificultando o uso do oxigênio como receptor de elétrons na degradação da MO. Na ausência do oxigênio, as heterotróficas desnitrificantes terminam utilizando, se disponível, o N-NO_3^- encontrado no meio. As elevadas remoções de NT, 54% no inverno, e 60% no verão, evidenciaram a ocorrência de processos simultâneos de nitrificação e desnitrificação, com formação de zonas anóxicas no meio filtrante.

Figura 63 – Abundância Relativa de bactérias desnitrificantes identificadas nas amostras de WCVD (meio filtrante e raiz), em nível de gênero, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD



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.

Fonte: Autor.

4.5.3 Variação da estrutura bacteriana na profundidade do WCVD e na raiz da vegetação

Conforme a Tabela 17, tanto para o período de inverno como para o período do verão, foi determinada a seguinte ordem de diversidade para as estruturas bacterianas identificadas no

WCVD: raiz > superfície (0-20 cm) > meio (20-50 cm) > fundo (50-70 cm). Esta ordem pode estar relacionada ao fornecimento para a comunidade bacteriana de um meio suporte com aporte de oxigênio e exsudatos que facilitam a degradação da MO nas raízes da vegetação (KADLEC e WALLACE, 2009), e ao consumo de oxigênio e diminuição da carga orgânica no decorrer do leito filtrante, na passagem da água residuária.

Para o período do inverno, bactérias das ordens *Clostridiales* e *Rhizobiales* foram predominantes em cada camada do leito filtrante e nas raízes (Figura 62). A variação da AR para *Clostridiales* seguiu a seguinte ordem: superfície > fundo > meio > raiz; e para a *Rhizobiales* foi de: meio > superfície > fundo > raiz. No caso das bactérias *Clostridiales*, a maior abundância na superfície pode estar relacionada ao maior acúmulo de sólidos e possível formação de microambientes anaeróbios, enquanto que no fundo, a abundância pode estar relacionada à diminuição do OD, devido à degradação aeróbia da MO na percolação do efluente.

No verão, duas ordens predominantes foram *Clostridiales* e *Campylobacterales*, para todas as camadas do leito filtrante e raízes (Figura 62). Para as bactérias *Clostridiales*, teve-se uma variação da AR na ordem de: raiz > meio > fundo > superfície. Esta ordem pode ser um indicativo do fornecimento de condições de suporte e auxílio da vegetação na biodegradação anaeróbia da MO, onde a transferência de oxigênio pela planta (WONG et al., 1999) poderia não influenciar de forma significativa o desenvolvimento das bactérias *Clostridiales*. O aumento da AR de *Clostridiales* nas camadas mais profundas poderia indicar o avanço do processo de colmatação na profundidade do leito e a diminuição da concentração de oxigênio dissolvido. Ainda, a menor AR de *Clostridiales* na superfície pode estar relacionada à maior taxa de transferência de oxigênio, sendo que esta camada tem contato direto com oxigênio atmosférico. A AR de bactérias *Campylobacterale* seguiu a seguinte ordem: fundo > superfície > meio > rizosfera. Bactérias desta ordem se caracterizam por serem microaerófilas, precisando baixa quantidade de oxigênio para seu bom desenvolvimento. Nesse sentido, no verão, o fundo e a camada superficial, tornaram-se os ambientes ideais para o desenvolvimento destas bactérias. Na superfície pode se ter o maior acúmulo de MO e sólidos, com possível formação de microambientes anaeróbios ideais para estas bactérias. Na camada do meio pode se ter o acúmulo do oxigênio residual após passagem pela camada superior, podendo criar condições adversas para o crescimento de bactérias *Campylobacterale*. E por último, por estas bactérias serem sensíveis ao aumento do oxigênio, o oxigênio transferido pelas raízes pode limitar o desenvolvimento destes microrganismos.

Em relação à nitrificação, na Tabela 18 são apresentadas as AR das bactérias BOA e BON no decorrer da profundidade do WCVD e do biofilme aderido às raízes da vegetação. Para as BOA do gênero *Nitrosomonas* foi observada, durante o inverno, maior AR na camada superficial do material filtrante e no biofilme aderido às raízes. Este comportamento pode estar relacionado às condições de oxigênio, sendo a camada superficial a de maior concentração de oxigênio, e as plantas criarem condições aeróbias nas suas raízes. Também, no inverno, as BON de gênero *Nitrobacter* apresentarem AR na seguinte ordem: fundo>meio>superfície>raíz. Neste caso, a concentração de $N-NO_2^-$ pode ter sido o fator limitante. Parte-se da hipótese de que, na camada superficial começa a transformação de $N-NH_4^+$ a $N-NO_2^-$, portanto baixas concentrações de $N-NO_2^-$ encontram-se disponíveis para as BON. Nas camadas mais profundas, parcelas de $N-NO_2^-$ vão sendo transformados para $N-NO_3^-$ e novas parcelas de $N-NH_4^+$ são transformadas em $N-NO_2^-$, criando condições estimulantes para o crescimento das bactérias BON.

Tabela 19 – Variação da abundância relativa de bactérias nitrificantes no perfil transversal do WCVD e na raiz da vegetação, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Gênero	Abundância Relativa (%) - Inverno (2018)				Abundância Relativa (%) - Verão (2019)			
	Superfície (0-20 cm)	Meio (20-50 cm)	Fundo (50 a 70 cm)	Raiz	Superfície (0-20 cm)	Meio (20-50 cm)	Fundo (50 a 70 cm)	Raiz
Nitrosomonas	0,05	0,03	-	0,05	-	-	-	-
Nitrosospira	-	-	-	-	-	-	-	0,46
Nitrospira	-	0,01	-	0,05	0,07	0,32	0,47	0,21
Nitrobacter	0,26	0,34	0,40	0,05	-	-	-	-
Não nitrificantes	99,69	99,62	99,6	99,95	99,93	99,68	99,53	99,33

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.

Fonte: Autor.

Como comentado no início desta seção, a elevada abundância de bactérias do gênero *Clostridiales* no decorrer da profundidade do leito filtrante, poderiam indicar predominância de condições anaeróbias e avanço na colmatação do meio. Isto ainda pode ser demonstrado pelo comportamento das bactérias BOA do gênero *Nitrosospira*. A elevada abundância destas bactérias nas raízes das plantas durante o período de verão (Tabela 4), e sua ausência nas diferentes camadas do leito filtrante, pode ser indicativo de baixa disponibilidade de oxigênio no material filtrante, sendo as raízes das plantas as únicas fontes de perenes de transferência de oxigênio. Já as BON *Nitrospira* durante o verão, apresentaram comportamento semelhante às *Nitrobacter* durante o período de inverno. A ocorrência das *Nitrospira* em todas as camadas do

leito filtrante pode ser devido às menores quantidades de oxigênio requeridas para a oxidação de N-NO_2^- , quando comparado às quantidades necessárias para oxidação do N-NH_4^+ (Sant'anna, 2013).

Decezaró (2018), trabalhando com o mesmo sistema TS/WCVD deste estudo, TR de 50% e cargas de $\text{DBO}_{5,20}$ de $21 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e N-NH_4^+ de $5 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, identificou apenas a presença de gênero *Nitrosospira* como BOA na camada superficial do material filtrante (0-20 cm), e não foram identificadas BON em nenhuma das camadas avaliadas (0-20 cm e 20-50 cm). Nesse sentido, o aumento da recirculação para 90% (este trabalho) e com cargas de $\text{DBO}_{5,20}$ de $29 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e N-NH_4^+ de $3 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, pode ter estimulado a proliferação de BOA e BON, as quais foram identificadas ao longo de todo o leito filtrante.

Em relação à desnitrificação, foram encontradas comunidades bacterianas semelhantes nas três camadas do leito filtrante e nas raízes da vegetação, porém, com diferentes AR para os diversos gêneros (Tabela 19). No inverno, os gêneros *Flavobacterium* e *Pseudomonas* foram predominantes em todas as camadas do leito filtrante e nas raízes da vegetação. No verão, as bactérias *Acinetobacter* e *Pseudomonas* foram as predominantes, presentes, principalmente, na superfície do material filtrante. Dessa forma, é possível que o acúmulo de sólidos na superfície durante o verão, tenha favorecido o desenvolvimento dessas bactérias e assim contribuído para a remoção de NT no WCVD.

Tabela 20 – Variação da abundância relativa de bactérias desnitrificantes no perfil transversal do WCVD e nas raízes da vegetação, com 4 anos de operação do sistema TS/WCVD

Gênero	Abundância Relativa (%) - Inverno				Abundância Relativa (%) - Verão			
	Superfície (0-20 cm)	Meio (20-50 cm)	Fundo (50-70 cm)	Raíz	Superfície (0-20 cm)	Meio (20-50 cm)	Fundo (50-70 cm)	Raíz
<i>Achromobacter</i>	0,02	0,01	-	0,02	-	-	-	0,05
<i>Acinetobacter</i>	0,26	0,71	0,48	0,53	6,05	1,47	2,13	0,77
<i>Agrobacterium</i>	0,08	0,17	0,08	0,02	0,14	-	-	-
<i>Arthrobacter</i>	0,11	0,01	-	0,01	-	-	-	-
<i>Bacillus</i>	0,36	0,36	0,8	0,24	0,68	1,31	1,07	1,03
<i>Flavobacterium</i>	1,78	2,49	4,5	6,22	0,34	0,37	1,13	0,21
<i>Moraxella</i>	0,02	-	-	0,09	-	-	-	-
<i>Paracoccus</i>	0,39	0,56	0,08	0,14	0,07	0,11	-	0,1
<i>Pseudomonas</i>	2,55	2,03	2,01	5,61	5,37	1,31	1,2	1,5
<i>Rhizobium</i>	0,11	0,08	-	0,1	-	-	-	0,05
<i>Rhodopseudomonas</i>	0,5	0,53	0,32	0,02	0,27	0,05	0,07	0,05
Outros	93,79	93,05	91,68	86,79	87,01	95,38	94,4	96,29

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.

Fonte: Autor

5 CONCLUSÃO

Para o sistema de TS/WCVD no tratamento de esgoto doméstico, operando com uma entrada de 1200 L d⁻¹ de esgoto bruto, uma TR de 90% e uma TAH de 90 mm d⁻¹ ao WCVD, foi concluído:

Em relação ao tratamento:

- Foram identificadas no sistema elevadas remoções de matéria orgânica (85% de DBO_{5,20}, 86% de DQO_t), de sólidos em suspensão (93% de SS), de nitrogênio amoniacal (80% de N-NH₄⁺); e boa remoção de sólidos totais (65% de ST) e de nitrogênio total (67% de NT);
- O TS mostrou-se ineficiente na remoção de matéria orgânica e sólidos, devido ao problema operacional de arraste de lodo; porém apresentou elevada desnitrificação com remoção de 88% de N-NO₃⁻;
- O WCVD foi capaz de suportar sobrecargas de matéria orgânica, sólidos e nitrogênio atribuídas ao arraste do lodo, com eficiências de remoção de 67% de DBO_{5,20}, 76% de DQO_t, 45% de ST, 88% de SS, 70% de N-NH₄⁺ e 45% de NT.
- O sistema não apresentou remoção de fósforo (na forma de P-PO₄³⁻).

Em relação ao papel da vegetação no WCVD:

- A *Canna x generalis* apresentou boa adaptação sazonal e rápido crescimento;
- Com a assimilação de nutrientes na sua biomassa e posterior corte, contribui com uma remoção de 22% de NT no WCVD;

Em relação ao comportamento hidrodinâmico do WCVD, com uma linha distribuição de esgoto 50 cm acima da superfície do leito filtrante:

- Ensaios hidrodinâmicos com traçador rodamina WT e suas curvas DTD associadas, mostraram variação das condições hidráulicas do reator ao longo do tempo, e foi determinado um tempo de percolação médio de 18 min;
- O tempo de percolação médio pode ser estimado a partir do hidrograma de vazão efluente ao WCVD;

- Em relação à influência da vegetação na hidráulica do sistema, constatou-se uma forte correlação positiva entre o crescimento das plantas e o aumento do tempo de percolação, associado à interceptação da água residuária aplicada pela parte aérea das macrófitas, e também, possivelmente, devido à redução da permeabilidade do meio, ocasionada pelo crescimento das raízes e rizomas;
- Parâmetros de caracterização hidráulica calculados (índice de dispersão de Morril, índice de curto-circuito, índice do tempo de retenção médio, índice de tempo modal de retenção e eficiência volumétrica), indicaram tendência do escoamento ao regime de mistura completa;
- O comportamento hidrodinâmico do WCVD teve baixa a moderada influência na remoção de poluentes.

Em relação à caracterização da comunidade bacteriana:

- A estrutura bacteriana no TS e no WCVD variou sazonalmente, com maior diversidade no período de verão, associado ao aumento da temperatura;
- Bactérias desnitrificantes heterotróficas foram identificadas no lodo do TS, com sua diversidade e abundância variando sazonalmente; indicando a prevalência de condições anóxicas no meio, com elevada remoção de $N-NO_3$;
- No WCVD, foi determinada a seguinte ordem de diversidade para as estruturas bacterianas identificadas: raiz > superfície (0-20 cm) > meio (20-50 cm) > fundo (50-70 cm); com a maior diversidade encontrada na raiz associada às condições ideais para crescimento bacteriano, com aporte de oxigênio e exsudatos que facilitam a degradação da matéria orgânica;
- No WCVD, bactérias anaeróbias foram encontradas em todas as camadas do leito filtrante, e sua abundância variou sazonalmente, indicando a formação de microambientes anaeróbios, possivelmente, pela variação da temperatura, acúmulo de sólidos e avanço da colmatação do meio;
- No WCVD, BOAs e BONs autotróficas e bactérias desnitrificantes heterotróficas foram encontradas em toda a profundidade da camada filtrante e sua diversidade e abundância variou sazonalmente, associado principalmente às mudanças de temperatura, afinidade com o substrato e condições de oxigênio;

- No WCVD, a boa remoção de NT, a formação de microambientes anaeróbios/anóxicos e a presença de bactérias nitrificantes e desnitrificantes no leito filtrante, evidenciaram a ocorrência de processos de nitrificação e desnitrificação simultâneos.

REFERÊNCIAS

- ABOU-ELELA, S. I. et al. Municipal wastewater treatment in horizontal and vertical flows constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 61, p. 460–468, 2013.
- ALMEIDA, A. et al. Expresión genética en la digestión anaerobia: Un paso adelante en la comprensión de las interacciones tróficas de esta biotecnología. **Revista Científica de la Universidad Autónoma de Coahuila**, v. 3, n. 6, p. 14-34, 2011.
- 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.
- AL-ZREIQAT, et al. Influence of septic tank attached growth media on total nitrogen removal in a recirculating vertical flow constructed wetland for treatment of domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 118, p. 171-178, 2018.
- ANDRADE, N. C. O. et al. “Decanto-Digestores”. In: **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Programa PROSAB, capítulo 5, Rio de Janeiro: ABES-RJ, 1999.
- APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 2012.
- APPELS, L. et al. Principles and potential of the anaerobic digestion of waste-activated sludge. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 34, p. 755-781, 2008.
- ARDEN, S.; MA, X. Constructed wetlands for greywater recycle and reuse: A review. **Science of the Total Environment**, v. 630, p. 587-599, 2018.
- 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.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159-1168, 2001.
- ARRUDA, F. A. B. **Remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos suspensos de esgoto doméstico por wetlands construídos de fluxo vertical com fundo saturado**. 2019. 48 p. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.
- AYAZ, S. C. et al. Effect of recirculation on nitrogen removal in a hybrid constructed wetland system. **Ecological Engineering**, v. 40, p. 1-5, 2012.
- AYAZ, S. Ç et al. Effluent quality and reuse potential of domestic wastewater treated in a pilot-scale hybrid constructed wetland system. **Journal of Environmental Management**, v. 156, p. 115-120, 2015.

BASTVIKEN, S. **Nitrogen removal in treatment wetlands – Factors influencing spatial and temporal variations**. 2006. 35p. Dissertação (Mestrado) – Universidade Linköping, Linköping, Suécia, 2006.

BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento e configuração de wetlands construídas para tratamento de água cinza**. 2009. 43 p. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2009.

BERGAN, T. **Methods in Microbiology**. 1. ed. v. 16. Academic Press, 1985. 388 p.
DU, L. et al. Enhancement of microbial removal pathway by vegetation in Integrated Vertical-Flow Constructed Wetlands (IVCWs) for treating reclaimed water. *Bioresource Technology*, v. 249, p. 644-651, 2018.

BOCK, E.; WILDERER, P.; FREITAG, A. Growth of nitrobacter in the absence of dissolved oxygen. *Water Research*, v. 22, p. 245-250, 1988.

BORDIN, H. **Wastewater treatment in constructed wetlands: Effects of vegetation, hydraulics and data analysis methods**. 2013. 50p. Dissertação (Mestrado) - Linköping University. Linköping, Sweden, 2013.

BORGES, A. C. et al. Uso de traçadores para avaliação hidrodinâmica de sistemas alagados construídos operando sob condições climáticas tropicais. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 29, n. 2, p. 301-310, 2009.

BRASIL, Ministério das cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: **Diagnóstico dos serviços de Água e Esgotos – 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução no 430/2011**: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 15/09/2019.

BRIX, H.; SCHIERUP, H. **Soil oxygenation in constructed reed beds: the role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport**, em *Constructed Wetlands in Water Pollution Control*. Eds. P. F. Cooper e B. C. Findlater. Oxford, 1990, 53 p.

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

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

BRIX, H., KOOTTATEP, T., LAUGESSEN, C.H. Wastewater treatment in tsunami affected areas of Thailand by constructed wetlands. *Water Sci. Technol.* v. 56, p. 69– 74, 2007.

- CALIJURI 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. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.
- CALVALCANTI, M. T. et al. Crescimento de *Acidovorax avenae* subsp. *citrulli* sob diferentes temperaturas, pH, concentrações de cloreto de sódio e fontes de carbono. **Ciência Rural**, v. 35, p. 1313-1318, 2005.
- CAPORASO, J. G. et al. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. **Nature Methods**, v. 7, p. 335, 2010a.
- ČERNÝ, M. et al. Variation in the Distribution of Hydrogen Producers from the Clostridiales Order in Biogas Reactors Depending on Different Input Substrates. **Energies**, v. 11, 2018.
- CERQUEIRA et al. **Desenvolvimento de *Heliconia psittacorum* e *Gladiolus hortulanus* irrigados com águas residuárias tratadas**. Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient., Campina Grande, v. 12, n. 6, p. 606-613, 2008.
- CESTARI, J. L. et al. Avaliação hidrodinâmica de unidade piloto de floculação mecanizada. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 17, p. 95-106, 2012.
- CHENG, et al. Preparation, optimization, and application of sustainable ceramsite substrate from coal fly ash/waterworks sludge/oyster shell for phosphorus immobilization in constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, v. 175, p. 572-581, 2018.
- CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, v. 5, 2007. 379 p.
- CHYAN, J.-M. et al. A novel biofilm carrier for pollutant removal in a constructed wetland based on waste rubber tire chips. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 85, p. 638-645, 2013.
- CONNOLLY, et al. Removal of ammoniacal-nitrogen from an artificial landfill leachate in downflow reed beds. **Process Biochemistry**, v. 39, p. 1971–1976, 2004.
- COOPER et al. **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Medmenham, Marlow, UK: WRc Publications, 1996, 184p.
- COSTA, E. S.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. **Reatores anaeróbios de manta de lodo(UASB): uma abordagem concisa**. Rio de Janeiro: COAMB, v. 5, 2014. 121 p.
- COTA, R. S. **Hidrodinâmica e desempenho de filtros verticais plantados e não plantado com alimentação em pulso, empregados no tratamento de esgoto sanitário bruto**. 2011. 195 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, MG, 2011.
- CUI, L. et al. Removal of nutrients from wastewater with *Canna Indica* L. under different vertical-flow constructed wetland condition. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 1083-1088, 2010.

DA SILVA, S. C. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** 2007. 205p. Tese (Doutorado) - Universidade de Brasília. Brasília. 2007

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.

DECEZARO, S. T. **Sistema de tanque séptico e wetland construído vertical com recirculação para remoção de matéria orgânica e nitrogênio de esgoto doméstico.** 2018. 200p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, 2018.

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.

DORDIO, A.; CARVALHO, A. J. P. Constructed wetlands with light expanded clay aggregates for agricultural wastewater treatment. **Science of The Total Environment**, v. 463–464, p. 454-461, 2013.

DOTRO, et al. **Biological wastewater treatment series: Treatment Wetlands.** Londres: IWA Publishing, v. 7, 2017.

DRIZO, A. et al. Physico-chemical screening of phosphate removing substrate for use in constructed wetlands systems. **Water Research**, v. 33, n. 17, p. 3595-3602, 1999.

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.; 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.

FUNDAÇÃO NACIONAL DA SAÚDE. **Panorama de Saneamento Rural no Brasil.** Brasília: Ministério da Saúde, jul. 2017. Disponível em: < <http://funasa.gov.br/panorama-do-saneamento-rural-no-brasil> > Acesso em: 10 jun. 2018.

GAO J. et al. Nutrient removal capability and growth characteristics of *Iris sibirica* in subsurface vertical flow constructed wetlands in winter. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 351-361, 2014.

- GARCÍA, J. et al. Contaminant Removal Processes in Subsurface-Flow Constructed *Wetlands*: A Review. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 7, p. 561-661, 2010. ISSN 1547-6537.
- GIKAS, G. D. et al. Low-cost approaches for the removal of terbuthylazine from agricultural wastewater: Constructed *wetlands* and biopurification system. **Chemical Engineering Journal**, v. 335, p. 647-656, 2018.
- GOERCK, J. **Eletrocoagulação como pós-tratamento do efluente de um tanque séptico e de um wetland construído de fluxo vertical**. 2018. Dissertação (Mestrado em programa de Pós-graduação em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Santa Maria. Santa Maria, RS, 2018.
- GONZALO, O. C.; RUIZ, I.; SOTO, M. Integrating pretreatment and denitrification in constructed wetland systems. **Science of the Total Environment**, v. 584-585, p. 1300-1309, 2017.
- GOPAL, B. Natural and constructed *wetlands* for wastewater treatment: Potentials and problems. **Water Science & Technology**, Grã-Bretanha, v. 40, p. 27-35, 1999.
- GRANT, C. A. et al. A importância do fósforo no desenvolvimento inicial da planta. **Informações agronômicas**, v. 95, p. 1-5, 2001.
- HAMID, A. A.; ARIFFIN, S. MOHAMAD, S. A. S. Identification and optimal growth conditions of actinomycetes isolated from mangrove environment. **Malaysian Journal of Analytical Sciences**, v. 19, p. 904-910, 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.
- 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.
- HU, et al. Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems. **Bioresource Technology**, v. 207, p. 339-345, 2016.
- HUA, G. et al. Clogging pattern in vertical-flow constructed wetlands: insight from a laboratory study. **Journal of Hazardous Materials**, v. 180, p. 668-674, 2010.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios**. Banco de Dados Agregados (PNAD). 2011.
- JETHWA, K. B.; BAJPAI, S. Role of plants in constructed wetlands (CWS): a review. **Journal of Chemical and Pharmaceutical Sciences**, 2016.
- JETTEN, M. S. M. et al. Novel principles in the microbial conversion of nitrogen compounds. **Antonie van Leeuwenhoek**, v. 71, p. 75-93, 1997.
- JORDÃO, E.P.; PESSOA, C.A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 7. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2014.

- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. L. **Treatment wetlands**. CRC Press/Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, 1996.
- KADLEC, R. H. et al. **Constructed wetlands for pollution control: processes performance, design and operation**. London, UK: IWA specialist group on use of macrophytes in water pollution control. Scientific and Technical Report, 2000.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Boca Ratón, FL: Taylor & Francis Group, 2009.
- KARCZMARCZYK, A.; RENMAN, G. Phosphorus Accumulation Pattern in a Subsurface Constructed Wetland Treating Residential Wastewater. **Water**, v. 3, p. 146-156, 2011.
- KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water. **Desalination**, v. 185, p. 383–389, 2005.
- KLETECKE, R. M. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: *Hedychium coronarium*, *Heliconia psittacorum*, *Cyperus alternifolius* e *Colocasia esculenta***. 2011. 310 p. Tese (Doutorado Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, SP, 2011.
- KIM, M. et al. Aerobic Denitrification of *Pseudomonas putida* AD-21 at Different C/N Ratios. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 106, p. 498-502, 2008.
- KOERSELMAN, W.; MEULEMAN, A. F. M. The vegetation N:P ratio: a new tool to detect the nature of nutrient limitation. **Journal of Applied Ecology**, v. 33, p. 1441-1450, 1996.
- 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.
- KORKUSUZ, E. A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G. N. Treatment Efficiencies of the Vertical Flow Pilot-Scale Constructed Wetlands for Domestic Wastewater. Treatment. **Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences**, v. 28, p. 333-344. 2004.
- LAWRENCE, J. M.; MIXON, W.W. Comparative nutrient content of aquatic plants from different habitats. **Southern Weed Science Society**, v. 23, p. 306-310, 1970.
- LASTOVICA, A. J. ON, S. I. W.; ZHANG, L. **The Family Campylobacteraceae**. In: Rosenberg E, DeLong EF, Lory S, Stackebrandt E, Thompson F (ed). *The prokaryotes deltaproteobacteria and epsilonproteobacteria*, Springer, p. 309-335, 2014.
- LEE, C.-G.; FLETCHER, T. D.; SUN, G. Nitrogen removal in constructed wetland systems. **Engineering in Life Sciences**, v. 9, n. 1, p. 11-22, 2009.
- LEVENSPIEL, O. **Engenharia das reações químicas: Cálculo de reatores**. 3. ed. São Paulo: Blucher, v. 2, 2000.
- LI, B. et al. Seasonal and spatial dynamics of denitrification rate and denitrifier community in constructed wetland treating polluted river water. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 126, p. 143-151, 2018.

- LI, J. et al. Experiment and simulation of the purification effects of multi-level. **Ecological Engineering**, v. 91, p. 74-84, 2016.
- 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.
- LIAN-SHENG, H. et al. Effects of effluent recirculation in vertical-flow constructed wetland on treatment efficiency of livestock wastewater. **Water Science & Technology** , v. 54, n. 11, p. 137-146, 2006.
- LIN, A. Y. C. et al. Comparison of rhodamine WT and bromide in the determination of hydraulic characteristics of constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 20, p. 75-88, 2003.
- LIU, X. et al. Growth characteristics and nutrient removal capability of plants in subsurface vertical flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 44, p. 189-198, 2012.
- LYU, T. et al. The intensified constructed wetlands are promising for treatment of ammonia stripped effluent: Nitrogen transformations and removal pathways. **Environmental Pollution**, v. 236, p. 273-282, 2018.
- MACKINTOSH, T. J.; DAVIS, J. ; THOMPSON, R. M. The influence of urbanisation on macroinvertebrate biodiversity in constructed stormwater *wetlands*. **Science of the Total Environment** , v. 536 , p. 527–537, 2015.
- MANNARINO et al. *Wetlands* para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de Pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (RJ). **Eng. Sanit. Ambiente**, v. 2, n. 2, p. 108-112, abr./jun. 2006.
- MARA, ; HORAN,. **Handbook of Water and Wastewater Microbiology**. 1. ed. [S.l.]: Academic Press, 2003. 832 p.
- MARTIN, J. F.; REDDY, K. R. Interaction and spatial distribution of wetland nitrogen processes. **Ecological Modelling**, v.105, p. 1-21, 1997.
- MATOS, M. P. **Colmatção em sistemas alagados construídos de escoamento horizontal subsuperficial**: Principais fatores e métodos de identificação em unidades plantadas e não plantadas. 2015. 301p. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Minas Gerais, 2015.
- MAZZOLA, M.; ROSTON, D.M.; VALENTIM, M.A.A. Leito cultivado (constructed wetland) de fluxo vertical por batelada no tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES. CD-ROM, 2003.
- METCALF & EDDY. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5 ed. Porto Alegre, AMGH, 1980 p., 2016.
- MOLLE 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.

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

MULDER, A. et al. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **Microbiology Ecology**, v. 16, p. 177-184, 1995.

MUNNA, M. S.; ZEBA, Z.; NOOR, R. Influence of temperature on the growth of *Pseudomonas putida*. **Stamford Journal of Microbiology**, v. 5, p. 9-12. 2015.

MUSTAPHA, I.; VAN BRUGGEN, J. J. A.; LENS, P. N. L. Vertical subsurface flow constructed *wetlands* for polishing secondary Kaduna refinery wastewater in Nigeria. **Ecological Engineering**, v. 84, p. 588–595, 2015.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (*wetlands*) de fluxos vertical e horizontal – Sistemas híbridos**. 2008. 112 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2008.

OLIVEIRA DOS SANTOS, M. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em *wetland* construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 105p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2015.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de “*wetlands*” construídos no póstratamento de efluente de lagoa de maturação**. 2012. 96 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Edificações e Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PAOLI, A. C. **Análise de desempenho e comportamento de *wetlands* horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos**. 2010. 148 p. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

PAOLI, A. C.; VON SPERLING, M. Evaluation of clogging in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands: solids accumulation and hydraulic conductivity reduction. **Water Science & Technology**, v. 67, n. 6, p. 1345-1352, 2013.

PAUL, U.; KARPFF C.; SCHALK, T. Hydraulic simulation of perforated pipe systems feeding vertical flow constructed wetlands. **Water Science & Technology**, v. 77, n. 5, p. 1431-1440, 2018.

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

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

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.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias**: Utilização de filtros plantados com macrófitas. 1. ed. Florianópolis-SC: Ed. do Autor, 2004. 144 p.

PIVELI, R. P.; KATO, M. T. **Qualidade da água e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2005. 285 P.

POACH, M. E. et al. Ammonia volatilization from constructed *wetlands* that treat swine wastewater. **American Society of Agricultural Engineers**, v. 45, n. 3, p. 619-927, 2002.

PONTES, P. P. **Reatores UASB aplicados ao tratamento combinado de esgotos sanitários e lodo excedente de filtro biológico percolador**. 2003. 175 p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2003.

PROSAB. PROGRAMA DE PESQUISAS EM SANEAMENTO BÁSICO. **Estudos de Caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras**. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia de *wetlands* para tratamento terciário: controle de nutrientes**. 2015. 93 p. Dissertação (Mestrado em Ciências) - Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.

RAMÍREZ, R. J. M. G. **Assimilação de nutrientes de esgoto doméstico por *Canna x generalis* e *Canna indica* em wetland construído de fluxo vertical**. 2017. 68 p. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

REDDY, K. R.; PATRICK, W. H.; BROADBENT, F. E. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. **Environmental Control**, v. 14, n. 3, p. 273-309, 1984.

RICHARDSON, C. J. et al. Predictive models for phosphorus retention in wetlands. **Wetlands Ecology and Management**, v. 4, p. 159-175, 1997.

RIO GRANDE DO SUL. CONSEMA - Conselho Estadual Do Meio Ambiente. **Resolução nº355/2017**: Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus Efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul. Disponível em: <<https://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201707/19110149-355-2017-criterios-e-padroes-de-emissao-de-efluentes-liquidos.pdf>>. Acesso em: 15/02/2016.

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.

SANTOS, K. S. **Comportamento hidrodinâmico de um *wetland* construído de fluxo vertical**. 2018. 80 p. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2017.

SAVANT, N. K.; DE DATTA, S. K. Nitrogen transformations in wetland rice soils. **Advances in Agronomy**, v. 35, p. 241-302, 1982.

SCHOLZ , ; XU,. Performance comparison of experimental constructed wetlands with different filter media and macrophytes treating industrial wastewater contaminated with lead and copper. **Bioresource Technology**, v. 83, p. 71-79, 2002.

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

SEZERINO, P. H. et al. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015.

SILVA, S. C. **“Wetlands Construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 205 p. Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos) – Faculdade de Tecnologia, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

SIRIANUNTAPIBOON S.; JITVIMOLNIMIT, S. Effect of plantation on the efficiency of subsurface flow constructed wetland (sfcw) for sewage treatment. **African Journal of Agricultural Research**, v. 2, p. 447-454, 2007.

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.

SKLARZ, M. Y. et al. A recirculating vertical flow constructed wetland for the treatment of domestic wastewater. **Desalination**, v. 246, p. 617–624, 2009.

SLEYTR , et al. Diversity of abundant bacteria in subsurface vertical flow constructed *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 1021-1025, 2009.

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

STAIRS, D. B. **Flow Characteristics of Constructed Wetlands: Tracer Studies of the Hydraulic**. Oregon State University. Oregon, p. 72. 1993.

STEFANAKIS, A. I.; TSIHRINTZIS, V. A. Use of zeolite and bauxite as filter media treating the effluent of Vertical Flow Constructed *Wetlands*. **Microporous and Mesoporous Materials**, v. 155, p. 106-116, 2012.

STEFANAKIS, A.; AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. **Vertical Flow Constructed Wetlands**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2014. 376 p.

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

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Eng Sanit Ambient.** v. 16, n. 1, p. 63-72, 2011.

TANAKA, J. T. et al. Desenvolvimento de macrófitas aquáticas em uma estação de tratamento de esgotos sanitários por leitos cultivados. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE WETLANDS CONSTRUÍDOS, 2., 2015, Curitiba. **Anais...** Curitiba/PR: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2015.

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.

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

TEE, H. C. et al. Performance comparison of constructed wetlands with gravel- and rice husk-based media for phenol and nitrogen removal. **Science of The Total Environment**, v. 407, p. 3563-3571, 2009.

TRABULSI, L. R.; ALTERTHUM, F. **Microbiologia**. 5. Ed. São Paulo: Atheneu, 2008.

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.

TORRENS 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.

TUAN, L. A.; UYEN, N. K.; WYSEURE, G. Effects of common reed (*Phragmites* spp.) in constructed wetland for removing phosphorus and nitrogen from domestic wastewater. **Communications in agricultural and applied biological sciences**, v. 71, p. 249-253, 2006.

US EPA. **Manual: Nitrogen Control**. Washington, D.C: Technomic publishing, 1993. 311 p. ISBN 1-56676-135-2.

US EPA. **Manual constructed wetlands for municipal wastewater treatment**. Cincinnati, 2000.

VIÉGAS I. J. M. et al. Composição mineral e sintomas visuais de deficiências de nutrientes em plantas de pimenta-longa (*Piper hispidinervum* C. DC.). **Acta Amazonica**, v. 43, p. 43-50, 2013.

VINCENT, G. et al. Plant growth and nutrient uptake in treatment wetlands for water with low pollutant concentration. **Water Science & Technology**, v. 77, p. 1072-1078, 2018.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment**. London: IWA Publishing, v. 2, 2007. 208 p.

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

- VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed *wetlands*. **Science of the Total Environment** , v. 380, p. 48-65, 2007.
- VYMAZAL, J. Constructed *Wetlands* for Wastewater Treatment. **Water**, v. 2, p. 530-549, 2010. ISSN 2073-4441.
- VYMAZAL, J. Plants used in constructed wetlands with horizontal subsurface flow: a review. **Hydrobiologia**, v. 674, p. 133-156, 2011.
- VYMAZAL, J. Does clogging affect long-term removal of organics and suspended solids in gravel-based horizontal subsurface flow constructed wetlands?. **Chemical Engineering Journal**, v. 331, p. 663-674, 2018.
- WACHNIEW, P., CZUPRYNSKI, P., MALOSZEWSKI, P. **Use of tracer tests to evaluate hydraulic properties of constructed wetlands**. Proceedings of Tracer 3 International Conference on Tracers and Tracing Methods. Poland: Institute of Nuclear Chemistry and Technology, 314p, 2004.
- WELZ, P. J. et al. The influence of grain physicochemistry and biomass on hydraulic conductivity in sand-filled treatment wetlands. **Ecological Engineering**, v. 116, p. 21-30, 2018.
- WENDLAND, C.; CHIARAWATCHAI , N. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Institute of Wastewater Management, Hamburgo University of Tecnology. Hamburgo, p. 20. 2006.
- WENYIN, C. et al. Root growth of wetlands plants with different root types. **Acta ecologica sinica**, v. 27, p. 450-458, 2007.
- WESTHOLM, L. J. Substrates for phosphorus removal—Potential benefits for on-site wastewater treatment? **Water Research**, v. 40, p. 23-36, 2006.
- WHITE, R. A.; FREEMAN, C.; KANG, H. Plant-derived phenolic compounds impair the remediation of acid mine drainage using treatment *wetlands*. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 172–175, 2011.
- WONG et al. **Managing Urban Stormwater Using Constructed Wetlands**. 2. ed. Industry Report, 1999, 50 p.
- WU , S. et al. Development of constructed *wetlands* in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, v. 57, p. 40-55, 2014.
- 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.
- YANG Q. et al. Contaminant removal of domestic wastewater by constructed wetlands: effects of plant species. **Journal of Integrative Plant Biology**, v. 49, p. 437-446, 2007.
- YI, X. et al. Removal of selected PPCPs, EDCs, and antibiotic resistance genes in landfill leachate by a full-scale constructed *wetlands* system. **Water Research**, v. 121, p. 46-60, 2017.

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

ZHANG, Z.; RENGEL, Z.; MENEY, K. Nutrient removal from simulated wastewater using *Canna indica* and *Schoenoplectus validus* in mono-and mixed-culture in wetland microcosms. **Water Air Soil Pollut**, v. 183, p. 95-105, 2007.

ZHAO, Y. Q.; SUN, G.; ALLEN, S. J. Purification capacity of a highly loaded laboratory scale tidal flow reed bed system with effluent recirculation. **Science of the Total Environment**, v. 330, p. 1-8, 2004.

APÊNDICE A – Dados brutos referentes aos testes hidrodinâmicos

- Ensaio realizado em 30/05/2018

Hora do pulso: 16:19 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 514,63

Concentração afluente: 155,40 ug L⁻¹

Massa afluente: 38849 ug

Recuperação do volume: 62,37%

Recuperação de massa: 27,95%

Tabela A.1 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 30/05/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,08	40,18	11,97	41	1,04	172,60	52,00	82	0,43	132,50	39,88
1	1,12	311,20	93,90	42	0,98	169,30	51,00	83	0,39	131,50	39,57
2	3,85	414,80	125,22	43	0,98	169,30	51,00	84	0,39	131,50	39,57
3	7,56	355,70	107,35	44	0,92	167,10	50,34	85	0,39	131,50	39,57
4	7,57	339,60	102,48	45	0,92	167,10	50,34	86	0,39	131,50	39,57
5	7,03	316,30	95,44	46	0,88	164,20	49,46	87	0,39	131,50	39,57
6	6,21	299,40	90,33	47	0,88	164,20	49,46	88	0,37	128,60	38,70
7	5,41	286,20	86,34	48	0,83	162,40	48,92	89	0,37	128,60	38,70
8	5,29	286,20	86,34	49	0,83	162,40	48,92	90	0,37	128,60	38,70
9	4,94	267,60	80,72	50	0,78	160,10	48,22	91	0,37	128,60	38,70
10	4,38	260,30	78,51	51	0,78	160,10	48,22	92	0,37	128,60	38,70
11	4,10	253,70	76,52	52	0,78	160,10	48,22	93	0,37	128,60	38,70
12	3,93	248,10	74,82	53	0,69	152,50	45,92	94	0,37	128,60	38,70
13	3,64	241,00	72,68	54	0,69	152,50	45,92	95	0,37	128,60	38,70
14	3,41	238,80	72,01	55	0,69	152,50	45,92	96	0,32	123,20	37,07
15	3,15	231,40	69,77	56	0,69	152,50	45,92	97	0,32	123,20	37,07
16	2,98	231,30	69,74	57	0,69	152,50	45,92	98	0,32	123,20	37,07
17	2,81	226,40	68,26	58	0,62	144,00	43,35	99	0,32	123,20	37,07
18	2,69	223,90	67,51	59	0,62	144,00	43,35	100	0,32	123,20	37,07
19	2,50	219,50	66,18	60	0,62	144,00	43,35	101	0,32	123,20	37,07
20	2,40	216,30	65,21	61	0,62	144,00	43,35	102	0,32	123,20	37,07
21	2,40	216,30	65,21	62	0,62	144,00	43,35	103	0,32	123,20	37,07
22	2,14	210,30	63,40	63	0,55	138,80	41,78	104	0,32	123,20	37,07
23	2,14	210,30	63,40	64	0,55	138,80	41,78	105	0,32	123,20	37,07
24	1,94	206,60	62,28	65	0,55	138,80	41,78	106	0,32	119,10	35,83
25	1,94	206,60	62,28	66	0,55	138,80	41,78	107	0,32	119,10	35,83
26	1,77	200,50	60,43	67	0,55	138,80	41,78	108	0,32	119,10	35,83
27	1,77	200,50	60,43	68	0,51	135,00	40,63	109	0,32	119,10	35,83
28	1,64	194,00	58,47	69	0,51	135,00	40,63	110	0,32	119,10	35,83
29	1,64	194,00	58,47	70	0,51	135,00	40,63	111	0,32	119,10	35,83
30	1,50	191,10	57,59	71	0,51	135,00	40,63	112	0,32	119,10	35,83
31	1,50	191,10	57,59	72	0,51	135,00	40,63	113	0,32	119,10	35,83
32	1,39	189,20	57,02	73	0,47	134,90	40,60	114	0,32	119,10	35,83
33	1,39	189,20	57,02	74	0,47	134,90	40,60	115	0,32	119,10	35,83
34	1,28	185,20	55,81	75	0,47	134,90	40,60	116	0,26	116,40	35,01
35	1,28	185,20	55,81	76	0,47	134,90	40,60	117	0,26	116,40	35,01
36	1,19	180,30	54,33	77	0,47	134,90	40,60	118	0,26	116,40	35,01
37	1,19	180,30	54,33	78	0,43	132,50	39,88	119	0,26	116,40	35,01
38	1,12	178,20	53,69	79	0,43	132,50	39,88	120	0,26	116,40	35,01
39	1,12	178,20	53,69	80	0,43	132,50	39,88				
40	1,04	172,60	52,00	81	0,43	132,50	39,88				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 30/06/2018

Hora do pulso: 16:19 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 589,90

Concentração afluente: 178,15 ug L⁻¹

Massa afluente: 51663 ug

Recuperação do volume: 53%

Recuperação de massa: 17%

Tabela A.2 — Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 30/06/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,16	22,68	6,68	41	0,93	83,26	24,99	82	0,51	62,91	18,84
1	0,66	91,08	27,36	42	0,90	83,22	24,98	83	0,48	60,71	18,18
2	4,05	312,20	94,20	43	0,90	83,22	24,98	84	0,48	60,71	18,18
3	8,37	432,00	130,42	44	0,86	81,19	24,37	85	0,48	60,71	18,18
4	8,82	366,20	110,52	45	0,86	81,19	24,37	86	0,48	60,71	18,18
5	8,29	325,50	98,22	46	0,82	79,18	23,76	87	0,48	60,71	18,18
6	7,22	298,60	90,09	47	0,82	79,18	23,76	88	0,46	59,55	17,82
7	6,35	278,80	84,10	48	0,78	76,30	22,89	89	0,46	59,55	17,82
8	5,50	257,60	77,69	49	0,78	76,30	22,89	90	0,46	59,55	17,82
9	4,89	237,00	71,47	50	0,77	75,17	22,55	91	0,46	59,55	17,82
10	4,34	219,50	66,18	51	0,77	75,17	22,55	92	0,46	59,55	17,82
11	3,86	205,00	61,79	52	0,74	74,21	22,26	93	0,45	58,05	17,37
12	3,50	191,50	57,71	53	0,74	74,21	22,26	94	0,45	58,05	17,37
13	3,16	181,00	54,54	54	0,71	72,57	21,76	95	0,45	58,05	17,37
14	2,90	174,10	52,45	55	0,71	72,57	21,76	96	0,45	58,05	17,37
15	2,69	165,70	49,91	56	0,67	70,91	21,26	97	0,45	58,05	17,37
16	2,49	156,40	47,10	57	0,67	70,91	21,26	98	0,42	57,27	17,14
17	2,32	145,20	43,72	58	0,66	70,64	21,18	99	0,42	57,27	17,14
18	2,15	141,10	42,48	59	0,66	70,64	21,18	100	0,42	57,27	17,14
19	2,07	133,80	40,27	60	0,65	69,59	20,86	101	0,42	57,27	17,14
20	1,95	130,20	39,18	61	0,65	69,59	20,86	102	0,42	57,27	17,14
21	1,82	126,00	37,91	62	0,65	69,59	20,86	103	0,42	57,27	17,14
22	1,73	121,40	36,52	63	0,60	67,07	20,10	104	0,42	57,27	17,14
23	1,66	119,00	35,80	64	0,60	67,07	20,10	105	0,42	57,27	17,14
24	1,60	114,40	34,41	65	0,60	67,07	20,10	106	0,40	55,57	16,62
25	1,49	112,10	33,71	66	0,60	67,07	20,10	107	0,40	55,57	16,62
26	1,43	109,20	32,83	67	0,60	67,07	20,10	108	0,40	55,57	16,62
27	1,39	106,20	31,93	68	0,56	64,04	19,18	109	0,40	55,57	16,62
28	1,32	103,10	30,99	69	0,56	64,04	19,18	110	0,40	55,57	16,62
29	1,29	101,40	30,48	70	0,56	64,04	19,18	111	0,40	55,57	16,62
30	1,24	100,00	30,05	71	0,56	64,04	19,18	112	0,40	55,57	16,62
31	1,24	100,00	30,05	72	0,56	64,04	19,18	113	0,40	55,57	16,62
32	1,15	94,02	28,24	73	0,53	64,24	19,24	114	0,40	55,57	16,62
33	1,15	94,02	28,24	74	0,53	64,24	19,24	115	0,40	55,57	16,62
34	1,11	91,68	27,54	75	0,53	64,24	19,24	116	0,37	54,50	16,30
35	1,11	91,68	27,54	76	0,53	64,24	19,24	117	0,37	54,50	16,30
36	1,03	88,30	26,52	77	0,53	64,24	19,24	118	0,37	54,50	16,30
37	1,03	88,30	26,52	78	0,51	62,91	18,84	119	0,37	54,50	16,30
38	0,97	86,27	25,90	79	0,51	62,91	18,84	120	0,37	54,50	16,30
39	0,97	86,27	25,90	80	0,51	62,91	18,84				
40	0,93	83,26	24,99	81	0,51	62,91	18,84				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 30/07/2018

Hora do pulso: 14:56 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 335,57

Concentração afluente: 101,26 ug L⁻¹

Massa afluente: 25316 ug

Recuperação do volume: 46%

Recuperação de massa: 25%

Tabela A.3 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 30/07/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,07	42,25	12,59	41	0,72	71,99	21,59	82	0,35	55,69	16,66
1	0,48	62,92	18,84	42	0,66	73,26	21,97	83	0,35	55,69	16,66
2	4,90	220,50	66,48	43	0,66	73,26	21,97	84	0,35	55,37	16,56
3	7,75	296,50	89,45	44	0,64	70,75	21,21	85	0,35	55,37	16,56
4	8,14	268,00	80,84	45	0,64	70,75	21,21	86	0,35	54,76	16,38
5	6,43	261,70	78,93	46	0,62	68,17	20,43	87	0,35	54,76	16,38
6	6,94	245,70	74,10	47	0,62	68,17	20,43	88	0,33	54,77	16,38
7	5,64	232,50	70,11	48	0,57	66,41	19,90	89	0,33	54,77	16,38
8	5,22	220,30	66,42	49	0,57	66,41	19,90	90	0,32	55,35	16,56
9	4,36	209,80	63,24	50	0,55	65,96	19,76	91	0,32	55,35	16,56
10	4,07	197,80	59,62	51	0,55	65,96	19,76	92	0,32	55,35	16,56
11	3,71	186,00	56,05	52	0,55	63,84	19,12	93	0,32	55,35	16,56
12	3,25	175,30	52,82	53	0,55	63,84	19,12	94	0,31	55,36	16,56
13	3,29	164,90	49,67	54	0,52	62,66	18,76	95	0,31	55,36	16,56
14	2,83	158,20	47,65	55	0,52	62,66	18,76	96	0,31	55,36	16,56
15	2,44	147,20	44,32	56	0,51	61,82	18,51	97	0,31	55,36	16,56
16	2,42	140,80	42,39	57	0,51	61,82	18,51	98	0,31	55,36	16,56
17	2,12	133,50	40,18	58	0,48	61,35	18,37	99	0,30	56,22	16,82
18	1,87	129,90	39,09	59	0,48	61,35	18,37	100	0,30	56,22	16,82
19	1,71	124,80	37,55	60	0,48	59,71	17,87	101	0,30	56,22	16,82
20	1,63	121,80	36,64	61	0,48	59,71	17,87	102	0,30	56,22	16,82
21	1,57	118,20	35,55	62	0,45	60,44	18,09	103	0,30	56,22	16,82
22	1,46	113,50	34,13	63	0,45	60,44	18,09	104	0,29	55,55	16,62
23	1,37	109,70	32,98	64	0,45	59,65	17,85	105	0,29	55,55	16,62
24	1,55	104,10	31,29	65	0,45	59,65	17,85	106	0,29	55,55	16,62
25	1,33	101,20	30,42	66	0,43	58,53	17,52	107	0,29	55,55	16,62
26	1,22	98,63	29,64	67	0,43	58,53	17,52	108	0,29	55,55	16,62
27	1,35	96,42	28,97	68	0,42	57,92	17,33	109	0,27	55,84	16,70
28	1,10	94,21	28,30	69	0,42	57,92	17,33	110	0,27	55,84	16,70
29	1,02	92,01	27,64	70	0,40	57,40	17,17	111	0,27	55,84	16,70
30	0,98	89,90	27,00	71	0,40	57,40	17,17	112	0,27	55,84	16,70
31	0,92	86,71	26,04	72	0,39	56,64	16,94	113	0,27	55,84	16,70
32	0,87	86,57	25,99	73	0,39	56,64	16,94	114	0,26	55,52	16,61
33	0,89	84,79	25,45	74	0,39	57,21	17,12	115	0,26	55,52	16,61
34	0,86	83,44	25,05	75	0,39	57,21	17,12	116	0,26	55,52	16,61
35	0,86	83,44	25,05	76	0,37	55,94	16,73	117	0,26	55,52	16,61
36	0,82	79,30	23,80	77	0,37	55,94	16,73	118	0,26	55,52	16,61
37	0,82	79,30	23,80	78	0,37	55,57	16,62	119	0,26	55,14	16,49
38	0,79	77,64	23,29	79	0,37	55,57	16,62	120	0,26	55,14	16,49
39	0,79	77,64	23,29	80	0,36	55,60	16,63				
40	0,72	71,99	21,59	81	0,36	55,60	16,63				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 17/08/2018

Hora do pulso: 10:55 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 501,33

Concentração afluente: 151,37 ug L⁻¹

Massa afluente: 37844 ug

Recuperação do volume: 45%

Recuperação de massa: 20%

Tabela A.4 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 17/08/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,09	44,05	13,14	41	0,69	87,97	26,42	82	0,36	55,17	16,50
1	0,60	148,70	44,77	42	0,68	86,78	26,06	83	0,33	55,09	16,48
2	4,80	294,30	88,79	43	0,69	80,50	24,16	84	0,33	55,09	16,48
3	9,43	296,10	89,33	44	0,69	85,62	25,71	85	0,33	54,37	16,26
4	8,57	330,60	99,76	45	0,64	84,14	25,26	86	0,33	54,37	16,26
5	8,14	331,40	100,00	46	0,60	78,10	23,43	87	0,33	54,12	16,18
6	6,00	290,40	87,61	47	0,56	83,50	25,06	88	0,33	54,12	16,18
7	5,91	289,70	87,40	48	0,60	81,58	24,48	89	0,33	53,90	16,12
8	5,14	266,30	80,32	49	0,60	80,33	24,11	90	0,33	53,90	16,12
9	4,03	248,00	74,79	50	0,00	80,02	24,01	91	0,33	53,89	16,11
10	3,60	232,30	70,05	51	0,42	79,11	23,74	92	0,33	53,89	16,11
11	3,43	219,10	66,06	52	0,00	77,85	23,36	93	0,30	53,15	15,89
12	2,93	204,80	61,73	53	0,53	77,09	23,13	94	0,30	53,15	15,89
13	2,57	197,30	59,47	54	0,53	76,28	22,88	95	0,30	52,91	15,82
14	2,31	187,20	56,41	55	0,56	73,87	22,15	96	0,30	52,91	15,82
15	2,49	176,10	53,06	56	0,39	73,87	22,15	97	0,30	51,14	15,28
16	2,14	167,40	50,43	57	0,51	71,46	21,43	98	0,30	51,14	15,28
17	2,06	160,90	48,46	58	0,51	71,46	21,43	99	0,30	51,00	15,24
18	2,14	153,50	46,23	59	0,51	71,05	21,30	100	0,30	51,00	15,24
19	1,93	142,70	42,96	60	0,51	71,05	21,30	101	0,27	51,00	15,24
20	1,80	140,50	42,30	61	0,48	71,72	21,50	102	0,27	51,00	15,24
21	1,71	136,00	40,94	62	0,48	71,72	21,50	103	0,27	51,00	15,24
22	1,63	132,00	39,73	63	0,48	71,34	21,39	104	0,27	51,00	15,24
23	1,43	126,20	37,97	64	0,48	71,34	21,39	105	0,27	50,64	15,13
24	1,20	115,90	34,86	65	0,48	65,95	19,76	106	0,27	50,64	15,13
25	1,20	117,70	35,40	66	0,48	65,95	19,76	107	0,27	50,25	15,01
26	0,98	114,80	34,53	67	0,45	61,90	18,54	108	0,27	50,25	15,01
27	1,11	111,70	33,59	68	0,45	61,90	18,54	109	0,27	50,49	15,09
28	0,98	104,00	31,26	69	0,45	61,18	18,32	110	0,27	50,49	15,09
29	1,03	100,40	30,17	70	0,45	61,18	18,32	111	0,27	50,49	15,09
30	0,99	96,68	29,05	71	0,45	60,06	17,98	112	0,27	50,49	15,09
31	0,86	101,70	30,57	72	0,45	60,06	17,98	113	0,27	50,49	15,09
32	0,90	102,80	30,90	73	0,42	58,99	17,66	114	0,27	48,38	14,45
33	0,94	101,40	30,48	74	0,42	58,99	17,66	115	0,27	48,38	14,45
34	0,86	100,10	30,08	75	0,36	58,15	17,40	116	0,27	48,38	14,45
35	0,86	99,61	29,93	76	0,36	58,15	17,40	117	0,27	48,38	14,45
36	0,81	96,10	28,87	77	0,36	57,27	17,14	118	0,27	48,38	14,45
37	0,77	95,35	28,65	78	0,36	57,27	17,14	119	0,24	48,09	14,36
38	0,77	93,87	28,20	79	0,36	56,15	16,80	120	0,24	48,09	14,36
39	0,77	93,21	28,00	80	0,36	56,15	16,80				
40	0,73	88,32	26,52	81	0,36	55,27	16,53				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 28/08/2018

Hora do pulso: 14:42 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 435,27

Concentração afluente: 131,40 ug L⁻¹

Massa afluente: 32851 ug

Recuperação do volume: 41%

Recuperação de massa: 16%

Tabela A.5 — Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 28/08/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,04	28,15	8,33	41	0,70	73,89	22,16	82	0,39	54,90	16,42
1	0,62	103,90	31,23	42	0,71	73,77	22,12	83	0,39	54,90	16,42
2	1,89	210,80	63,55	43	0,71	73,05	21,91	84	0,37	54,85	16,40
3	6,69	267,40	80,66	44	0,70	71,10	21,32	85	0,37	54,85	16,40
4	6,55	241,50	72,83	45	0,67	70,24	21,06	86	0,36	54,11	16,18
5	5,94	251,60	75,88	46	0,67	69,11	20,71	87	0,36	54,11	16,18
6	5,36	239,90	72,34	47	0,67	68,68	20,58	88	0,35	53,96	16,13
7	4,58	228,30	68,84	48	0,64	67,81	20,32	89	0,35	53,96	16,13
8	3,93	216,50	65,27	49	0,63	67,27	20,16	90	0,34	53,28	15,93
9	3,18	203,20	61,25	50	0,60	67,00	20,08	91	0,34	53,28	15,93
10	3,43	193,20	58,23	51	0,60	67,00	20,08	92	0,34	53,28	15,93
11	2,73	184,60	55,63	52	0,58	65,99	19,77	93	0,34	53,28	15,93
12	2,69	177,20	53,39	53	0,58	65,99	19,77	94	0,34	53,28	15,93
13	2,40	169,60	51,09	54	0,56	63,85	19,12	95	0,32	52,47	15,68
14	2,37	163,70	49,31	55	0,56	63,85	19,12	96	0,32	52,47	15,68
15	2,13	155,70	46,89	56	0,53	63,45	19,00	97	0,32	52,47	15,68
16	1,98	152,30	45,86	57	0,53	63,45	19,00	98	0,32	52,47	15,68
17	1,85	141,30	42,54	58	0,52	61,60	18,44	99	0,32	52,47	15,68
18	1,73	134,90	40,60	59	0,52	61,60	18,44	100	0,31	51,12	15,28
19	1,59	129,10	38,85	60	0,50	61,48	18,41	101	0,31	51,12	15,28
20	1,52	124,50	37,46	61	0,50	61,48	18,41	102	0,31	51,12	15,28
21	1,39	120,20	36,16	62	0,48	60,20	18,02	103	0,31	51,12	15,28
22	1,41	115,40	34,71	63	0,48	60,20	18,02	104	0,31	51,12	15,28
23	1,35	111,70	33,59	64	0,49	59,76	17,89	105	0,30	51,43	15,37
24	1,22	107,60	32,35	65	0,49	59,76	17,89	106	0,30	51,43	15,37
25	1,20	104,00	31,26	66	0,48	58,87	17,62	107	0,30	51,43	15,37
26	1,20	101,50	30,51	67	0,48	58,87	17,62	108	0,30	51,43	15,37
27	1,01	98,08	29,47	68	0,44	58,83	17,61	109	0,30	51,43	15,37
28	1,05	96,10	28,87	69	0,44	58,83	17,61	110	0,29	48,77	14,57
29	1,05	92,43	27,76	70	0,46	58,49	17,50	111	0,29	48,77	14,57
30	1,01	91,58	27,51	71	0,46	58,49	17,50	112	0,29	48,77	14,57
31	0,99	88,87	26,69	72	0,42	57,79	17,29	113	0,29	48,77	14,57
32	0,96	87,83	26,37	73	0,42	57,79	17,29	114	0,29	48,77	14,57
33	0,94	85,42	25,65	74	0,42	57,47	17,20	115	0,28	47,52	14,19
34	0,88	83,67	25,12	75	0,42	57,47	17,20	116	0,28	47,52	14,19
35	0,87	81,98	24,61	76	0,41	57,30	17,14	117	0,28	47,52	14,19
36	0,85	79,77	23,94	77	0,41	57,30	17,14	118	0,28	47,52	14,19
37	0,82	78,96	23,69	78	0,39	56,49	16,90	119	0,28	47,52	14,19
38	0,78	78,08	23,43	79	0,39	56,49	16,90	120	0,27	47,24	14,10
39	0,79	75,62	22,68	80	0,38	56,11	16,78				
40	0,75	75,30	22,59	81	0,38	56,11	16,78				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 30/09/2018

Hora do pulso: 9:02 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 540,27

Concentração afluente: 163,14 ug L⁻¹

Massa afluente: 40786 ug

Recuperação do volume: 49%

Recuperação de massa: 20%

Tabela A.6 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 30/09/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,08	25,52	7,54	41	0,85	70,87	21,25	82	0,42	48,14	14,38
1	0,71	205,90	62,07	42	0,81	68,57	20,55	83	0,42	48,14	14,38
2	3,13	336,90	101,67	43	0,81	68,57	20,55	84	0,41	48,03	14,34
3	10,08	402,10	121,38	44	0,77	68,02	20,39	85	0,41	48,03	14,34
4	8,68	361,10	108,98	45	0,77	68,02	20,39	86	0,41	47,74	14,25
5	7,36	325,30	98,16	46	0,74	64,56	19,34	87	0,41	47,74	14,25
6	6,17	319,80	96,50	47	0,74	64,56	19,34	88	0,40	46,80	13,97
7	5,30	305,00	92,02	48	0,72	63,33	18,97	89	0,40	46,80	13,97
8	4,75	287,50	86,73	49	0,72	63,33	18,97	90	0,39	46,65	13,93
9	4,21	271,40	81,87	50	0,69	60,53	18,12	91	0,39	46,65	13,93
10	3,80	254,10	76,64	51	0,69	60,53	18,12	92	0,38	46,04	13,74
11	3,52	239,70	72,28	52	0,65	59,92	17,94	93	0,38	46,04	13,74
12	3,23	225,30	67,93	53	0,65	59,92	17,94	94	0,37	45,96	13,72
13	2,98	210,70	63,52	54	0,63	57,43	17,18	95	0,37	45,96	13,72
14	2,75	200,00	60,28	55	0,63	57,43	17,18	96	0,37	45,50	13,58
15	2,55	185,90	56,02	56	0,60	56,89	17,02	97	0,37	45,50	13,58
16	2,42	177,20	53,39	57	0,60	56,89	17,02	98	0,37	45,35	13,53
17	2,23	165,50	49,85	58	0,59	56,86	17,01	99	0,37	45,35	13,53
18	2,07	156,30	47,07	59	0,59	56,86	17,01	100	0,35	45,26	13,50
19	1,94	145,40	43,78	60	0,57	56,79	16,99	101	0,35	45,26	13,50
20	1,86	138,70	41,75	61	0,57	56,79	16,99	102	0,35	45,26	13,50
21	1,73	131,00	39,42	62	0,72	55,49	16,60	103	0,35	45,26	13,50
22	1,67	126,60	38,09	63	0,72	55,49	16,60	104	0,35	45,26	13,50
23	1,61	119,80	36,04	64	0,53	54,68	16,35	105	0,34	44,20	13,18
24	1,48	115,40	34,71	65	0,53	54,68	16,35	106	0,34	44,20	13,18
25	1,45	110,00	33,08	66	0,51	53,94	16,13	107	0,34	44,20	13,18
26	1,36	105,90	31,84	67	0,51	53,94	16,13	108	0,34	44,20	13,18
27	1,31	102,00	30,66	68	0,50	52,02	15,55	109	0,34	44,20	13,18
28	1,28	98,15	29,49	69	0,50	52,02	15,55	110	0,33	44,11	13,16
29	1,23	96,65	29,04	70	0,48	52,47	15,68	111	0,33	44,11	13,16
30	1,15	92,79	27,87	71	0,48	52,47	15,68	112	0,33	44,11	13,16
31	1,13	88,95	26,71	72	0,48	50,87	15,20	113	0,33	44,11	13,16
32	1,10	86,30	25,91	73	0,48	50,87	15,20	114	0,33	44,11	13,16
33	1,06	83,68	25,12	74	0,46	50,16	14,99	115	0,31	43,63	13,01
34	1,04	82,14	24,65	75	0,46	50,16	14,99	116	0,31	43,63	13,01
35	0,97	79,17	23,76	76	0,45	49,43	14,77	117	0,31	43,63	13,01
36	0,96	77,10	23,13	77	0,45	49,43	14,77	118	0,31	43,63	13,01
37	0,94	75,60	22,68	78	0,43	48,81	14,58	119	0,31	43,63	13,01
38	0,92	73,50	22,04	79	0,43	48,81	14,58	120	0,30	39,79	11,85
39	0,84	71,91	21,56	80	0,43	50,15	14,98				
40	0,85	70,87	21,25	81	0,43	50,15	14,98				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 30/10/2018

Hora do pulso: 8:59 h

Volume aplicado do pulso: 249 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,08 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 450,10

Concentração afluente: 135,89 ug L⁻¹

Massa afluente: 33836 ug

Recuperação do volume: 50%

Recuperação de massa: 21%

Tabela A.7 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 30/10/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,07	25,20	7,44	41	0,81	61,81	18,51	82	0,41	39,53	11,77
1	0,38	69,73	20,90	42	0,78	59,23	17,73	83	0,41	39,53	11,77
2	2,00	198,60	59,86	43	0,78	59,23	17,73	84	0,40	39,18	11,67
3	9,25	300,80	90,75	44	0,73	57,04	17,07	85	0,40	39,18	11,67
4	10,23	282,80	85,31	45	0,73	57,04	17,07	86	0,39	37,96	11,30
5	8,28	281,70	84,98	46	0,71	56,71	16,97	87	0,39	37,96	11,30
6	6,82	280,50	84,62	47	0,71	56,71	16,97	88	0,38	38,71	11,52
7	5,93	270,00	81,44	48	0,67	54,01	16,15	89	0,38	38,71	11,52
8	5,03	256,60	77,39	49	0,67	54,01	16,15	90	0,38	38,32	11,41
9	4,46	244,40	73,70	50	0,64	52,37	15,65	91	0,38	38,32	11,41
10	3,93	228,10	68,78	51	0,64	52,37	15,65	92	0,37	37,86	11,27
11	3,82	213,60	64,39	52	0,63	51,40	15,36	93	0,37	37,86	11,27
12	3,45	200,60	60,46	53	0,63	51,40	15,36	94	0,36	37,69	11,22
13	3,20	190,10	57,29	54	0,60	49,49	14,78	95	0,36	37,69	11,22
14	2,89	177,60	53,51	55	0,60	49,49	14,78	96	0,36	37,25	11,08
15	2,77	167,10	50,34	56	0,58	48,23	14,40	97	0,36	37,25	11,08
16	2,46	155,90	46,95	57	0,58	48,23	14,40	98	0,35	37,05	11,02
17	2,54	143,90	43,32	58	0,56	47,76	14,26	99	0,35	37,05	11,02
18	2,20	135,70	40,84	59	0,56	47,76	14,26	100	0,35	36,37	10,82
19	2,13	129,60	39,00	60	0,54	46,77	13,96	101	0,35	36,37	10,82
20	1,93	120,30	36,19	61	0,54	46,77	13,96	102	0,35	36,37	10,82
21	1,83	114,90	34,56	62	0,54	45,55	13,59	103	0,35	36,37	10,82
22	1,73	110,40	33,20	63	0,54	45,55	13,59	104	0,35	36,37	10,82
23	1,60	103,80	31,20	64	0,52	44,57	13,30	105	0,34	34,99	10,40
24	1,61	100,00	30,05	65	0,52	44,57	13,30	106	0,34	34,99	10,40
25	1,49	95,89	28,81	66	0,50	43,82	13,07	107	0,34	34,99	10,40
26	1,39	92,34	27,74	67	0,50	43,82	13,07	108	0,34	34,99	10,40
27	1,31	88,55	26,59	68	0,50	43,37	12,93	109	0,34	34,99	10,40
28	1,26	86,92	26,10	69	0,50	43,37	12,93	110	0,32	35,90	10,68
29	1,24	83,03	24,92	70	0,48	42,25	12,59	111	0,32	35,90	10,68
30	1,20	80,05	24,02	71	0,48	42,25	12,59	112	0,32	35,90	10,68
31	1,15	76,98	23,09	72	0,48	41,88	12,48	113	0,32	35,90	10,68
32	1,05	76,65	22,99	73	0,48	41,88	12,48	114	0,32	35,90	10,68
33	1,04	73,31	21,98	74	0,46	41,03	12,23	115	0,31	35,28	10,49
34	1,00	71,96	21,58	75	0,46	41,03	12,23	116	0,31	35,28	10,49
35	0,97	68,28	20,46	76	0,44	40,62	12,10	117	0,31	35,28	10,49
36	0,95	67,57	20,25	77	0,44	40,62	12,10	118	0,31	35,28	10,49
37	0,91	66,30	19,87	78	0,43	40,39	12,03	119	0,31	35,28	10,49
38	0,86	64,95	19,46	79	0,43	40,39	12,03	120	0,30	33,42	9,93
39	0,85	63,09	18,89	80	0,42	39,96	11,90				
40	0,81	61,81	18,51	81	0,42	39,96	11,90				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 16/11/2018

Hora do pulso: 8:19 h

Volume aplicado do pulso: 275 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 137,5 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,61 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 631,50

Concentração afluente: 190,72 ug L⁻¹

Massa afluente: 52449 ug

Recuperação do volume: 63%

Recuperação de massa: 25%

Tabela A.8 — Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 16/11/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,08	21,52	6,33	41	0,80	77,56	23,27	82	0,41	41,68	12,42
1	0,96	262,10	79,06	42	0,76	73,02	21,90	83	0,41	41,68	12,42
2	7,18	387,10	116,84	43	0,76	73,02	21,90	84	0,39	41,26	12,30
3	20,57	297,40	89,73	44	0,73	68,58	20,55	85	0,39	41,26	12,30
4	17,19	357,80	107,98	45	0,73	68,58	20,55	86	0,38	40,37	12,03
5	11,01	398,10	120,17	46	0,70	66,83	20,03	87	0,38	40,37	12,03
6	9,30	357,50	107,89	47	0,70	66,83	20,03	88	0,37	40,35	12,02
7	7,84	353,00	106,53	48	0,66	63,73	19,09	89	0,37	40,35	12,02
8	6,52	336,10	101,43	49	0,66	63,73	19,09	90	0,36	39,62	11,80
9	5,89	323,30	97,56	50	0,63	61,96	18,55	91	0,36	39,62	11,80
10	5,00	304,80	91,96	51	0,63	61,96	18,55	92	0,36	38,77	11,54
11	4,69	288,80	87,13	52	0,61	58,92	17,63	93	0,36	38,77	11,54
12	4,13	275,70	83,17	53	0,61	58,92	17,63	94	0,34	38,56	11,48
13	3,55	260,30	78,51	54	0,59	56,60	16,93	95	0,34	38,56	11,48
14	3,36	243,70	73,49	55	0,59	56,60	16,93	96	0,34	38,68	11,52
15	3,09	230,80	69,59	56	0,57	55,93	16,73	97	0,34	38,68	11,52
16	2,73	217,10	65,45	57	0,57	55,93	16,73	98	0,34	37,74	11,23
17	2,61	206,30	62,19	58	0,55	52,78	15,78	99	0,34	37,74	11,23
18	2,33	192,90	58,14	59	0,55	52,78	15,78	100	0,33	37,42	11,13
19	2,17	182,60	55,02	60	0,54	51,65	15,44	101	0,33	37,42	11,13
20	2,00	172,90	52,09	61	0,54	51,65	15,44	102	0,33	38,15	11,36
21	1,84	163,90	49,37	62	0,51	50,98	15,23	103	0,33	38,15	11,36
22	1,84	156,00	46,98	63	0,51	50,98	15,23	104	0,32	38,05	11,33
23	1,64	146,30	44,05	64	0,50	48,85	14,59	105	0,32	38,05	11,33
24	1,56	137,20	41,30	65	0,50	48,85	14,59	106	0,32	38,05	11,33
25	1,45	129,70	39,03	66	0,48	49,84	14,89	107	0,32	38,05	11,33
26	1,33	122,20	36,76	67	0,48	49,84	14,89	108	0,32	38,05	11,33
27	1,32	119,90	36,07	68	0,47	46,96	14,02	109	0,31	36,68	10,91
28	1,24	114,70	34,50	69	0,47	46,96	14,02	110	0,31	36,68	10,91
29	1,19	110,80	33,32	70	0,46	45,70	13,64	111	0,31	36,68	10,91
30	1,13	106,50	32,02	71	0,46	45,70	13,64	112	0,31	36,68	10,91
31	1,12	102,60	30,84	72	0,45	45,55	13,59	113	0,31	36,68	10,91
32	1,05	99,95	30,04	73	0,45	45,55	13,59	114	0,30	34,70	10,31
33	1,00	90,97	27,32	74	0,44	44,09	13,15	115	0,30	34,70	10,31
34	0,95	90,87	27,29	75	0,44	44,09	13,15	116	0,30	34,70	10,31
35	0,92	88,19	26,48	76	0,43	44,78	13,36	117	0,30	34,70	10,31
36	0,89	85,03	25,53	77	0,43	44,78	13,36	118	0,30	34,70	10,31
37	0,87	83,43	25,04	78	0,42	42,69	12,73	119	0,29	33,90	10,07
38	0,84	82,05	24,63	79	0,42	42,69	12,73	120	0,29	33,90	10,07
39	0,82	80,18	24,06	80	0,41	42,57	12,69				
40	0,80	77,56	23,27	81	0,41	42,57	12,69				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 30/11/2018

Hora do pulso: 7:52 h

Volume aplicado do pulso: 261 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluyente: 130,5 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,33 mm min⁻¹

Fluorescência afluyente: 505,33

Concentração afluyente: 152,58 ug L⁻¹

Massa afluyente: 39824 ug

Recuperação do volume: 48%

Recuperação de massa: 27%

Tabela A.9 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 30/11/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,00	28,08	8,31	41	0,72	128,80	38,76	82	0,31	78,40	23,52
1	0,41	178,50	53,78	42	0,72	128,80	38,76	83	0,30	76,18	22,85
2	5,17	367,10	110,80	43	0,66	122,80	36,94	84	0,30	76,18	22,85
3	11,94	355,10	107,17	44	0,66	122,80	36,94	85	0,27	78,71	23,62
4	10,55	350,80	105,87	45	0,63	118,00	35,49	86	0,27	78,71	23,62
5	8,43	379,80	114,64	46	0,63	118,00	35,49	87	0,28	76,88	23,06
6	7,12	379,70	114,61	47	0,60	113,60	34,16	88	0,28	76,88	23,06
7	5,91	363,90	109,83	48	0,60	113,60	34,16	89	0,29	72,59	21,77
8	5,31	358,80	108,29	49	0,58	110,10	33,11	90	0,29	72,59	21,77
9	4,82	309,60	93,41	50	0,58	110,10	33,11	91	0,26	73,83	22,14
10	4,15	333,80	100,73	51	0,54	106,70	32,08	92	0,26	73,83	22,14
11	3,65	324,00	97,77	52	0,54	106,70	32,08	93	0,27	72,39	21,71
12	3,33	308,30	93,02	53	0,52	102,70	30,87	94	0,27	72,39	21,71
13	3,04	296,50	89,45	54	0,52	102,70	30,87	95	0,25	71,29	21,37
14	2,71	282,70	85,28	55	0,48	100,50	30,20	96	0,25	71,29	21,37
15	2,50	271,70	81,96	56	0,48	100,50	30,20	97	0,26	70,14	21,03
16	2,26	263,90	79,60	57	0,46	99,26	29,83	98	0,26	70,14	21,03
17	2,15	253,30	76,39	58	0,46	99,26	29,83	99	0,25	68,80	20,62
18	1,96	243,70	73,49	59	0,45	95,61	28,73	100	0,25	68,80	20,62
19	1,84	234,60	70,74	60	0,45	95,61	28,73	101	0,24	70,43	21,11
20	1,71	228,30	68,84	61	0,44	92,98	27,93	102	0,24	70,43	21,11
21	1,59	218,80	65,97	62	0,44	92,98	27,93	103	0,24	68,11	20,41
22	1,52	211,90	63,88	63	0,42	91,27	27,41	104	0,24	68,11	20,41
23	1,43	206,30	62,19	64	0,42	91,27	27,41	105	0,24	68,11	20,41
24	1,34	199,60	60,16	65	0,41	89,27	26,81	106	0,22	67,32	20,17
25	1,28	190,80	57,50	66	0,41	89,27	26,81	107	0,22	67,32	20,17
26	1,21	186,70	56,26	67	0,39	86,60	26,00	108	0,22	67,32	20,17
27	1,16	180,90	54,51	68	0,39	86,60	26,00	109	0,22	67,32	20,17
28	1,10	175,90	53,00	69	0,37	85,60	25,70	110	0,22	67,32	20,17
29	1,06	170,10	51,24	70	0,37	85,60	25,70	111	0,22	65,97	19,77
30	0,99	166,60	50,19	71	0,36	83,51	25,07	112	0,22	65,97	19,77
31	0,97	163,40	49,22	72	0,36	83,51	25,07	113	0,22	65,97	19,77
32	0,94	158,10	47,62	73	0,35	81,74	24,53	114	0,22	65,97	19,77
33	0,90	152,90	46,04	74	0,35	81,74	24,53	115	0,22	65,97	19,77
34	0,86	145,20	43,72	75	0,34	80,78	24,24	116	0,21	64,25	19,25
35	0,84	141,70	42,66	76	0,34	80,78	24,24	117	0,21	64,25	19,25
36	0,80	138,00	41,54	77	0,32	80,76	24,24	118	0,21	64,25	19,25
37	0,80	138,00	41,54	78	0,32	80,76	24,24	119	0,21	64,25	19,25
38	0,79	135,90	40,91	79	0,32	78,94	23,69	120	0,21	64,25	19,25
39	0,75	131,80	39,67	80	0,32	78,94	23,69				
40	0,73	128,80	38,76	81	0,31	78,40	23,52				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 14/12/2018

Hora do pulso: 7:10 h

Volume aplicado do pulso: 261 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 130,5 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,33 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 542,33

Concentração afluente: 163,77 ug L⁻¹

Massa afluente: 42744 ug

Recuperação do volume: 59%

Recuperação de massa: 28%

Tabela A.10 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 14/12/2018

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,07	23,06	6,79	41	0,76	94,69	28,45	82	0,39	59,42	17,79
1	0,15	23,87	7,04	42	0,76	94,69	28,45	83	0,38	55,97	16,74
2	7,57	297,30	89,70	43	0,73	90,79	27,27	84	0,38	55,97	16,74
3	12,43	326,70	98,58	44	0,73	90,79	27,27	85	0,37	55,49	16,60
4	12,59	356,10	107,47	45	0,69	87,42	26,25	86	0,37	55,49	16,60
5	11,24	351,20	105,99	46	0,69	87,42	26,25	87	0,37	55,41	16,57
6	8,59	358,50	108,20	47	0,68	85,01	25,52	88	0,37	55,41	16,57
7	7,73	348,70	105,23	48	0,68	85,01	25,52	89	0,35	53,80	16,09
8	6,80	333,90	100,76	49	0,62	80,32	24,10	90	0,35	53,80	16,09
9	6,52	327,50	98,83	50	0,62	80,32	24,10	91	0,34	53,89	16,11
10	5,30	312,70	94,35	51	0,55	78,29	23,49	92	0,34	53,89	16,11
11	4,80	294,60	88,88	52	0,55	78,29	23,49	93	0,35	54,96	16,44
12	4,37	280,90	84,74	53	0,58	75,09	22,52	94	0,35	54,96	16,44
13	3,91	271,00	81,75	54	0,58	75,09	22,52	95	0,33	54,28	16,23
14	3,51	259,30	78,21	55	0,55	73,47	22,03	96	0,33	54,28	16,23
15	3,30	246,10	74,22	56	0,55	73,47	22,03	97	0,34	54,09	16,17
16	2,85	235,90	71,13	57	0,54	72,70	21,80	98	0,34	54,09	16,17
17	2,52	223,50	67,39	58	0,54	72,70	21,80	99	0,31	51,30	15,33
18	2,48	213,60	64,39	59	0,52	69,08	20,71	100	0,31	51,30	15,33
19	2,30	205,00	61,79	60	0,52	69,08	20,71	101	0,31	52,40	15,66
20	2,21	194,30	58,56	61	0,51	68,74	20,60	102	0,31	52,40	15,66
21	1,87	189,50	57,11	62	0,51	68,74	20,60	103	0,31	52,40	15,66
22	1,91	182,30	54,93	63	0,51	68,65	20,58	104	0,32	49,02	14,64
23	1,76	176,70	53,24	64	0,51	68,65	20,58	105	0,32	49,02	14,64
24	1,62	169,50	51,06	65	0,48	65,75	19,70	106	0,32	49,02	14,64
25	1,39	154,80	46,62	66	0,48	65,75	19,70	107	0,32	49,02	14,64
26	1,32	144,30	43,44	67	0,44	63,49	19,02	108	0,32	49,02	14,64
27	1,31	142,10	42,78	68	0,44	63,49	19,02	109	0,31	48,62	14,52
28	1,19	136,00	40,94	69	0,45	64,52	19,33	110	0,31	48,62	14,52
29	1,58	132,10	39,76	70	0,45	64,52	19,33	111	0,31	48,62	14,52
30	1,12	128,80	38,76	71	0,43	65,06	19,49	112	0,31	48,62	14,52
31	1,08	124,10	37,34	72	0,43	65,06	19,49	113	0,31	48,62	14,52
32	0,97	119,40	35,92	73	0,42	60,32	18,06	114	0,29	48,14	14,38
33	1,00	117,70	35,40	74	0,42	60,32	18,06	115	0,29	48,14	14,38
34	0,99	114,80	34,53	75	0,44	60,44	18,09	116	0,29	48,14	14,38
35	0,90	109,20	32,83	76	0,44	60,44	18,09	117	0,29	48,14	14,38
36	0,88	105,60	31,75	77	0,43	59,62	17,85	118	0,29	48,14	14,38
37	0,87	104,80	31,50	78	0,43	59,62	17,85	119	0,27	47,26	14,11
38	0,76	101,70	30,57	79	0,39	58,03	17,37	120	0,27	47,26	14,11
39	0,80	96,65	29,04	80	0,39	58,03	17,37				
40	0,80	96,65	29,04	81	0,39	59,42	17,79				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 14/01/2019

Hora do pulso: 7:15 h

Volume aplicado do pulso: 260 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 130 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,31 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 254,80

Concentração afluente: 76,85 ug L⁻¹

Massa afluente: 19981 ug

Recuperação do volume: 59%

Recuperação de massa: 24%

Tabela A.11 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 14/01/2019

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,13	14,84	4,31	41	1,13	57,12	17,09	82	0,50	33,93	10,08
1	0,26	23,60	6,96	42	1,09	56,36	16,86	83	0,50	33,93	10,08
2	2,67	105,20	31,62	43	1,09	56,36	16,86	84	0,50	32,53	9,66
3	8,46	120,80	36,34	44	1,04	54,08	16,17	85	0,50	32,53	9,66
4	8,93	128,90	38,79	45	1,04	54,08	16,17	86	0,48	32,11	9,53
5	8,03	141,40	42,57	46	0,97	50,73	15,16	87	0,48	32,11	9,53
6	6,90	150,80	45,41	47	0,97	50,73	15,16	88	0,47	31,47	9,34
7	6,19	145,20	43,72	48	0,92	49,38	14,75	89	0,47	31,47	9,34
8	5,58	142,90	43,02	49	0,92	49,38	14,75	90	0,46	31,32	9,29
9	5,25	137,80	41,48	50	0,88	48,44	14,47	91	0,46	31,32	9,29
10	4,74	132,10	39,76	51	0,88	48,44	14,47	92	0,45	31,05	9,21
11	4,31	125,30	37,70	52	0,83	47,19	14,09	93	0,45	31,05	9,21
12	4,25	123,40	37,13	53	0,83	47,19	14,09	94	0,45	30,53	9,05
13	4,08	120,10	36,13	54	0,80	45,88	13,69	95	0,45	30,53	9,05
14	3,67	114,90	34,56	55	0,80	45,88	13,69	96	0,42	29,55	8,76
15	3,42	111,60	33,56	56	0,78	44,41	13,25	97	0,42	29,55	8,76
16	3,24	104,90	31,53	57	0,78	44,41	13,25	98	0,42	28,92	8,57
17	3,05	100,40	30,17	58	0,74	43,34	12,92	99	0,42	28,83	8,54
18	2,73	100,10	30,08	59	0,74	43,34	12,92	100	0,42	28,83	8,54
19	2,61	98,22	29,51	60	0,71	42,50	12,67	101	0,41	28,30	8,38
20	2,50	94,85	28,50	61	0,71	42,50	12,67	102	0,41	28,30	8,38
21	2,35	89,71	26,94	62	0,68	43,28	12,91	103	0,41	28,30	8,38
22	2,24	88,29	26,51	63	0,68	43,28	12,91	104	0,40	27,81	8,23
23	2,46	85,79	25,76	64	0,64	41,05	12,23	105	0,40	27,81	8,23
24	2,03	82,21	24,67	65	0,64	41,05	12,23	106	0,40	27,81	8,23
25	1,99	80,18	24,06	66	0,63	38,53	11,47	107	0,40	27,81	8,23
26	1,87	78,89	23,67	67	0,63	38,53	11,47	108	0,40	27,81	8,23
27	1,81	76,30	22,89	68	0,62	37,74	11,23	109	0,38	28,64	8,48
28	1,73	73,46	22,03	69	0,62	37,74	11,23	110	0,38	28,64	8,48
29	1,69	72,27	21,67	70	0,60	38,53	11,47	111	0,38	28,64	8,48
30	1,61	70,99	21,28	71	0,60	38,53	11,47	112	0,38	28,64	8,48
31	1,55	68,98	20,68	72	0,57	37,55	11,17	113	0,38	28,64	8,48
32	1,50	66,75	20,00	73	0,57	37,55	11,17	114	0,36	26,79	7,92
33	1,43	65,59	19,65	74	0,56	36,82	10,95	115	0,36	26,79	7,92
34	1,37	64,50	19,32	75	0,56	36,82	10,95	116	0,36	26,79	7,92
35	1,33	63,12	18,90	76	0,55	35,18	10,46	117	0,36	26,79	7,92
36	1,31	61,03	18,27	77	0,55	35,18	10,46	118	0,36	26,79	7,92
37	1,28	59,15	17,70	78	0,53	34,88	10,37	119	0,35	26,15	7,73
38	1,22	59,27	17,74	79	0,53	34,88	10,37	120	0,35	26,15	7,73
39	1,19	58,53	17,52	80	0,51	34,15	10,15				
40	1,13	57,12	17,09	81	0,51	34,15	10,15				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 29/01/2019

Hora do pulso: 7:37 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 231,53

Concentração afluente: 69,81 ug L⁻¹

Massa afluente: 17454 ug

Recuperação do volume: 60%

Recuperação de massa: 37%

Tabela A.12 — Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 29/01/2019

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,07	19,73	5,79	41	1,09	86,24	25,89	82	0,40	55,26	16,53
1	0,39	25,60	7,56	42	1,04	80,69	24,22	83	0,40	55,26	16,53
2	4,94	146,70	44,17	43	1,04	80,69	24,22	84	0,40	53,25	15,92
3	9,50	194,30	58,56	44	0,97	80,38	24,12	85	0,40	53,25	15,92
4	7,61	173,90	52,39	45	0,97	80,38	24,12	86	0,39	52,55	15,71
5	7,51	170,50	51,36	46	0,88	77,44	23,23	87	0,39	52,55	15,71
6	7,18	167,30	50,40	47	0,88	77,44	23,23	88	0,37	51,58	15,42
7	6,52	167,80	50,55	48	0,85	75,61	22,68	89	0,37	51,58	15,42
8	6,07	158,70	47,80	49	0,85	75,61	22,68	90	0,33	50,78	15,17
9	5,50	159,00	47,89	50	0,83	74,84	22,45	91	0,33	50,78	15,17
10	5,33	155,90	46,95	51	0,83	74,84	22,45	92	0,34	50,10	14,97
11	4,88	145,50	43,81	52	0,76	70,32	21,08	93	0,34	50,10	14,97
12	4,56	138,90	41,81	53	0,76	70,32	21,08	94	0,34	50,83	15,19
13	4,36	134,40	40,45	54	0,71	70,95	21,27	95	0,34	50,83	15,19
14	3,95	133,00	40,03	55	0,71	70,95	21,27	96	0,34	49,86	14,90
15	5,76	130,40	39,24	56	0,69	69,57	20,85	97	0,34	49,86	14,90
16	3,38	125,40	37,73	57	0,69	69,57	20,85	98	0,32	48,00	14,33
17	3,22	124,00	37,31	58	0,65	66,57	19,95	99	0,32	48,00	14,33
18	3,15	118,50	35,65	59	0,65	66,57	19,95	100	0,32	47,28	14,12
19	2,98	119,80	36,04	60	0,63	65,00	19,47	101	0,32	47,28	14,12
20	2,88	116,30	34,98	61	0,63	65,00	19,47	102	0,32	47,28	14,12
21	2,76	113,50	34,13	62	0,59	63,80	19,11	103	0,32	45,44	13,56
22	2,56	112,40	33,80	63	0,59	63,80	19,11	104	0,32	45,44	13,56
23	2,41	110,00	33,08	64	0,57	63,55	19,03	105	0,30	45,44	13,56
24	2,19	106,40	31,99	65	0,57	63,55	19,03	106	0,30	45,44	13,56
25	2,10	109,10	32,80	66	0,54	63,88	19,13	107	0,30	45,44	13,56
26	2,01	108,70	32,68	67	0,54	63,88	19,13	108	0,30	44,46	13,26
27	1,93	107,00	32,17	68	0,52	61,10	18,29	109	0,30	44,46	13,26
28	1,86	103,20	31,02	69	0,52	61,10	18,29	110	0,28	44,46	13,26
29	1,73	103,00	30,96	70	0,50	60,36	18,07	111	0,28	44,46	13,26
30	1,65	101,60	30,54	71	0,50	60,36	18,07	112	0,28	44,46	13,26
31	1,59	97,35	29,25	72	0,48	60,22	18,03	113	0,28	44,90	13,40
32	1,49	99,23	29,82	73	0,48	60,22	18,03	114	0,28	44,90	13,40
33	1,43	95,63	28,73	74	0,47	59,56	17,83	115	0,27	44,90	13,40
34	1,39	94,16	28,29	75	0,47	59,56	17,83	116	0,27	44,90	13,40
35	1,34	93,10	27,97	76	0,45	57,29	17,14	117	0,27	44,90	13,40
36	1,28	91,69	27,54	77	0,45	57,29	17,14	118	0,27	42,07	12,54
37	1,25	86,82	26,07	78	0,43	55,97	16,74	119	0,27	42,07	12,54
38	1,19	88,80	26,67	79	0,43	55,97	16,74	120	0,26	42,07	12,54
39	1,15	86,45	25,96	80	0,42	55,29	16,54				
40	1,09	86,24	25,89	81	0,42	55,29	16,54				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 18/02/2019

Hora do pulso: 7:37 h

Volume aplicado do pulso: 266 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 133 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,43 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 593,10

Concentração afluente: 179,12 ug L⁻¹

Massa afluente: 47645 ug

Recuperação do volume: 61%

Recuperação de massa: 26%

Tabela A.13 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 18/02/2019

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,04	21,21	6,23	41	1,15	176,60	53,21	82	0,44	112,80	33,92
1	0,74	64,51	19,32	42	1,09	171,40	51,64	83	0,44	112,80	33,92
2	3,96	301,40	90,94	43	1,09	171,40	51,64	84	0,42	110,50	33,23
3	7,98	324,60	97,95	44	1,00	168,10	50,64	85	0,42	110,50	33,23
4	8,72	337,60	101,88	45	1,00	168,10	50,64	86	0,42	108,90	32,74
5	7,95	346,20	104,48	46	0,94	162,70	49,01	87	0,42	108,90	32,74
6	7,33	335,40	101,21	47	0,94	162,70	49,01	88	0,41	107,60	32,35
7	6,65	315,30	95,14	48	0,90	160,10	48,22	89	0,41	107,60	32,35
8	5,92	313,90	94,71	49	0,90	160,10	48,22	90	0,39	104,80	31,50
9	5,72	302,30	91,21	50	0,84	154,00	46,38	91	0,39	104,80	31,50
10	5,23	289,40	87,31	51	0,84	154,00	46,38	92	0,38	104,70	31,47
11	5,01	279,40	84,28	52	0,80	147,70	44,47	93	0,38	104,70	31,47
12	4,67	274,50	82,80	53	0,80	147,70	44,47	94	0,38	103,30	31,05
13	4,32	267,90	80,81	54	0,77	145,10	43,69	95	0,38	103,30	31,05
14	4,03	265,70	80,14	55	0,77	145,10	43,69	96	0,36	99,52	29,91
15	3,75	259,70	78,33	56	0,71	142,30	42,84	97	0,36	99,52	29,91
16	3,59	253,90	76,58	57	0,71	142,30	42,84	98	0,35	98,37	29,56
17	3,28	250,00	75,40	58	0,68	141,00	42,45	99	0,35	98,37	29,56
18	3,11	245,00	73,89	59	0,68	141,00	42,45	100	0,33	96,65	29,04
19	2,98	241,30	72,77	60	0,66	136,70	41,15	101	0,33	96,65	29,04
20	2,76	235,00	70,86	61	0,66	136,70	41,15	102	0,32	95,41	28,67
21	2,61	229,20	69,11	62	0,63	134,90	40,60	103	0,32	95,41	28,67
22	2,53	225,60	68,02	63	0,63	134,90	40,60	104	0,32	94,40	28,36
23	2,38	224,30	67,63	64	0,60	131,10	39,45	105	0,32	94,40	28,36
24	2,32	221,00	66,63	65	0,60	131,10	39,45	106	0,32	94,40	28,36
25	2,20	218,10	65,75	66	0,59	130,90	39,39	107	0,32	94,40	28,36
26	2,10	213,90	64,48	67	0,59	130,90	39,39	108	0,32	94,40	28,36
27	2,03	208,50	62,85	68	0,57	128,40	38,64	109	0,31	88,88	26,69
28	1,90	207,60	62,58	69	0,57	128,40	38,64	110	0,31	88,88	26,69
29	1,84	204,80	61,73	70	0,54	126,10	37,94	111	0,31	88,88	26,69
30	1,76	200,90	60,55	71	0,54	126,10	37,94	112	0,31	88,88	26,69
31	1,71	198,10	59,71	72	0,52	124,50	37,46	113	0,31	88,88	26,69
32	1,60	195,30	58,86	73	0,52	124,50	37,46	114	0,28	88,31	26,52
33	1,52	192,20	57,92	74	0,50	121,50	36,55	115	0,28	88,31	26,52
34	1,46	191,40	57,68	75	0,50	121,50	36,55	116	0,28	88,31	26,52
35	1,42	187,70	56,56	76	0,49	118,40	35,61	117	0,28	88,31	26,52
36	1,35	185,40	55,87	77	0,49	118,40	35,61	118	0,28	88,31	26,52
37	1,30	184,00	55,45	78	0,48	116,60	35,07	119	0,37	85,26	25,60
38	1,26	182,40	54,96	79	0,48	116,60	35,07	120	0,37	85,26	25,60
39	1,18	177,90	53,60	80	0,45	113,90	34,25				
40	1,15	176,60	53,21	81	0,45	113,90	34,25				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 28/02/2019

Hora do pulso: 7:55 h

Volume aplicado do pulso: 231 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 115,5 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 4,71 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 667,43

Concentração afluente: 201,59 ug L⁻¹

Massa afluente: 46566 ug

Recuperação do volume: 56%

Recuperação de massa: 27%

Tabela A.14 — Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 28/02/2019

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,05	21,81	6,42	41	1,20	208,60	62,88	82	0,44	142,20	42,81
1	0,22	55,07	16,47	42	1,13	205,00	61,79	83	0,44	142,20	42,81
2	2,71	290,30	87,58	43	1,13	205,00	61,79	84	0,43	141,30	42,54
3	6,36	364,40	109,98	44	1,04	201,20	60,65	85	0,43	141,30	42,54
4	6,48	370,50	111,82	45	1,04	201,20	60,65	86	0,41	138,80	41,78
5	6,64	359,40	108,47	46	0,95	192,00	57,86	87	0,41	138,80	41,78
6	6,13	343,20	103,57	47	0,95	192,00	57,86	88	0,41	136,90	41,21
7	5,63	341,80	103,15	48	0,93	191,10	57,59	89	0,41	136,90	41,21
8	5,33	326,00	98,37	49	0,93	191,10	57,59	90	0,39	135,70	40,84
9	5,02	318,30	96,04	50	0,91	186,80	56,29	91	0,39	135,70	40,84
10	4,62	302,80	91,36	51	0,91	186,80	56,29	92	0,38	132,90	40,00
11	4,40	290,50	87,64	52	0,81	184,80	55,69	93	0,38	132,90	40,00
12	4,09	284,70	85,89	53	0,81	184,80	55,69	94	0,37	130,70	39,33
13	3,85	278,60	84,04	54	0,81	180,40	54,36	95	0,37	130,70	39,33
14	3,74	277,30	83,65	55	0,81	180,40	54,36	96	0,36	128,10	38,55
15	3,43	272,90	82,32	56	0,75	178,40	53,75	97	0,36	128,10	38,55
16	3,30	273,80	82,59	57	0,75	178,40	53,75	98	0,36	126,40	38,03
17	3,07	269,70	81,35	58	0,72	175,60	52,91	99	0,36	126,40	38,03
18	2,89	267,70	80,75	59	0,72	175,60	52,91	100	0,34	125,50	37,76
19	2,76	264,50	79,78	60	0,70	172,20	51,88	101	0,34	125,50	37,76
20	2,63	261,60	78,90	61	0,70	172,20	51,88	102	0,33	124,60	37,49
21	2,48	255,70	77,12	62	0,65	168,90	50,88	103	0,33	124,60	37,49
22	2,45	255,00	76,91	63	0,65	168,90	50,88	104	0,33	124,60	37,49
23	2,23	251,30	75,79	64	0,60	166,60	50,19	105	0,33	121,90	36,67
24	2,20	249,00	75,09	65	0,60	166,60	50,19	106	0,33	121,90	36,67
25	2,05	247,40	74,61	66	0,60	163,40	49,22	107	0,33	121,90	36,67
26	2,02	243,00	73,28	67	0,60	163,40	49,22	108	0,33	121,90	36,67
27	1,94	237,70	71,68	68	0,58	161,00	48,49	109	0,33	121,90	36,67
28	1,86	233,90	70,53	69	0,58	161,00	48,49	110	0,30	115,90	34,86
29	1,78	231,00	69,65	70	0,55	158,60	47,77	111	0,30	115,90	34,86
30	1,73	231,20	69,71	71	0,55	158,60	47,77	112	0,30	115,90	34,86
31	1,68	230,50	69,50	72	0,55	158,40	47,71	113	0,30	115,90	34,86
32	1,60	226,50	68,29	73	0,55	158,40	47,71	114	0,30	115,90	34,86
33	1,53	222,70	67,14	74	0,52	156,20	47,04	115	0,28	114,00	34,28
34	1,49	221,00	66,63	75	0,52	156,20	47,04	116	0,28	114,00	34,28
35	1,42	220,90	66,60	76	0,50	154,50	46,53	117	0,28	114,00	34,28
36	1,33	215,20	64,88	77	0,50	154,50	46,53	118	0,28	114,00	34,28
37	1,33	212,90	64,18	78	0,48	147,70	44,47	119	0,28	114,00	34,28
38	1,23	210,80	63,55	79	0,48	147,70	44,47	120	0,27	110,70	33,29
39	1,26	210,40	63,43	80	0,48	145,30	43,75				
40	1,20	208,60	62,88	81	0,48	145,30	43,75				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 15/03/2019

Hora do pulso: 7:57 h

Volume aplicado do pulso: 250 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 125 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,10 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 754,63

Concentração afluente: 227,95 ug L⁻¹

Massa afluente: 56986 ug

Recuperação do volume: 56%

Recuperação de massa: 19%

Tabela A.15 – Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 15/03/2019

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,08	18,54	5,43	41	1,29	164,70	49,61	82	0,55	144,30	43,44
1	0,98	154,90	46,65	42	1,29	164,70	49,61	83	0,54	142,80	42,99
2	2,69	396,10	119,56	43	1,20	165,20	49,76	84	0,54	142,80	42,99
3	1,18	345,20	104,18	44	1,20	165,20	49,76	85	0,54	142,70	42,96
4	4,27	348,20	105,08	45	1,16	164,20	49,46	86	0,54	142,70	42,96
5	5,55	336,10	101,43	46	1,16	164,20	49,46	87	0,51	141,00	42,45
6	5,26	321,50	97,01	47	1,09	162,80	49,04	88	0,51	141,00	42,45
7	5,00	310,80	93,78	48	1,09	162,80	49,04	89	0,49	137,80	41,48
8	4,89	306,20	92,39	49	1,04	162,70	49,01	90	0,49	137,80	41,48
9	4,45	299,40	90,33	50	1,04	162,70	49,01	91	0,48	136,90	41,21
10	4,43	295,50	89,15	51	0,99	160,90	48,46	92	0,48	136,90	41,21
11	4,18	285,20	86,04	52	0,99	160,90	48,46	93	0,46	135,00	40,63
12	3,91	277,00	83,56	53	0,93	161,50	48,64	94	0,46	135,00	40,63
13	3,70	266,40	80,35	54	0,93	161,50	48,64	95	0,46	134,80	40,57
14	3,61	256,00	77,21	55	1,09	159,70	48,10	96	0,46	134,80	40,57
15	3,42	242,60	73,16	56	1,09	159,70	48,10	97	0,46	132,20	39,79
16	3,16	235,00	70,86	57	0,89	161,80	48,73	98	0,46	132,20	39,79
17	3,14	226,70	68,35	58	0,89	161,80	48,73	99	0,43	129,40	38,94
18	2,93	216,60	65,30	59	0,84	160,70	48,40	100	0,43	129,40	38,94
19	2,83	213,90	64,48	60	0,84	160,70	48,40	101	0,42	130,70	39,33
20	2,67	210,70	63,52	61	0,81	158,40	47,71	102	0,42	130,70	39,33
21	2,61	205,00	61,79	62	0,81	158,40	47,71	103	0,41	128,10	38,55
22	2,48	203,70	61,40	63	0,78	157,40	47,40	104	0,41	128,10	38,55
23	2,38	198,30	59,77	64	0,78	157,40	47,40	105	0,41	128,10	38,55
24	2,31	197,50	59,53	65	0,74	157,40	47,40	106	0,39	126,00	37,91
25	2,26	192,90	58,14	66	0,74	157,40	47,40	107	0,39	126,00	37,91
26	2,19	190,70	57,47	67	0,72	157,10	47,31	108	0,39	126,00	37,91
27	2,08	187,20	56,41	68	0,72	157,10	47,31	109	0,39	126,00	37,91
28	2,00	187,80	56,59	69	0,72	156,00	46,98	110	0,39	126,00	37,91
29	1,91	185,00	55,75	70	0,72	156,00	46,98	111	0,31	122,50	36,85
30	1,85	183,00	55,14	71	0,66	154,60	46,56	112	0,31	122,50	36,85
31	1,82	180,40	54,36	72	0,66	154,60	46,56	113	0,31	122,50	36,85
32	1,73	177,80	53,57	73	0,64	154,20	46,44	114	0,31	122,50	36,85
33	1,68	177,00	53,33	74	0,64	154,20	46,44	115	0,31	122,50	36,85
34	1,62	176,60	53,21	75	0,62	151,80	45,71	116	0,34	119,30	35,89
35	1,59	173,10	52,15	76	0,62	151,80	45,71	117	0,34	119,30	35,89
36	1,55	172,00	51,82	77	0,59	147,00	44,26	118	0,34	119,30	35,89
37	1,49	171,80	51,76	78	0,59	147,00	44,26	119	0,34	119,30	35,89
38	1,54	170,50	51,36	79	0,57	145,40	43,78	120	0,34	119,30	35,89
39	1,51	167,20	50,37	80	0,57	145,40	43,78				
40	1,38	167,70	50,52	81	0,55	144,30	43,44				

Fonte: Autor.

- Ensaio realizado em 29/03/2019

Hora do pulso: 7:23 h

Volume aplicado do pulso: 261 L

Duração do pulso: 2 min

Vazão afluente: 130,50 L min⁻¹

Taxa de aplicação hidráulica: 5,33 mm min⁻¹

Fluorescência afluente: 687,70

Concentração afluente: 207,71 ug L⁻¹

Massa afluente: 54213 ug

Recuperação do volume: 56%

Recuperação de massa: 22%

Tabela A.16 — Dados brutos obtidos com o teste hidrodinâmico realizado no WCVD em 29/03/2019

Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)	Tempo de percolação (min)	Vazão efluente (L min ⁻¹)	Fluor. efluente	Conc. efluente (ug L ⁻¹)
0	0,07	22,30	6,56	41	1,35	179,30	54,02	82	0,63	173,40	52,24
1	0,32	58,30	17,45	42	1,35	179,30	54,02	83	0,62	181,50	54,69
2	1,92	323,30	97,56	43	1,27	180,20	54,30	84	0,62	181,50	54,69
3	4,22	376,70	113,70	44	1,27	180,20	54,30	85	0,60	179,90	54,21
4	4,66	406,90	122,83	45	1,22	177,60	53,51	86	0,60	179,90	54,21
5	4,38	400,30	120,83	46	1,22	177,60	53,51	87	0,58	174,30	52,51
6	4,40	382,10	115,33	47	1,17	180,40	54,36	88	0,58	174,30	52,51
7	4,31	370,80	111,91	48	1,17	180,40	54,36	89	0,58	178,50	53,78
8	4,07	361,40	109,07	49	1,13	182,10	54,87	90	0,58	178,50	53,78
9	3,87	345,10	104,15	50	1,13	182,10	54,87	91	0,56	172,00	51,82
10	3,76	329,80	99,52	51	1,06	179,80	54,18	92	0,56	172,00	51,82
11	3,56	318,70	96,17	52	1,06	179,80	54,18	93	0,55	171,40	51,64
12	3,46	306,10	92,36	53	1,03	180,90	54,51	94	0,55	171,40	51,64
13	3,36	304,20	91,78	54	1,03	180,90	54,51	95	0,54	171,60	51,70
14	3,19	284,70	85,89	55	0,99	183,30	55,23	96	0,54	171,60	51,70
15	3,09	280,10	84,50	56	0,99	183,30	55,23	97	0,52	166,90	50,28
16	2,99	282,00	85,07	57	0,95	178,30	53,72	98	0,52	166,90	50,28
17	2,86	276,50	83,41	58	0,95	178,30	53,72	99	0,51	170,70	51,43
18	2,74	270,90	81,72	59	0,90	181,00	54,54	100	0,51	170,70	51,43
19	2,63	265,40	80,05	60	0,90	181,00	54,54	101	0,39	170,80	51,46
20	2,59	260,00	78,42	61	0,88	178,90	53,90	102	0,39	170,80	51,46
21	2,45	253,10	76,33	62	0,88	178,90	53,90	103	0,49	165,60	49,88
22	2,36	247,00	74,49	63	0,83	176,20	53,09	104	0,49	165,60	49,88
23	2,31	243,40	73,40	64	0,83	176,20	53,09	105	0,49	165,60	49,88
24	2,23	236,70	71,38	65	0,83	178,70	53,84	106	0,47	152,20	45,83
25	2,15	233,40	70,38	66	0,83	178,70	53,84	107	0,47	152,20	45,83
26	2,11	226,30	68,23	67	0,78	179,55	54,10	108	0,47	152,20	45,83
27	2,03	221,90	66,90	68	0,78	179,55	54,10	109	0,47	152,20	45,83
28	1,95	219,00	66,03	69	0,76	180,40	54,36	110	0,47	152,20	45,83
29	1,93	212,90	64,18	70	0,76	180,40	54,36	111	0,39	155,60	46,86
30	1,85	209,40	63,12	71	0,73	173,80	52,36	112	0,39	155,60	46,86
31	1,80	205,70	62,01	72	0,73	173,80	52,36	113	0,39	155,60	46,86
32	1,77	202,80	61,13	73	0,72	179,60	54,12	114	0,39	155,60	46,86
33	1,70	195,20	58,83	74	0,72	179,60	54,12	115	0,39	155,60	46,86
34	1,65	192,20	57,92	75	0,71	175,90	53,00	116	0,45	150,70	45,38
35	1,62	189,70	57,17	76	0,71	175,90	53,00	117	0,45	150,70	45,38
36	1,57	186,30	56,14	77	0,68	175,10	52,76	118	0,45	150,70	45,38
37	1,55	185,70	55,96	78	0,68	175,10	52,76	119	0,45	150,70	45,38
38	1,50	184,70	55,66	79	0,66	176,50	53,18	120	0,45	150,70	45,38
39	1,46	184,50	55,60	80	0,66	176,50	53,18				
40	1,43	184,20	55,51	81	0,63	173,40	52,24				

Fonte: Autor.

APÊNDICE B – Resultados do monitoramento físico-químico

Tabela B.1 - Resultados do monitoramento do esgoto bruto (EB) quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (mai./2018 – abr./2019)

Data	Temperatura (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	SSF (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	STV (mg L ⁻¹)	STF (mg L ⁻¹)	SD (mg L ⁻¹)	SDV (mg L ⁻¹)	SDF (mg L ⁻¹)	Ssd (mg L ⁻¹)	DQO ₁ (mg L ⁻¹)	DQO solúvel (mg L ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	N-Org (mg L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	P-PO ₃ ⁴⁻ (mg L ⁻¹)
12/5/2018	19,50	N.A.	7,59	327,11	650,00	404,00	246,00	745,00	492,00	253,00	95,00	88,00	7,00	7,00	848,40	42,06	310,00	111,98	43,49	68,49	N.D.	S.R.	111,98	-
26/5/2018	13,00	N.A.	7,71	382,44	377,33	348,00	29,33	891,00	532,00	359,00	513,67	184,00	329,67	10,00	737,65	S.R.	360,00	79,36	54,90	24,46	N.D.	S.R.	79,36	-
9/6/2018	14,50	N.A.	8,24	287,32	224,00	224,00	0,00	692,00	431,00	261,00	468,00	207,00	261,00	2,00	502,16	146,78	400,00	58,71	42,40	16,31	N.D.	S.R.	58,71	-
22/6/2018	16,00	N.A.	7,25	417,38	650,00	650,00	0,00	1105,00	706,00	399,00	455,00	56,00	399,00	6,00	1598,40	346,25	S.R.	150,84	50,28	100,56	N.D.	S.R.	150,84	-
7/7/2018	18,00	N.A.	7,35	458,15	550,00	550,00	0,00	1392,00	1072,00	320,00	842,00	522,00	320,00	19,00	887,11	304,31	850,00	130,46	81,54	48,92	N.D.	S.R.	130,46	-
27/7/2018	14,00	N.A.	7,10	422,24	2690,00	2295,00	395,00	3378,00	2542,00	836,00	688,00	247,00	441,00	80,00	2153,77	246,25	1750,00	182,10	62,51	119,59	N.D.	S.R.	182,10	-
15/8/2018	17,00	N.A.	7,39	394,09	1500,00	1405,00	95,00	2113,00	1482,00	631,00	613,00	77,00	536,00	49,00	1006,06	171,66	-	142,18	72,43	69,75	N.D.	S.R.	142,18	-
27/8/2018	18,50	N.A.	7,64	456,05	172,00	141,33	30,67	685,00	284,00	401,00	513,00	142,67	370,33	0,50	953,91	371,12	-	104,09	91,21	12,88	N.D.	0,37	104,46	-
12/9/2018	17,00	N.A.	7,68	415,81	832,97	695,05	137,91	1606,00	1068,00	538,00	773,03	372,95	400,09	18,00	935,63	247,46	-	130,11	64,38	65,73	N.D.	S.R.	130,11	-
26/9/2018	21,00	N.A.	7,92	362,16	483,19	441,57	41,62	1063,00	684,00	379,00	579,81	242,43	337,38	12,00	714,13	167,89	-	86,92	64,92	22,00	N.D.	S.R.	86,92	-
11/10/2018	20,00	N.A.	6,86	513,54	3923,33	3303,33	620,00	4796,00	3570,00	1226,00	872,67	266,67	606,00	110,00	3575,42	351,76	-	249,49	80,48	169,01	N.D.	2,77	252,26	14,05
24/10/2018	21,00	N.A.	7,36	466,90	1397,50	1237,50	160,00	1876,00	1350,00	526,00	478,50	112,50	366,00	34,00	1166,28	340,47	720,00	180,23	79,35	100,88	N.D.	2,22	182,45	13,56
22/11/2018	25,00	N.A.	7,28	360,82	901,33	742,67	158,67	1165,00	786,00	379,00	263,67	43,33	220,33	25,00	1002,30	218,43	680,00	103,20	48,89	54,31	N.D.	3,59	106,79	8,44
29/11/2018	23,00	N.A.	7,17	-	2023,33	1693,33	330,00	2376,00	1776,00	600,00	352,67	82,67	270,00	64,00	1373,81	298,00	1250,00	134,43	134,43	0,00	N.D.	6,05	140,48	9,77
5/12/2018	21,00	N.A.	7,26	443,73	2208,33	1796,67	411,67	2981,00	2152,00	829,00	772,67	355,33	417,33	65,00	1581,81	359,59	1850,00	180,96	76,98	103,98	N.D.	0,60	181,56	13,26
12/12/2018	25,00	N.A.	7,32	445,66	702,67	606,67	96,00	1154,00	735,00	419,00	451,33	128,33	323,00	30,00	1031,81	334,03	650,00	122,08	89,67	32,41	N.D.	0,54	122,62	14,23
23/1/2019	25,00	N.A.	S.R.	349,19	444,00	373,33	70,67	828,00	470,00	358,00	384,00	96,67	287,33	9,50	820,70	219,59	400,00	81,03	56,72	24,31	N.D.	0,75	81,78	9,38
30/1/2019	27,00	N.A.	7,55	310,61	400,00	282,67	117,33	1020,00	630,00	390,00	620,00	347,33	272,67	10,50	922,92	235,14	520,00	82,11	46,46	35,65	N.D.	0,45	82,56	7,16
14/2/2019	23,00	N.A.	7,26	289,39	665,33	562,67	102,67	1153,00	730,00	423,00	487,67	167,33	320,33	14,00	1072,92	252,37	600,00	73,47	42,13	31,34	N.D.	0,32	73,79	6,88
28/2/2019	24,00	N.A.	7,32	377,49	277,33	278,00	18,00	744,00	437,00	307,00	466,67	159,00	289,00	2,75	718,48	279,59	460,00	97,65	72,97	24,68	N.D.	0,26	97,91	11,36
14/3/2019	23,00	N.A.	7,94	337,25	449,33	398,67	50,67	873,00	515,00	358,00	423,67	116,33	307,33	9,70	904,03	216,26	480,00	83,16	57,95	25,21	N.D.	0,33	83,49	6,89
28/3/2019	22,00	N.A.	7,45	377,49	732,78	664,44	68,33	1292,00	865,00	427,00	559,22	200,56	358,67	15,00	1101,81	301,81	720,00	99,80	64,38	35,42	N.D.	0,69	100,49	8,79
11/4/2019	24,00	N.A.	7,83	465,64	552,00	457,33	94,67	1008,00	660,00	348,00	456,00	202,67	253,33	12,00	999,59	315,14	580,00	131,99	91,21	40,78	N.D.	0,77	132,76	13,00
25/4/2019	24,00	N.A.	7,30	423,78	1781,33	1478,67	302,67	2368,00	1747,00	621,00	586,67	268,33	318,33	42,00	1357,15	282,96	480,00	146,36	63,77	82,59	N.D.	0,16	146,52	11,28
Média	20,65	N.A.	7,47	394,97	1024,50	876,25	149,04	1554,33	1071,50	482,83	529,83	195,25	333,80	26,96	1165,26	263,00	722,31	122,61	71,12	63,08	N.A.	2,31	135,20	12,18
Desvio padrão	3,91	N.A.	0,31	61,16	916,23	770,06	158,15	1010,02	794,12	222,18	178,59	117,13	112,28	28,06	621,49	80,31	400,36	44,23	23,09	46,25	N.A.	2,07	47,89	2,26
Máximo	27,00	N.A.	8,24	513,54	3923,33	3303,33	620,00	4796,00	3570,00	1226,00	872,67	266,67	606,00	110,00	3575,42	371,12	1850,00	249,49	134,43	169,01	N.A.	6,05	252,26	14,23
Mínimo	13,00	N.A.	6,86	287,32	172,00	141,33	0,00	685,00	284,00	253,00	95,00	43,33	7,00	0,50	502,16	42,06	400,00	58,71	42,40	0,00	N.A.	0,37	58,71	8,44

(-) Não detectado/não determinado

Tabela B.2 - Resultados do monitoramento do afluente ao TS quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (mai./2018 – abr./2019)

Data	Temperatura (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	SSF (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	STV (mg L ⁻¹)	STF (mg L ⁻¹)	SD (mg L ⁻¹)	SDV (mg L ⁻¹)	SDF (mg L ⁻¹)	SSd (mg L ⁻¹)	DQO _t (mg L ⁻¹)	DQO solúvel (mg L ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	N-Org (mg L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	P-PO ₃ ⁴⁻ (mg L ⁻¹)
12/5/2018	18,80	2,00	6,95	179,78	366,17	234,83	131,34	602,61	375,46	227,15	236,45	140,63	95,82	3,71	463,74	33,44	169,02	62,42	24,33	38,09	0,77	12,69	75,88	-
26/5/2018	15,35	2,65	7,33	249,25	216,70	201,15	15,55	726,53	428,15	298,38	509,83	227,00	282,83	5,30	413,30	S.R.	200,23	47,18	33,19	13,99	0,07	10,31	57,56	-
9/6/2018	13,09	0,91	7,68	219,81	139,57	139,57	0,00	602,71	332,32	270,40	463,14	192,75	270,40	1,06	283,51	88,95	244,93	41,34	27,58	13,75	0,18	4,24	45,76	-
22/6/2018	15,53	1,28	7,10	301,98	400,00	400,00	0,00	823,05	449,42	373,62	423,05	49,42	373,62	3,18	946,83	199,82	S.R.	89,92	31,76	58,16	0,17	2,69	92,78	-
7/7/2018	17,06	1,29	7,16	330,43	313,47	313,47	0,00	1048,02	759,03	288,99	734,54	445,56	288,99	10,07	552,10	166,62	504,61	82,37	51,07	31,30	0,17	4,25	86,79	-
27/7/2018	14,94	2,65	7,00	296,80	1496,79	1274,49	222,30	2087,13	1500,65	586,47	590,33	226,17	364,17	43,06	1300,05	146,17	986,38	111,60	41,82	69,78	0,10	6,66	118,35	-
15/8/2018	17,00	1,90	7,50	250,22	861,30	797,63	63,67	1442,42	897,89	544,53	581,12	100,26	480,86	26,35	563,64	125,04	-	86,21	45,20	41,01	0,17	5,48	91,86	-
27/8/2018	19,91	1,73	7,61	311,98	151,56	126,61	24,95	611,22	234,19	377,03	459,66	107,58	352,08	0,36	618,90	198,49	-	65,26	54,40	10,86	0,15	8,82	74,23	-
12/9/2018	17,94	1,58	7,72	291,55	482,97	408,77	74,20	1108,82	670,45	438,38	625,85	261,68	364,17	9,54	521,22	158,09	-	78,55	39,42	39,13	0,08	3,43	82,06	-
26/9/2018	21,00	1,57	7,56	239,70	276,81	254,12	23,47	825,69	508,72	316,97	548,88	254,60	293,50	6,36	409,47	107,12	-	67,88	41,98	25,91	0,09	6,85	74,82	-
11/10/2018	20,47	2,02	7,09	347,85	2118,83	1786,58	331,00	2819,51	2015,50	804,01	700,68	228,92	473,01	58,54	2015,58	239,08	-	147,63	48,71	98,92	0,14	5,96	153,73	12,66
24/10/2018	21,94	1,45	7,46	376,61	791,85	696,86	91,70	1303,64	849,53	454,10	511,79	152,68	362,40	18,02	739,81	257,10	447,45	115,51	56,98	58,53	0,30	8,91	124,72	13,57
22/11/2018	25,23	1,65	7,10	267,84	550,88	446,23	104,64	920,17	557,15	363,02	369,29	110,91	258,38	13,49	638,49	146,92	412,14	67,72	35,61	32,11	0,61	10,22	78,54	9,80
29/11/2018	23,00	1,99	7,28	-	1113,57	930,81	182,76	1536,25	1073,00	463,25	422,68	142,19	280,49	34,02	819,75	182,18	711,94	82,49	82,49	0,00	0,71	14,29	97,50	10,12
5/12/2018	21,94	S.D.	7,14	325,87	1210,85	986,37	224,48	1912,87	1285,46	627,40	702,02	299,10	402,92	34,46	946,89	253,59	1051,13	109,76	50,71	59,05	0,42	18,40	128,58	13,55
12/12/2018	24,77	1,38	7,32	328,71	398,63	342,42	56,21	933,61	541,86	391,74	534,98	199,45	335,53	16,23	639,17	202,67	431,49	78,67	58,32	20,35	0,29	11,30	90,26	13,69
23/1/2019	25,94	1,60	S.R.	226,80	267,31	228,91	38,40	665,88	357,69	308,19	398,57	128,78	269,79	5,04	503,24	140,18	298,97	50,57	34,64	15,93	0,16	8,88	59,61	9,94
30/1/2019	27,94	1,31	7,32	196,38	232,24	165,11	67,13	822,16	460,83	361,33	589,93	295,72	294,21	5,71	558,47	145,21	299,14	49,11	24,63	24,48	0,11	10,42	59,64	8,43
14/2/2019	23,94	1,57	7,24	202,35	379,15	323,79	55,36	839,56	483,29	356,27	460,41	159,50	300,91	7,54	653,13	167,70	343,89	46,31	26,65	19,66	0,23	7,68	54,22	7,49
28/2/2019	24,00	1,41	7,28	260,43	166,28	165,92	10,25	667,87	355,70	312,17	501,60	189,78	301,92	1,46	632,85	188,13	398,91	62,86	47,00	15,86	0,40	14,50	77,76	11,52
14/3/2019	23,47	1,29	7,55	221,99	260,27	229,18	31,09	741,89	383,89	358,00	481,62	154,71	326,91	5,14	517,39	131,06	273,23	51,90	35,00	16,89	0,30	13,32	65,51	8,34
28/3/2019	22,47	1,11	7,28	256,83	415,92	377,82	38,10	963,05	575,53	387,53	547,13	197,71	349,43	8,00	672,09	188,25	409,85	61,47	38,16	23,31	0,29	10,40	72,17	9,32
11/4/2019	23,53	1,49	7,57	347,68	320,80	264,74	56,06	821,44	485,19	336,25	500,64	220,45	280,20	6,42	611,64	200,58	342,69	86,60	59,70	26,91	0,23	8,91	95,75	12,43
25/4/2019	24,00	1,29	7,32	307,98	994,06	827,51	166,55	1599,21	1078,30	520,91	605,15	250,79	354,36	22,55	812,45	181,17	280,28	93,30	42,40	50,90	0,24	12,21	105,75	11,70
Média	20,97	1,61	7,33	275,60	580,25	496,79	83,72	1101,05	694,13	406,92	520,81	197,35	323,20	14,40	701,40	167,29	438,55	76,53	45,22	38,18	0,27	8,41	92,09	12,10
Desvio padrão	3,96	0,43	0,22	54,44	493,74	414,61	85,40	552,57	429,32	131,36	113,28	82,96	76,46	14,97	350,84	51,91	216,54	26,03	14,33	25,67	0,23	4,33	27,63	1,68
Máximo	27,94	2,65	7,72	376,61	2118,83	1786,58	331,00	2819,51	2015,50	804,01	734,54	445,56	480,86	58,54	2015,58	257,10	1051,13	147,63	82,49	98,92	0,77	18,40	153,73	13,69
Mínimo	13,09	0,91	6,95	179,78	139,57	126,61	0,00	602,61	234,19	227,15	236,45	49,42	95,82	0,36	283,51	33,44	273,23	41,34	24,33	0,00	0,07	2,69	45,76	9,80

(-) Não detectado/não determinado

Tabela B.3 - Resultados do monitoramento do efluente ao TS quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (mai./2018 – abr./2019)

Data	Temperatura (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Alcalinidade e total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	SSF (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	STV (mg L ⁻¹)	STF (mg L ⁻¹)	SD (mg L ⁻¹)	SDV (mg L ⁻¹)	SDF (mg L ⁻¹)	SSd (mg L ⁻¹)	DQO ₁ (mg L ⁻¹)	DQO solúvel (mg L ⁻¹)	DBO _{5,20} (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	N-Org (mg L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	P-PO ₃ ⁴⁻ (mg L ⁻¹)
12/5/2018	21,00	0,00	6,92	84,45	72,00	60,00	12,00	535,00	276,00	259,00	463,00	216,00	247,00	0,40	34,46	29,83	20,00	18,48	7,61	10,87	0,09	5,01	23,58	-
26/5/2018	17,00	0,00	7,31	207,72	148,00	148,00	0,00	419,00	220,00	199,00	271,00	72,00	199,00	<0,1	46,69	44,83	30,00	19,57	20,11	0,00	0,09	0,11	19,77	-
9/6/2018	15,00	0,00	7,73	254,31	79,00	79,00	0,00	554,00	240,00	314,00	475,00	161,00	314,00	<0,1	184,96	36,87	150,00	45,12	33,16	11,96	0,00	0,43	45,55	-
22/6/2018	14,00	0,14	7,04	288,29	378,67	378,67	0,00	795,00	429,00	366,00	416,33	50,33	366,00	2,00	782,81	213,99	420,00	63,33	40,22	23,10	N.D.	0,18	63,51	-
7/7/2018	17,00	0,21	7,22	337,79	347,00	347,00	0,00	1055,00	766,00	289,00	708,00	419,00	289,00	9,00	840,33	207,54	540,00	95,12	55,04	40,09	N.D.	0,17	95,29	-
27/7/2018	15,50	0,48	7,09	302,85	1194,44	1104,44	90,00	1409,00	945,00	464,00	214,56	-159,44	374,00	19,00	987,11	41,69	700,00	85,88	40,22	45,66	N.D.	0,10	85,98	-
15/8/2018	17,50	0,79	6,97	312,55	240,57	236,57	4,00	666,00	292,00	374,00	425,43	55,43	370,00	0,20	369,51	78,02	-	62,24	45,87	16,36	N.D.	0,20	62,44	-
27/8/2018	21,50	0,60	7,50	310,42	259,73	216,11	43,62	713,00	316,00	397,00	453,27	99,89	353,38	4,00	907,14	15,42	-	57,95	48,82	9,12	N.D.	0,16	58,11	-
12/9/2018	18,00	0,44	7,14	308,51	681,62	587,13	94,49	1320,00	784,00	536,00	638,38	196,87	441,51	17,00	767,89	55,43	-	82,63	40,24	42,39	N.D.	0,44	83,07	-
26/9/2018	20,00	0,23	7,19	256,77	400,14	383,02	39,71	930,00	539,00	391,00	529,86	155,98	351,29	3,90	571,12	66,54	-	72,97	34,07	38,90	N.D.	0,81	73,78	-
11/10/201	21,00	0,29	7,07	355,45	325,19	289,63	26,67	806,00	442,00	364,00	480,81	152,37	337,33	4,50	613,05	238,86	-	74,04	58,21	15,83	N.D.	2,44	76,48	13,01
24/10/201	21,00	0,28	7,27	462,09	326,00	238,00	19,00	785,00	401,00	384,00	459,00	163,00	365,00	1,70	581,33	232,95	280,00	101,41	75,86	25,55	N.D.	2,23	103,64	14,20
22/11/201	25,00	0,15	7,11	333,66	364,00	306,67	57,33	685,00	359,00	326,00	321,00	52,33	268,67	1,60	467,89	102,30	210,00	58,66	39,11	19,55	0,08	0,84	59,58	10,29
29/11/201	24,00	0,17	7,09	-	1333,33	1105,00	228,33	1579,00	1028,00	551,00	245,67	-77,00	322,67	30,00	1051,23	104,45	560,00	120,86	120,86	0,00	N.D.	1,07	121,93	9,78
5/12/2018	23,50	S.R.	7,06	441,80	1016,67	810,00	206,67	1379,00	818,00	561,00	362,33	8,00	354,33	10,55	1050,70	170,70	480,00	90,48	64,15	26,33	0,12	3,83	94,43	12,82
12/12/201	24,00	0,08	7,21	478,45	780,60	620,71	159,88	1213,00	728,00	485,00	432,40	107,29	325,12	19,00	977,37	190,70	760,00	107,50	76,71	30,79	N.D.	0,53	108,03	14,87
23/1/2019	26,50	0,11	S.R.	258,52	1891,11	1381,11	510,00	2251,00	1406,00	845,00	359,89	24,89	335,00	50,00	1254,03	101,81	420,00	97,91	27,68	70,23	1,25	2,34	101,49	10,84
30/1/2019	29,00	0,07	7,18	250,80	990,5	672,83	317,67	1428,00	848,00	580,00	437,50	175,17	262,33	27,50	1012,92	109,59	200,00	71,85	27,01	44,84	N.D.	1,04	72,89	9,95
14/2/2019	25,50	0,17	7,04	254,66	288,00	256,00	32,00	645,00	318,00	327,00	357,00	62,00	295,00	2,20	499,59	152,92	180,00	47,54	21,61	25,93	N.D.	2,59	50,13	7,83
28/2/2019	24,00	0,24	7,41	400,49	730,44	604,49	125,95	1078,00	640,00	438,00	347,56	35,51	312,05	14,00	974,03	178,48	370,00	103,02	69,75	33,27	N.D.	0,41	103,43	12,44
14/3/2019	24,00	0,10	7,33	287,43	468,00	366,00	102,00	793,00	371,00	422,00	325,00	5,00	320,00	6,20	606,26	69,04	190,00	66,80	39,70	27,10	N.D.	0,79	67,59	9,07
28/3/2019	21,50	0,03	7,29	373,66	1232,50	987,50	245,00	1535,00	974,00	561,00	302,50	-13,50	316,00	25,00	1231,81	129,59	560,00	93,36	41,31	52,05	N.D.	0,93	94,29	9,71
11/4/2019	24,00	0,09	7,59	423,48	262,00	230,00	32,00	656,00	336,00	320,00	394,00	106,00	288,00	1,10	482,92	192,92	210,00	87,99	69,75	18,24	N.D.	0,79	88,78	12,42
25/4/2019	24,00	0,09	7,40	462,99	2097,08	1645,83	451,25	2631,00	1823,00	808,00	533,92	177,17	356,75	53,00	1324,89	148,55	220,00	159,96	62,20	97,76	N.D.	0,26	160,22	13,19
Média	21,40	0,21	7,22	323,79	662,77	543,90	116,57	1077,50	637,46	440,04	414,73	93,55	323,48	13,72	734,17	121,38	356,92	78,53	48,30	30,25	0,27	1,15	79,75	9,97
Desvio padrão	3,94	0,20	0,20	93,89	554,62	425,71	143,30	544,43	398,58	156,80	116,28	113,56	50,16	15,36	363,41	69,71	186,16	31,11	23,98	22,04	0,48	1,28	30,88	2,89
Máximo	29,00	0,79	7,73	478,45	2097,08	1645,83	510,00	2631,00	1823,00	845,00	708,00	419,00	441,51	53,00	1324,89	238,86	760,00	159,96	120,86	97,76	1,25	5,01	160,22	14,87
Mínimo	14,00	0,00	6,92	84,45	72,00	60,00	0,00	419,00	220,00	199,00	214,56	-159,44	199,00	0,20	34,46	15,42	20,00	18,48	7,61	0,00	0,00	0,10	19,77	1,71

(-) Não detectado/não determinado

Tabela B.4 - Resultados do monitoramento do efluente ao WCVD quanto aos parâmetros físico-químicos e bacteriológicos (mai./2018 – abr./2019)

Data	Temperatura (°C)	OD (mg L ⁻¹)	pH	Alcalinidade total (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	SST (mg L ⁻¹)	SSV (mg L ⁻¹)	SSF (mg L ⁻¹)	ST (mg L ⁻¹)	STV (mg L ⁻¹)	STF (mg L ⁻¹)	SD (mg L ⁻¹)	SDV (mg L ⁻¹)	SDF (mg L ⁻¹)	SSd (mg L ⁻¹)	DQO ₅ (mg L ⁻¹)	DQO solúvel (mg L ⁻¹)	DBO _{5,2} (mg L ⁻¹)	NTK (mg L ⁻¹)	N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	N-Org (mg L ⁻¹)	N-NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	N-NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	NT (mg L ⁻¹)	P-PO ₃ ⁴⁻ (mg L ⁻¹)
12/5/2018	18,00	2,00	6,22	13,59	46,00	44,00	2,00	442,00	244,00	198,00	396,00	200,00	196,00	<0,1	29,83	23,72	10,00	6,52	2,72	3,80	1,64	27,01	35,17	-
26/5/2018	18,00	2,65	6,90	99,01	35,50	35,50	0,00	541,00	311,00	230,00	505,50	275,50	230,00	<0,1	47,43	45,76	20,00	10,87	8,70	2,17	0,15	21,95	32,97	-
9/6/2018	11,50	0,91	7,05	143,66	44,33	44,33	0,00	502,00	221,00	281,00	457,67	176,67	281,00	<0,1	36,87	23,72	70,00	21,74	10,87	10,87	0,38	9,03	31,15	-
22/6/2018	15,00	1,28	6,93	171,81	118,00	118,00	0,00	505,00	160,00	345,00	387,00	42,00	345,00	<0,1	211,84	34,65	140,00	21,20	10,87	10,33	0,36	5,73	27,29	-
7/7/2018	16,00	1,29	6,95	186,37	46,67	46,67	0,00	660,00	406,00	254,00	613,33	359,33	254,00	<0,1	174,20	11,31	115,00	28,13	16,71	11,41	0,37	9,04	37,54	-
27/7/2018	16,00	2,65	6,89	155,31	150,83	123,33	27,50	631,00	326,00	305,00	480,17	202,67	277,50	1,40	337,05	33,27	125,00	32,07	18,48	13,59	0,21	14,17	46,45	-
15/8/2018	17,00	1,90	7,63	87,94	140,83	112,50	28,33	686,00	239,00	447,00	545,17	126,50	418,67	0,80	64,59	72,46	-	23,07	14,49	8,58	0,37	11,66	35,10	-
27/8/2018	21,50	1,73	7,57	149,46	128,50	110,00	18,50	528,00	178,00	350,00	399,50	68,00	331,50	0,20	241,01	3,76	-	21,46	12,88	8,58	0,32	18,36	40,14	-
12/9/2018	19,00	1,58	7,77	151,38	88,17	85,83	2,34	548,00	222,00	326,00	459,83	136,17	323,66	<0,1	53,76	57,28	-	20,39	11,27	9,12	0,18	7,30	27,87	-
26/9/2018	21,00	1,57	7,16	101,56	44,00	42,67	3,00	558,00	311,00	247,00	514,00	268,33	244,00	<0,1	65,80	38,57	-	46,41	16,10	30,31	0,20	14,57	61,18	-
11/10/201	21,00	2,02	7,35	160,96	83,33	75,67	5,00	590,00	262,00	328,00	506,67	186,33	323,00	0,50	256,06	111,98	-	32,73	12,88	19,85	0,30	9,55	42,58	11,10
24/10/201	23,00	1,45	7,58	274,76	108,67	87,00	14,67	658	285	373,00	549,33	198,00	358,33	<0,1	258,75	163,05	140,00	42,50	31,74	10,76	0,64	16,46	59,60	13,58
22/11/201	25,50	1,65	6,9	162,95	155,56	111,85	43,70	644,00	299,00	345,00	488,44	187,15	301,30	0,50	228,11	66,26	110,00	27,70	20,64	7,06	1,29	17,69	46,68	11,33
29/1/2018	23,00	1,99	7,4	-	87,33	70,67	16,67	589,00	280,00	309,00	501,67	209,33	292,33	0,20	194,77	51,54	105,00	23,90	23,90	0,00	1,52	23,59	49,01	10,50
5/12/2018	23,00	S.D.	7,01	192,92	85,67	72,33	13,33	708,00	308,00	400,00	622,33	235,67	386,67	<0,1	230,70	134,03	150,00	29,44	21,07	8,37	0,89	38,48	68,81	13,88
12/12/201	24,50	1,38	7,31	196,78	55,67	44,33	11,33	685,00	324,00	361,00	629,33	279,67	349,67	0,70	196,26	54,50	185,00	29,71	22,96	6,75	0,62	23,43	53,76	13,09
23/1/2019	27,00	1,60	S.R.	88,75	68,00	66,00	2,00	483,00	231,00	252,00	415,00	165,00	250,00	<0,1	145,14	50,61	185,00	16,21	9,72	6,49	0,34	18,04	34,60	10,57
30/1/2019	29,00	1,31	7,06	67,52	43,00	32,50	10,50	599,00	270,00	329,00	556,00	237,50	318,50	0,30	147,37	43,76	50,00	11,88	0,00	11,88	0,24	21,67	33,79	9,86
14/2/2019	25,00	1,57	7,21	104,18	56,33	54,33	2,00	486,00	205,00	281,00	429,67	150,67	279,00	0,25	179,59	72,19	55,00	15,67	9,18	6,49	0,48	15,98	32,13	8,17
28/2/2019	24,00	1,41	7,24	128,39	41,00	39,50	1,50	582,00	264,00	318,00	541,00	224,50	316,50	<0,1	536,26	84,96	330,00	23,61	17,71	5,90	0,85	30,57	55,02	11,69
14/3/2019	24,00	1,29	7,10	91,98	47,00	38,00	9,00	594,00	236,00	358,00	547,00	198,00	349,00	<0,1	81,26	34,96	40,00	16,63	9,12	7,51	0,64	27,97	45,23	9,97
28/3/2019	23,00	1,11	7,09	120,72	58,50	54,50	4,00	592,00	249,00	343,00	533,50	194,50	339,00	0,10	187,37	60,15	60,00	18,24	8,58	9,66	0,62	21,36	40,22	9,92
11/4/2019	23,00	1,49	7,28	214,62	60,00	47,50	12,50	611,00	288,00	323,00	551,00	240,50	310,50	0,13	174,03	71,35	75,00	35,41	24,14	11,27	0,49	18,10	54,01	11,78
25/4/2019	24,00	1,29	7,34	177,35	106,00	93,00	13,00	732,00	324,00	408,00	626,00	231,00	395,00	0,60	198,01	66,35	55,00	33,45	18,30	15,15	0,51	25,80	59,76	12,17
Média	21,33	1,61	7,17	140,95	79,12	68,75	10,04	589,75	268,46	321,29	510,63	199,71	311,26	0,47	178,17	58,76	118,46	24,54	14,71	9,83	0,57	18,65	43,75	10,09
Desvio padrão	4,21	0,43	0,33	56,22	37,77	29,65	10,99	76,68	54,39	58,87	73,13	67,42	53,99	0,37	112,09	36,82	81,40	9,71	7,28	6,01	0,41	8,02	11,70	2,05
Máximo	29,00	2,65	7,77	274,76	155,56	123,33	43,70	732,00	406,00	447,00	629,33	359,33	418,67	1,40	536,26	163,05	185,00	46,41	31,74	30,31	1,64	38,48	68,81	13,88
Mínimo	11,50	0,91	6,22	13,59	35,50	32,50	0,00	442,00	160,00	198,00	387,00	42,00	196,00	0,10	29,83	3,76	10,00	6,52	0,00	0,00	0,15	5,73	27,29	5,49

(-) Não detectado/não determinado

APÉNDICE C – Resultados monitoramento da vegetação

Tabela C.1 – Medição de altura da *Canna x generalis* ao longo do tempo (mai.-out. 2018)

Data	6/5/2018	17/5/2018	26/5/2018	15/6/2018	30/6/2018	15/7/2018	5/8/2018	15/8/2018	28/8/2018	18/9/2018	4/10/2018	11/10/2018 (CORTE) N*=2100
Dias Perfilho	0	11	20	40	55	70	91	101	114	135	151	158
1	30	65	76	85	97	109	121	137	156	166	172	173
2	30	56	64	77	88	95	108	119	127	139	159	159
3	30	52	66	75	87	98	112	124	132	140	152	153
4	30	55,5	66	72	87	94	107	118	126	137	149	150
5	30	51	66	76	94	101	114	120	137	149	165	167
6	30	55	58	63	66	72	79	85	89	100	107	107
7	30	58,5	62	71	80	92	114	121	147	169	180	180
8	30	50	60	66	92	99	108	121	130	150	175	175
9	30	55	65	78	94	104	127	141	155	183	184	185
10	30	47	59	66	72	79	92	101	112	130	155	155
11	30	56,5	63	71	77	85	106	108	113	120	127	128
12	30	53	55	73	86	104	114	119	128	134	139	141
13	30	58	60	68	91	94	106	122	130	136	141	142
14	30	63	70	75	92	102	121	133	136	138	139	142
15	30	46	58	69	85	92	104	110	119	125	130	132
16	30	50	67	75	88	97	104	108	115	124	129	130
MEDIA =	30,00	54,47	63,44	72,50	86,00	94,81	108,56	117,94	128,25	140,00	150,19	151,19
Taxa de crescimento (cm semana ⁻¹)	0,00	0,24	0,09	0,09	0,14	0,09	0,14	0,09	0,10	0,12	0,10	0,01
Taxa de crescimento média (cm semana ⁻¹)	5,37											

N = número de perfilhos cortados.

Tabela C.2 – Medição de altura da *Canna x generalis* ao longo do tempo (out. 2018-jan. 2019)

Crescimento das macrófita (cm)												
Data	11/10/2018	18/10/2018	25/10/2018	1/11/2018	8/11/2018	15/11/2018	22/11/2018	29/11/2018	6/12/2018	13/12/2018	#####	14/1/2019 (CORTE) N*=1938
Dias Perfilho	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	84	95
1	30	63	77	79	98	106	140	155	156	156	156	156
2	30	50	65	76	108	114	126	127	127	128	128	128
3	30	56	66	73	97	104	116	117	118	118	118	118
4	30	61	69	80	109	120	157	170	171	192	192	192
5	30	52	70	71	99	108	128	137	139	166	166	166
6	30	56	62	65	75	76	76	76	76	76	76	76
7	30	65	70	82	106	118	148	159	162	185	185	185
8	30	60	72	76	94	102	126	126	126	126	126	126
9	30	61	74	86	106	119	152	154	165	167	167	167
10	30	72	77	79	80	85	97	103	104	114	114	114
11	30	60	60	74	89	90	95	97	97	99	99	99
12	30	54	61	60	60	60	60	60	60	60	60	60
13	30	67	77	85	98	103	123	124	124	124	124	124
14	30	56	71	75	81	81	99	100	105	106	112	112
15	30	74	87	88	97	104	114	114	115	117	118	118
16	30	67	79	81	97	103	120	124	124	124	124	124
MEDIA =	30,00	60,88	71,06	76,88	93,38	99,56	117,31	121,44	123,06	128,63	129,06	129,06
Taxa de crescimento (cm semana ⁻¹)	0,00	0,31	0,10	0,06	0,17	0,06	0,18	0,04	0,02	0,06	0,00	0,00
Taxa de crescimento média (cm semana ⁻¹)	7,30											

N = número de perfilhos cortados.

Tabela C.3 – Medição de altura da *Canna x generalis* ao longo do tempo (jan.-mai. 2019)

Data	14/1/2018	21/1/2019	28/1/2019	4/2/2019	11/2/2019	18/2/2019	25/2/2019	4/3/2019	11/3/2019	18/3/2019	29/3/2019 (CORTE) N*=1953
Dias Perfilho	0	7	14	21	28	35	42	49	56	63	74
1	30	50	73	77	104	103	107	107	107	107	107
2	30	63	87	111	135	148	167	167	167	167	167
3	30	57	72	102	129	145	148	159	159	159	159
4	30	45	66	94	125	150	171	174	174	174	174
5	30	64	73	96	113	129	138	149	149	149	149
6	30	58	79	104	134	146	155	168	190	192	192
7	30	70	83	101	115	135	146	155	155	166	166
8	30	56	78	93	113	129	149	159	176	176	176
9	30	73	93	119	139	151	165	165	165	165	165
10	30	59	80	91	118	154	123	123	123	123	123
11	30	69	89	115	138	143	156	174	179	180	180
12	30	55	69	74	82	90	93	93	93	94	94
13	30	60	74	90	108	120	118	119	119	119	119
14	30	65	82	105	128	142	145	152	152	163	163
15	30	57	68	82	90	98	101	106	106	106	106
16	30	64	77	106	109	126	130	132	133	133	133
17	30,00	60,31	77,69	97,50	117,50	131,81	138,25	143,88	146,69	148,31	148,31
Taxa de crescimento (cm semana ⁻¹)	0,00	0,30	0,17	0,20	0,20	0,14	0,06	0,06	0,03	0,02	0,00
Taxa de crescimento média (cm semana ⁻¹)	11,19										

N = número de perfilhos cortados.

Tabela C4 – Medição de altura e massa de perfilhos de *Canna x generalis* após corte

	P1 - CORTE		P2 - CORTE		P3 - CORTE			
Área WCVD (m ²)	24,5		24,5		24,5			
Número de perfilhos	2519		1938		1954			
Dias após poda	158		95		73			
Amostra (perfilho)	Altura (cm)	Massa seca (g)	Altura (cm)	Massa seca (g)	Altura (cm)	Massa úmida (g)	Massa seca (g)	Umidade (%)
1	218	77,12	228,00	53,37	202	414,78	39,25	90,54
2	190	46,17	222,00	47,38	191	640,46	52,27	91,84
3	200	36,48	220,00	34,54	195	358,20	33,47	90,66
4	186	31,12	215,00	51,78	229	516,18	45,19	91,25
5	180	30,91	173,00	25,62	212	418,00	40,28	90,36
6	193	40,67	202,00	41,78	226	430,75	38,62	91,03
7	200	45,69	225,00	45,40	224	558,76	57,48	89,71
8	188	44,21	206,00	44,70	212	590,52	52,45	91,12
Média =	194	44,05	211,38	43,07	212	490,96	44,88	90,81
Produção de biomassa (g m⁻² semana⁻¹)	200,64		251,04		343,20			

Tabela C.5 – Capacidade de assimilação de N e P da *Canna x generalis*

Período	N				P			
	Perfilho (%)	Caule (%)	Flor (%)	Folha (%)	Perfilho (%)	Caule (%)	Flor (%)	Folha (%)
1	1,97	1,53	2,51	3,19	0,48	0,53	0,59	0,49
	1,66	1,46	2,78	3,09	0,46	0,52	0,62	0,49
	1,80	1,46	1,97	3,19	0,48	0,53	0,62	0,47
2	1,48	1,41	2,28	2,68	0,53	0,53	0,70	0,36
	1,54	1,34	2,38	2,75	0,51	0,54	0,67	0,36
	1,58	1,34	2,38	2,58	0,54	0,50	0,66	0,37
3	1,84	1,64	2,28	2,82	0,50	0,58	0,63	0,40
	1,94	1,71	2,18	2,78	0,51	0,58	0,63	0,43
	1,98	1,61	2,28	2,72	0,52	0,62	0,62	0,44

