

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

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA HÍBRIDO DE *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO**

BENNY ZUSE ROUSSO

Trabalho submetido à banca examinadora como parte dos requisitos para conclusão do programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, para obtenção do Grau de Mestre em Engenharia Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Pablo Heleno Sezerino

Florianópolis
2017

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

ROUSSO, Benny Zuse

Avaliação de um sistema híbrido de wetlands
construídos empregado no tratamento de esgoto
sanitário / Benny Zuse ROUSSO ; orientador, Pablo
Heleno - SC, 2017.
191 p.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de
Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis,
2017.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. tratamento de águas
residuárias. 3. saneamento descentralizado. 4.
filtros plantados. I. , Pablo Heleno. II.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de
Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

BENNY ZUSE ROUSSO

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA HÍBRIDO DE *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO**

Esta Dissertação foi julgada adequada para obtenção do Título de Mestre, e aprovada em sua forma final pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Florianópolis, 21 de março de 2017.

Prof.^a

 Maria Eliza Nagell Hassemer, Dr.^a
Coordenadora do Curso

Banca Examinadora:

 Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Orientador
Universidade Federal de Santa
Catarina

 Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Membro da banca
Universidade Federal de Santa
Catarina

 Prof. Miguel Mansur Aisse, Dr.
Membro da banca
Universidade Federal do Paraná

 Prof.^a Maria Elisa Magri, Dr.^a
Membro da banca
Universidade Federal de Santa
Catarina

AGRADECIMENTOS

Mais um ciclo se fecha. E, novamente, quão enriquecedor e divertido (mas muitas vezes árduo e cansativo, confesso) este ciclo foi;

Sou grato, primeiramente, aos meus pais, Ana Lúcia e Benjamin, e à minha irmã, Claire. Vocês são a minha fundação e o meu bem mais precioso. Obrigado por todo o amor que me foi dado. Parte dele culminou neste trabalho e, por isso, ele é nosso. Amo vocês!;

Agradeço, em seguida, ao orientador Pablo Sezerino. Obrigado pela confiança e liberdade conferidas a mim desde o início deste trabalho, além das discussões motivadoras que tivemos. O seu olhar com certeza moldou a minha visão sobre a temática do saneamento;

Às meninas do GESAD, Mayara, Giovanna e Monique, meus sinceros agradecimentos. Obrigado por acolher o “estranho no ninho” e fazer da rotina diária em campo e no laboratório uma atividade mais leve e engraçada. O esforço de vocês e nosso trabalho em equipe foram essenciais para o desenvolvimento e concretização deste trabalho;

Um agradecimento especial deve ser dado à minha então colega de pesquisa Catiane. Obrigado por todas discussões técnicas, com as quais aprendi muito; mas, principalmente, sou grato pelas conversas de corredor e pela cumplicidade, que nos tornaram bons amigos;

A todos bolsistas que passaram pelo GESAD durante minha estadia no grupo, Caio, Iago, João, Amélia, Dayane e Alena, obrigado pela ajuda operacional nos problemas da estação e do laboratório;

Agradeço ao Seu Hélio e aos técnicos do NUMA pelo excelente trabalho e prontidão em resolver as (inúmeras) ocorrências em nossos conjuntos moto-bomba e demais equipamentos suporte. Sem o trabalho de vocês esta pesquisa certamente seria prejudicada;

Gratidão ao meu bom amigo Christian, que atuou como um eficaz equalizador, amortecendo as cargas de stress e cansaço nos momentos críticos deste trabalho com suas palhaçadas características;

À doce Tailane, você foi uma agradável surpresa na reta final deste trabalho. Obrigado por me acompanhar nesta trajetória e por me dar forças, sempre me motivando a ser melhor;

Aos órgãos de fomento, FUNASA e CNPq, obrigado por viabilizar a execução e manutenção deste projeto;

Por fim, agradeço a todas as circunstâncias que passei nesse período que, boas ou ruins, me levaram aonde estou agora. Sejam elas aleatórias ou arquitetadas, esse operar misterioso, chamado por alguns de Deus, realmente não foge ao ditado popular: certo por linhas tortas.

Muito obrigado!

*A imaginação nos levará muitas vezes
a mundos que nunca foram. Mas, sem
ela, não iremos a lugar nenhum.*
(Carl Sagan, Cosmos, 1980)

Dedico este trabalho a todos
profissionais ligados ao saneamento
que trabalhem por sua universalização.
Espero que esta pesquisa possa um dia
lhes ser útil.

RESUMO

Wetlands construídos (WC) são uma ecotecnologia descentralizada de tratamento de esgotos que fornece níveis satisfatórios de remoção de poluentes, conciliado a uma implantação e operação simplificada e de baixo custo. Sistemas de WC em série, ou também chamados de sistemas híbridos, visam a obtenção de elevados níveis de depuração de matéria orgânica, sólidos suspensos totais (SST) e compostos nitrogenados. Tendo em vista contribuir para com a consolidação desta ecotecnologia no contexto da região sul do Brasil, visto a lacuna apresentada na literatura atual e a potencialidade da tecnologia no fomento da universalização do saneamento básico, este trabalho avaliou o projeto, execução e desempenho, tanto em termos de remoção de poluentes quanto em aspectos hidráulicos de vazões de saída e evapotranspiração (ETP), de um sistema híbrido de WC ao longo de seus dois primeiros anos de operação. O sistema em estudo possuiu escala real e tratou esgoto sanitário em volume equivalente à contribuição de uma residência unifamiliar brasileira, sendo composto por um tanque séptico (TS), seguido por um *wetland* construído de fluxo vertical descendente (WCVD) e por um *wetland* construído de fluxo horizontal (WCH). O sistema híbrido foi submetido a um carregamento de $39,6 \pm 11,5 \text{ gDQO.m}_{\text{WCVD}}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $63,2 \pm 14,6 \text{ mm}_{\text{WCVD}}.\text{d}^{-1}$, aplicados de forma intermitente de 3 a 4 pulsos por dia e sob regime de alternância de módulos com metade da semana em operação e a outra em repouso. Os resultados mostraram uma não homogeneidade das vazões de saída para os diferentes pulsos e dias da semana, com um aumento das vazões máximas ($Q_{\text{máx}}$) ao longo do dia e da semana. O monitoramento hidráulico também revelou um decréscimo das $Q_{\text{máx}}$ diárias ao longo da operação que, juntamente com a constatação de não acúmulo de sólidos no maciço filtrante, indicaram uma diminuição da condutividade hidráulica em função do crescimento das raízes. O balanço hidráulico realizado apurou uma diferença metodológica ao se utilizar diferentes intervalos temporais de análise para o balanço, sendo a semana operacional o intervalo de análise que apresentou resultados com menor desvio padrão. Os valores médios de ETP obtidos foram iguais a $6,0 \pm 1,3 \text{ mm}.\text{d}^{-1}$ para o WCVD e $1,0 \pm 1,2 \text{ mm}.\text{d}^{-1}$ para o WCH. A remoção de poluentes no sistema híbrido atingiu elevadas remoções de DQO ($98 \pm 1,5\%$), SST ($99 \pm 2,9\%$), N-NH_4^+ ($90,7 \pm 9,3\%$) e P-PO_4^{3-} ($96,2 \pm 2,8\%$) e remoção satisfatória de NT ($68,7 \pm 12,6$). O WCVD foi a unidade que removeu maior carga poluidora de DQO, SST, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} no sistema híbrido, sendo a camada intermediária (0,3 a 0,5 m

de profundidade) onde o maior percentual foi removido. O WCH foi responsável pela maior remoção de NT no sistema híbrido, sendo os primeiros 25% de seu comprimento a seção que apresentou maior relevância para remoção de DQO, N-NO_2^- e N-NH_4^+ na unidade. Contudo, o WCH apresentou limitada e instável remoção de N-NO_3^- ($36,3 \pm 31\%$) formado no WCVD, gerando um efluente final parcialmente desnitrificado, com concentração média de $19,4 \pm 10 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. A remoção limitada provavelmente se deu em função da baixa relação C:N afluente. Dessa forma, sugeriram-se estratégias operacionais para aporte de carbono no WCH e aumento da remoção de N-NO_3^- e NT na unidade. Apesar disso, o sistema híbrido foi capaz de gerar um efluente refinado, apto para lançamento em todos os parâmetros analisados conforme legislações nacionais e estadual (SC).

Palavras-chave: águas residuárias. filtros plantados em série. startup. monitoramento hidráulico.

ABSTRACT

Constructed wetlands (CW) are an on-site wastewater treatment ecotechnology that provides satisfactory pollutant removal rates associated with a simplified and low cost execution and operation. Arrangements of CW in series, also named hybrid systems, aim to guarantee high depuration levels of organic matter, total suspended solids (TSS) and nitrogen compounds. Owing to contribute to the consolidation of this ecotechnology in the southern region of Brazil, this study evaluated the project, execution and performance, in both pollutant removal and hydraulic behavior of outflow discharges and evapotranspiration (ETP), of a hybrid system throughout its first two operational years. The study is justified due to a notorious lack of information about hybrid systems applied in the southern region of Brazil and to a great potential of this ecotechnology to foment sanitation universalisation in the country. The evaluated system was a full-scale wastewater treatment plant and has treated urban wastewater in an equivalent volume generated by a Brazilian household. It was composed by a septic tank (ST), followed by a Vertical subsurface Flow Constructed Wetland (VFCW) and by a Horizontal subsurface Flow Constructed Wetland (HFCW). The hybrid system received an organic loading rate (OLR) equal to $39.6 \pm 11.5 \text{ gCOD.m}_{\text{VFCW}}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$ and a hydraulic loading rate (HLR) of $63.2 \pm 14.6 \text{ mm}_{\text{VFCW}} \cdot \text{d}^{-1}$. The feeding was intermittent (3 to 4 daily pulses) and alternated (3.5 days of operation and 3.5 days of rest). The results pointed to a non-homogeneity of outlet discharges for the different pulses and days of the week, with an increase of maximum outlet discharge (Q_{max}) throughout the day and the week. The hydraulic monitoring also revealed a decrease in the daily Q_{max} throughout the operation, which, together with the finding of non-accumulation of solids in bed media, indicated a reduction on the hydraulic conductivity due to the root growth. The water budget showed a methodological difference when using different time steps for the budget analysis. The operational week was the step that presented the results with the smallest standard deviations. The average ETP were $6.0 \pm 1.3 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ for the VFCW and $1.0 \pm 1.2 \text{ mm} \cdot \text{d}^{-1}$ for the HFCW. The pollutant removal achieved excellent removal rates of COD ($98 \pm 1.5\%$), TSS ($99 \pm 2.9\%$), $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ ($90.7 \pm 9.3\%$) and $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ ($96.2 \pm 2.8\%$), besides a satisfactory removal of TN ($68.7 \pm 12.6\%$). The VFCW was the unit in which greater COD, TSS, $\text{NH}_4^+ \text{-N}$ and $\text{PO}_4^{3-} \text{-P}$ load was removed, being the intermediate layer (0.3 to 0.5 m of depth) where the highest percentage was treated. The

HFCW was responsible for the biggest TN removal and the first 25% of its length was the section that presented the greater relevance of COD, NO_2^- -N and NH_4^+ -N removal within the unit. However, the HFCW showed a limited and unstable NO_3^- -N removal ($36.3 \pm 31\%$), which was previously formed in the VFCW. The final effluent was, therefore only partially denitrified, with an average concentration of $19.4 \pm 10 \text{ mgNO}_3^- \cdot \text{N} \cdot \text{L}^{-1}$. Probably the limited NO_3^- -N removal was due to the low C:N ratio in the HFCW influent. In that way, operational strategies were suggested to increase carbon input in the HFCW and, thus, to increase NO_3^- -N and TN removal. Despite that, the hybrid system was able to generate a depurated effluent, always suitable to be discharged in the environment according to the nacional and state regulations.

Keywords: Wastewater. reed beds in series. startup. hydraulic monitoring.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	– Classificação dos <i>wetlands</i> construídos.	31
Figura 2	– Esquema de um <i>Wetland</i> Construído Horizontal	32
Figura 3	– Esquema de um <i>Wetland</i> Construído Vertical de Fluxo Descendente	33
Figura 4	– Disposição das camadas aeróbias e anaeróbias no biofilme.	39
Figura 5	– Exemplos de hidrograma de saída de WCVD normalizados	42
Figura 6	– Desenho esquemático do arranjo do sistema híbrido em estudo	54
Figura 7	– Concepção proposta para sistemas de tratamento na EETE.	55
Figura 8	– Variação de desempenho de reatores WCVD em escala de bancada variando a TAH e mantendo o carregamento orgânico constante igual a $41\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$	57
Figura 9	– Etapa inicial de construção.	60
Figura 10	– Segunda etapa da construção da EETE.....	61
Figura 11	– Curva granulométrica da areia comercial utilizada.....	62
Figura 12	– Preenchimento com material filtrante e disposição das tubulações de distribuição e coleta de esgoto nos WC.....	63
Figura 13	– Implantação de amostradores em pontos intermediários nas unidades WCVD e WCH.	64
Figura 14	– Corte da linha de tratamento do arranjo híbrido e posicionamento dos amostradores em pontos intermediários.....	65
Figura 15	– Reservatório Elevado (R1), Tanque Séptico (TS), Poço Úmido (R2) e Estação de Bombas (EB).....	66
Figura 16	– Reservatórios de Passagem R3 e R4 com dispositivos operacionais do sistema híbrido.	66
Figura 17	– Teste de estanqueidade e troca do material filtrante do WCVD.....	67
Figura 18	– Seleção de macrófitas para transplântio na EETE.	68
Figura 19	– EETE em diferentes momentos da operação.	68
Figura 20	– Bomba da estação elevatória de esgoto bruto e tubo camisa.....	70
Figura 21	– Conjunto bomba-timer responsável pela aplicação de esgoto no sistema híbrido.	71
Figura 22	– Aparato para medição de vazão aplicada.....	72

Figura 23 – Equipamento <i>datalogger</i> para registro de acionamento da bomba.	73
Figura 24 – Posições de medição do equipamento basculante para aferição de volume de saída do WCVD.	75
Figura 25 – Amostras do esgoto afluente e efluente ao sistema híbrido.	76
Figura 26 – Visão geral do sistema híbrido durante o período de poda.	78
Figura 27 – Detalhe do corte inclinado realizado durante a poda.	78
Figura 28 – Estruturação da apresentação dos resultados.	84
Figura 29 – Comportamento da vazão máxima de saída ($Q_{máx}$) no WCVD discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.	86
Figura 30 - Comportamento do tempo percorrido para se atingir $Q_{máx}$ ($\Delta tQ_{máx}$) no WCVD discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.	87
Figura 31 – Histogramas de vazão máxima na saída de WCVD, discriminados por pulsos e dias de operação.	88
Figura 32 – Comportamento temporal de $Q_{máx}$ e $\Delta tQ_{máx}$ ao longo do monitoramento no WCVD.	88
Figura 33 – Comparativo entre os hidrogramas de saída do WCVD registrados durante duas semanas de operação em momentos distintos do monitoramento.	89
Figura 34 – Comportamento temporal de ST, SV e SF por grama de areia na superfície e fundo do WCVD.	90
Figura 35 – Comportamento da vazão máxima de saída ($Q_{máx}$) no WCH discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.	92
Figura 36 – Comportamento do tempo percorrido para se atingir $Q_{máx}$ ($\Delta tQ_{máx}$) no WCH discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.	93
Figura 37 – Histogramas de vazão máxima na saída de WCH, discriminados por pulsos e dias de operação.	94
Figura 38 – Comportamento temporal de $Q_{máx}$ e $\Delta tQ_{máx}$ ao longo do monitoramento no WCVD.	94
Figura 39 – Comparativo entre os hidrogramas de saída do WCH registrados durante três semanas de operação em momentos distintos do monitoramento.	95

Figura 40	– Comportamento temporal de ST, SV e SF por grama de areia na superfície e fundo ao longo das seções de início, meio e fim do WCH.....	96
Figura 41	– Boxplot da ETP no WCVD por dia da semana.....	97
Figura 42	– Boxplot da ETP no WCH por dia da semana.....	101
Figura 43	– Comportamento médio da DQO ao longo do perfil vertical do WCVD.....	108
Figura 44	– Comportamento temporal da DQO afluente e efluente ao WCVD, em termos de concentração.....	109
Figura 45	– Comportamento temporal dos SST na unidade WCVD .	110
Figura 46	– Taxas de precipitação ao longo da operação, em mm.semana ⁻¹ .	111
Figura 47	– Comportamento médio do N-NH ₄ ⁺ ao longo do perfil vertical do WCVD.....	114
Figura 48	– Correlações lineares de Person observadas entre os compostos nitrogenados.	116
Figura 49	– Comportamento médio de produção de N-NO ₃ ⁻ ao longo do perfil vertical do WCVD.	117
Figura 50	– Comportamento temporal da Produção líquida de N-NO ₃ ⁻ e a Produção líquida de N-NO ₂ ⁻ no WCVD.	117
Figura 51	– Comportamento médio do N-NO ₂ ⁻ ao longo do perfil vertical do WCVD.....	119
Figura 52	– Comportamento médio do P-PO ₄ ³⁻ ao longo do perfil vertical do WCVD.....	121
Figura 53	– Comportamento temporal de do P-PO ₄ ³⁻ no WCVD	122
Figura 54	– Correlação entre a Alcalinidade e o pH no efluente do WCVD.....	124
Figura 55	– Comportamento temporal do afluente e efluente do WCVD em relação às variáveis a) Alcalinidade e b) pH.	124
Figura 56	– Correlações entre os parâmetros de qualidade N-NH ₄ ⁺ e a a) Alcalinidade e b) pH, no efluente do WCVD.....	125
Figura 57	– Comportamento médio da Alcalinidade ao longo do perfil vertical do WCVD.....	126
Figura 58	– Comportamento médio da DQO ao longo do WCH.	130
Figura 59	– Comportamento temporal do afluente e efluente do WCH em termos de DQO.	130
Figura 60	– Comportamento temporal do afluente e efluente do WCH em termos de N-NH ₄ ⁺	133
Figura 61	– Comportamento médio de N-NH ₄ ⁺ ao longo do WCH...	134
Figura 62	– Comportamento médio de N-NO ₂ ⁻ ao longo do WCH....	135

Figura 63 – Comportamento médio de N-NO_3^- ao longo do WCH considerando somente a carga afluente.....	136
Figura 64 – Comportamento temporal do afluente e efluente do WCH em termos de N-NO_3^-	137
Figura 65 – Comportamento temporal da eficiência de remoção de NT em termos de concentração no WCH.	139
Figura 66 – Comportamento temporal do afluente e efluente do WCH em termos de concentração de P-PO_4^{3-}	140
Figura 67 – Comportamento médio de P-PO_4^{3-} ao longo do WCH.	141
Figura 68 – Comportamento temporal do balanço de alcalinidade entre o afluente e efluente do WCH.....	142
Figura 69 – Comportamento médio da alcalinidade ao longo do WCH.	142
Figura 70 – Carregamentos aplicados, remoções de carga e evapotranspiração das unidades constituintes do sistema híbrido considerando a área superficial de cada unidade.....	147

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Estudos de sistemas híbridos WCVD-WCH em ordem cronológica de publicação.	34
Tabela 2 – Sistemas híbridos aplicados ao tratamento de diferentes esgotos com diferentes dimensões e macrófitas plantadas. .	49
Tabela 3 – Eficiências médias de sistemas híbridos, por parâmetro analisado.	50
Tabela 4 – Eficiências esperadas para unidade WCVD embasadas em experimentos em bancada.	57
Tabela 5 – Sumário de critérios de projeto adotados para dimensionamento do sistema híbrido.	59
Tabela 6 – Sumário do projeto executivo das unidades WCVD e WCH.	69
Tabela 7 – Horário de funcionamento da EETE.	73
Tabela 8 – Metodologia empregada por parâmetro de qualidade analisado.	77
Tabela 9 – Sumário de condições operacionais do sistema híbrido.	79
Tabela 10 – Estatística descritiva da ETP (mm.d^{-1}), da unidade WCVD, discriminada por dia.	97
Tabela 11 – Balanço Hídrico e cálculo de ETP, da unidade WCVD, discriminada por semana.	99
Tabela 12 – Estatística descritiva da ETP (mm.d^{-1}), da unidade WCVD, para série histórica discriminada por semana.	99
Tabela 13 – Estatística descritiva da ETP (mm.d^{-1}), da unidade WCH, discriminada por dia.	101
Tabela 14 – Balanço Hídrico e cálculo de ETP, da unidade WCH, discriminada por semana.	102
Tabela 15 – Estatística descritiva ETP (mm.d^{-1}), da unidade WCH, para série histórica discriminada por semana.	102
Tabela 16 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCVD em termos de concentração.	105
Tabela 17 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCVD em termos de carga, considerando a área superficial.	106
Tabela 18 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCH em termos de concentração.	127
Tabela 19 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCH em termos de carga, considerando a área superficial.	128

Tabela 20 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do sistema híbrido em termos de concentração.....	144
Tabela 21 – Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do sistema híbrido em termos de carga, considerando a área superficial total do sistema....	145
Tabela 22 – Comparativo entre os resultados obtidos por este estudo e entre a média fornecida na revisão de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH realizada por Vymazal (2013).	148
Tabela 23 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema híbrido considerando diferentes legislações	149

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AOA	Arqueas Oxidadoras de Amônia
BOA	Bactérias Oxidadoras de Amônia
CTP	Central de Processamento de Dados
EB	Estação de bombeamento
EETE	Estação Escola de Tratamento de Esgoto
ETP	Evapotranspiração
GESAD	Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
PV	Poço de Visita
R1	Reservatório Elevado
R2	Poço Úmido
R3	Reservatório de passagem WCVD
R4	Reservatório de passagem WCH
RAC	Reator Anaeróbio Compartmentado
TAH	Taxa de Aplicação Hidráulica
TS	Tanque Séptico
UFSC	Universidade Federal de Santa Catarina
WC	<i>Wetlands</i> Construídos
WCFS	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Superficial
WCH	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Horizontal
WCVD	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical Descendente
WCVD-FS	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical Descendente Modificado de Fundo Saturado

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA	26
2. OBJETIVOS E FINALIDADE.....	29
2.1. OBJETIVO GERAL.....	29
2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	29
3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	30
3.1. CONTEXTUALIZAÇÃO E HISTÓRICO DA TECNOLOGIA	30
3.1.1. Classificação dos <i>Wetlands</i> Construídos	30
3.1.2. <i>Wetlands</i> Construídos de Fluxo Horizontal (WCH).....	31
3.1.3. <i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical Descendente (WCVD).....	32
3.1.4. Sistema Híbrido de <i>Wetlands</i> Construídos: WCVD-WCH	33
3.2. FUNDAMENTOS DE FUNCIONAMENTO	35
3.2.1. Macrófitas.....	35
3.2.2. Material Filtrante	37
3.2.3. Micro-organismos	38
3.3. CONDIÇÕES OPERACIONAIS E ASPECTOS HIDRÁULICOS EM WCVD E WCH	40
3.3.1. WCVD.....	40
3.3.1.1. Dimensionamento de unidades WCVD.....	43
3.3.1.2. Colmatção em WCVD e impactos hidráulicos	45
3.3.2. WCH.....	46
3.3.2.1. Condutividade hidráulica e colmatção em WCH.....	47
3.4. DESEMPENHO DE WC HÍBRIDOS.....	48
4. MATERIAIS E MÉTODOS	53
4.1. CONCEPÇÃO, DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS DE PROJETO	53
4.1.1. Dimensionamento do tanque séptico.....	54
4.1.2. Dimensionamento do sistema híbrido	56

4.1.3. Sumário do projeto do sistema híbrido	59
4.2. EXECUÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL EM ESCALA REAL	60
4.2.1. Estrutura e dimensões dos WC.....	60
4.2.2. Preenchimento dos WC com material filtrante	61
4.2.3. Execução do tanque séptico, reservatório elevado, poço úmido e reservatórios de passagem.....	65
4.2.4. Verificação de estanqueidade e testes hidráulicos	66
4.2.5. Transplântio das macrófitas	67
4.2.6. Sumário da execução do sistema híbrido	69
4.3. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO, AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO.....	70
4.3.1. Estação elevatória de esgoto bruto	70
4.3.2. Aplicação de esgoto no WCVD	71
4.3.3. Medição de vazão e volume aplicados no sistema híbrido..	71
4.3.4. Carregamentos orgânico e hidráulico aplicados no WCVD	73
4.3.5. Reservatório elevado R1	74
4.3.6. Medição de vazão de saída.....	75
4.3.7. Amostragem e análises de qualidade	76
4.3.8. Poda das macrófitas.....	78
4.3.9. Sumário da operação do sistema híbrido.....	79
4.4. TESTES HIDRÁULICOS	80
4.4.1. Vazões de saída.....	80
4.4.2. Balanço hídrico	81
4.5. CÁLCULO DE CARGAS APLICADAS E DE SAÍDA	82
4.6. ESTATÍSTICA E TRATAMENTO DE DADOS	83
4.7. APTIDÃO DE LANÇAMENTO	83
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	84
5.1. ASPECTOS HIDRÁULICOS DOS WC	85
5.1.1. Vazões de saída WCVD.....	85
5.1.2. Vazões de saída WCH.....	91

5.2. BALANÇO HÍDRICO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO DOS WC.....	96
5.2.1. Balanço hídrico WCVD	96
5.2.2. Balanço hídrico WCH	100
5.3. DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE POLUENTES NAS UNIDADES DE TRATAMENTO	104
5.3.1. WCVD.....	104
5.3.1.1. Matéria Orgânica Carbonácea	106
5.3.1.2. Sólidos Suspensos Totais	109
5.3.1.3. Compostos Nitrogenados	112
5.3.1.4. Ortofosfato	120
5.3.1.5. Alcalinidade e pH.....	123
5.3.2. WCH.....	126
5.3.2.1. Matéria Orgânica Carbonácea	128
5.3.2.2. Sólidos Suspensos Totais	131
5.3.2.3. Compostos Nitrogenados	132
5.3.2.4. Ortofosfato	139
5.3.2.5. Alcalinidade e pH.....	141
5.3.3. Sistema híbrido.....	143
5.3.3.1. Matéria orgânica carbonácea.....	150
5.3.3.2. Sólidos suspensos totais	152
5.3.3.3. Compostos nitrogenados	152
5.3.3.4. Ortofosfato	155
5.3.3.5. Alcalinidade e pH.....	156
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS	157
7. CONCLUSÕES.....	162
8. RECOMENDAÇÕES FUTURAS	164
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	165
10. APÊNDICES	183

1. INTRODUÇÃO E JUSTIFICATIVA

O direito de acesso a um saneamento efetivo e de qualidade pertence a todos brasileiros, conforme estabelecido pela lei federal 11.445 de 2007, a Política Nacional de Saneamento Básico. Ela estabelece que a universalização do saneamento é um princípio fundamental, sendo a diretriz para fomento de atividades que busquem fornecer de forma integral serviços de saneamento em todo território brasileiro.

Contudo, a universalização ainda não foi alcançada no Brasil. A abordagem de tratamento centralizado de esgotos, utilizando redes coletoras e grandes estações de tratamento, mostra-se limitada para a pluralidade de cenários brasileiros. O atendimento e tratamento de efluentes de forma coletiva não se faz presente ao longo de todo o país, especialmente em ambientes com baixa densidade demográfica, como bairros periféricos e zonas rurais. Tais localidades são muito representativas da realidade brasileira, como apontado por IBGE (2014). Segundo a pesquisa, de um total de 5.566 municípios brasileiros avaliados, somente 10% dos municípios possuem população maior que 50.000 habitantes. Do restante, mais de um quarto possui entre 1.000 e 5.000 habitantes e aproximadamente 30%, entre 10.000 e 20.000 habitantes (IBGE, 2014).

A inexistência de sistemas de esgotamento sanitário centralizado em municípios de pequeno porte está associada ao alto custo de implantação de tais sistemas, além de falta de mão de obra especializada para operação e manutenção de sistemas que demandem uma operação refinada. Segundo o 19º diagnóstico realizado pelo Sistema Nacional de Informações de Saneamento (SNIS, 2013), somente 56,3% dos municípios brasileiros urbanos possuem sistema de esgotamento sanitário, sendo que, 69,4% desses, ou aproximadamente 39% da totalidade de municípios brasileiros, incluem tratamento de esgotos ao sistema de esgotamento (SNIS, 2013).

Dessa forma, a compreensão, consolidação e difusão de tecnologias de tratamento descentralizado se fazem imprescindíveis para se atender os diferentes cenários existentes no Brasil e, assim, aproximar-se da universalização do saneamento básico.

Dentre as diversas classificações propostas na literatura, Libralato et al. (2012) apontam como principais características das tecnologias descentralizadas de tratamento de águas residuárias o tratamento próximo a fonte geradora, a diversidade em tecnologias de tratamento, a segregação de efluentes na fonte, a reutilização de

efluentes tratados e a operação e manutenção mais próximas aos geradores, tanto em aspectos físicos quanto operacionais.

Dentre às diferentes alternativas tecnológicas de tratamento descentralizado de esgotos, destaca-se a tecnologia de *Wetlands* Construídos (WC). Os WC simulam e replicam, de forma otimizada, ambientes naturais onde ocorrem o amortecimento e absorção de cargas orgânicas na natureza. Esses sistemas permitem a obtenção de efluentes com parâmetros de qualidade superiores quando comparados aos tratamentos primários, e até mesmo aos secundários, em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea, sólidos em suspensão, frações nitrogenadas e patógenos presentes nos esgotos.

Além disso, a tecnologia apresenta baixo custo de implantação e manutenção, comparado com tecnologias convencionalmente adotadas em soluções centralizadas, como por exemplo lodos ativados e reatores UASB. Também, possui operação simplificada, caracterizando-se, assim, como uma ecotecnologia com cunho social (SEZERINO, 2006). Outro fator muito valorizado nesta tecnologia é seu apelo estético, que concilia a eficiência esperada de uma obra de engenharia, com o paisagismo e beleza natural proporcionada pela presença de um jardim.

Dentre as diferentes modalidades de WC, os sistemas híbridos são uma alternativa que apresenta elevados níveis de tratamento. Os sistemas híbridos são arranjos de diferentes unidades de WC em série, que almejam alcançar níveis de tratamentos avançados de esgotos, especialmente referente à remoção de nitrogênio (COOPER, 1999).

Os sistemas híbridos, como todos os WC, são sistemas abertos, uma vez que seu comportamento é em muito influenciado por fatores externos como a temperatura, a precipitação e a insolação solar. Assim, a realização de estudos em escala local faz-se necessária para verificação da eficácia e das eficiências tangíveis de tratamento para um determinado contexto climático, biológico e cultural.

Neste argumento, apesar dos sistemas híbridos já serem mundialmente consolidados como alternativa viável para tratamento avançado de esgotos, a realização de estudos de tais sistemas na realidade brasileira é necessária para consolidação da tecnologia no país.

A literatura apresenta raros estudos de sistemas híbridos de WC sob o contexto brasileiro (MACHADO et al., 2016). Além disso, se considerado um tempo de monitoramento de até dois anos, juntamente com análise de correlação de desempenho de tratamento com o comportamento hidráulico, os estudos se tornam virtualmente ausentes na literatura atual.

Dessa forma, este trabalho objetivou contribuir para com o preenchimento desta lacuna ao se analisar o comportamento de um sistema híbrido de WC, ao longo de seus dois primeiros anos de operação, em termos de desempenho de remoção de poluentes e comportamento hidráulico.

O sistema em estudo possui escala real e está situado na estação experimental de *wetlands* construídos, do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O GESAD é um grupo referência em âmbito nacional em estudos sobre os WC, atuante nesta linha de pesquisa há mais de 10 anos, tanto em WCVD (TREIN, 2015; SANTOS, 2015) em WCH (GUIMARÃES, 2013; ROUSSO, 2014), e em sistema híbridos (SEZERINO, 2006). Por se tratar de uma linha de pesquisa multidisciplinar, diferentes estudos abordando a compreensão dos processos envolvidos nesta tecnologia ocorreram, abrangendo desempenho de tratamento de diferentes fontes de poluição, como esgoto sanitário, águas cinzas, lodo, suinocultura e bovinocultura. Além disso, também estudaram-se o papel das macrófitas, a dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante, e os processos hidrodinâmicos em WC.

2. OBJETIVOS E FINALIDADE

2.1. OBJETIVO GERAL

Avaliar o desempenho de remoção de poluentes presentes em esgoto sanitário submetido ao tratamento em um sistema híbrido de *wetlands* construídos, bem como seu comportamento hidráulico, ao longo dos dois primeiros anos de operação.

2.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar o comportamento hidráulico das unidades, em função das vazões de pico de saída e seus respectivos tempos de resposta;
- Realizar o balanço hídrico do WCVD e do WCH, e estimar valores de evapotranspiração e eficiências de remoção de poluentes em termos de carga removida;
- Analisar o desempenho do sistema híbrido em termos de remoção de poluentes, ao longo dos dois primeiros anos de operação;
- Analisar a remoção de poluentes em termos espaciais das unidades WCVD e WCH;
- Verificar a aptidão de lançamento do efluente tratado conforme legislações nacionais e estaduais.

3. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

3.1. CONTEXTUALIZAÇÃO E HISTÓRICO DA TECNOLOGIA

3.1.1. Classificação dos *Wetlands* Construídos

Wetlands construídos (WC) são sistemas concebidos para replicar e otimizar processos naturais ocorrentes em ambientes alagados, como pântanos e mangues. Normalmente são utilizados como sistemas de tratamento de efluentes, sejam industriais, agrícolas, domésticos ou pluviais (BRIX, 1998; VYMAZAL, 2009). Contudo, os WC podem também ser aplicados para o controle de enchentes e retenção de sedimentos (BRUESKE, BARRETT, 1994; LUO et al., 1997; MITSCH et al., 2014).

A classificação dos WC utilizados para o tratamento de águas residuárias ainda não é um consenso em meio à comunidade acadêmica. Contudo, observa-se que a presença de macrófitas, um tipo de planta adaptado a ambientes alagados, é uniformidade em meio às classificações propostas por pesquisadores desta tecnologia. A classificação mais comumente adotada para os WC (FONDER, HEADLEY, 2013), refere-se ao tipo de escoamento hidráulico nas unidades (Figura 1), uma vez que os parâmetros hidráulicos são responsáveis pela atuação de diversos processos de depuração de poluentes nesta tecnologia, abordados em maior detalhe no item 3.2.

Primeiramente, dividem-se os WC em unidades com escoamento superficial, apresentando lâmina livre, e unidades com escoamento subsuperficial, apresentando material filtrante através do qual o afluente percola. As subdivisões posteriores referem-se à direção do fluxo hidráulico, seja horizontal, vertical ou combinado/modificado. Outras subdivisões referem-se ao tipo de material filtrante, para os WC de escoamento subsuperficial, e arranjo das unidades e do sistema de tratamento.

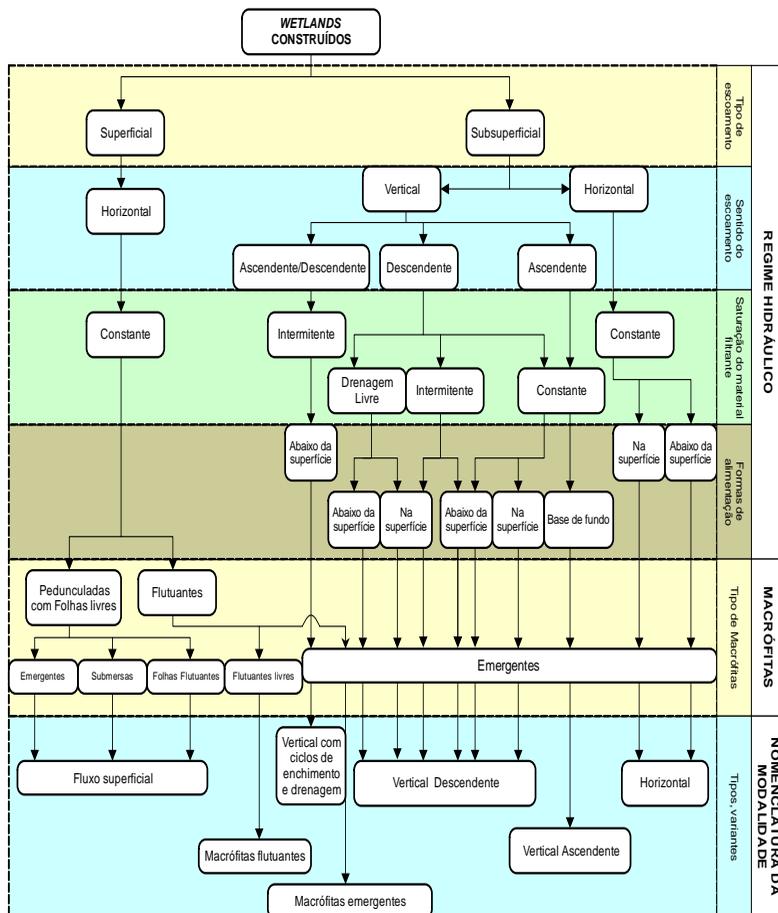


Figura 1 – Classificação dos *wetlands* construídos.

Fonte: Adaptado de Fonder e Headley. (2013)

3.1.2. *Wetlands* Construídos de Fluxo Horizontal (WCH)

A concepção das unidades WCH foi realizada por Seidel no final dos anos 60 (SEIDEL, 1965), e consistiam em unidades geralmente retangulares, revestidas com mantas impermeáveis e preenchidas com material filtrante de alta condutividade hidráulica.

Nesta modalidade de *wetland* construído, o esgoto percola lentamente da zona de entrada, através do material filtrante, até a zona de saída, onde se regula o nível e saturação do meio utilizando-se um controlador hidráulico (Figura 2). A presença de plantas e a saturação do

reator resulta na passagem do efluente em zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbias, ainda que se predominem as duas últimas (VYMAZAL, 2005).

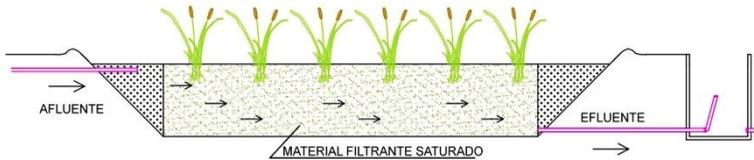


Figura 2 – Esquema de um *Wetland* Construído Horizontal

Fonte: Acervo GESAD

No final da década de 1980, a tecnologia de WCH já era empregada em diversos países europeus, Estados Unidos (WATSON et al., 1990) e Austrália (BAVOR et al., 1997). Na década seguinte, este modelo se tornou a modalidade de WC em maior uso na Europa. A abundância e compartilhamento de experiências em solo europeu, resultou na confecção do *European design and operation guidelines for reed bed treatment systems* (COOPER, 1990), divulgado na segunda Conferência de *Wetlands* Construídos, realizada em setembro de 1990 em Cambridge.

A consolidação dos WCH resultou numa maior compreensão de seu funcionamento, estabelecimento de níveis esperados de remoção e, também, reconhecimento de suas limitações de aplicação.

Apesar das experiências relatarem remoções satisfatórias de DBO e SST, a remoção de nutrientes, especificamente de nitrogênio e fósforo, mostra-se geralmente reduzida ao se empregar unicamente o WCH (VYMAZAL, 2013).

3.1.3. *Wetland* Construído de Fluxo Vertical Descendente (WCVD)

Nesta modalidade de *wetland* construído, o esgoto é aplicado uniformemente na superfície e percola por meio do maciço filtrante, que se encontra insaturado. O esgoto é então coletado no fundo do reator por meio de um conjunto de tubulações (Figura 3).

Esta modalidade é amplamente aplicada na Europa para tratamento de pequenas fontes de poluição, especialmente em países como Áustria, Dinamarca, França, Alemanha e Reino Unido (KADLEC; WALLACE, 2009).

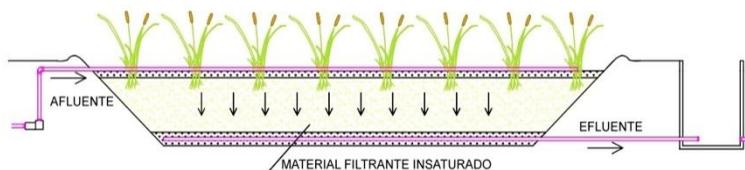


Figura 3 – Esquema de um *Wetland* Construído Vertical de Fluxo Descendente
Fonte: Acervo GESAD

A aplicação de esgoto em um maciço insaturado permite o arraste de oxigênio, criando condições favoráveis para processos oxidativos, como a nitrificação (PLATZER, 1999).

Contudo, tal como o WCH, a modalidade de WCVD apresenta limitações quanto a eficiência de remoção de alguns poluentes. Especificamente em relação aos compostos nitrogenados, o processo de desnitrificação não se faz presente de forma substancial neste tipo de WC, resultando em baixas remoções de Nitrogênio Total (NT).

Dessa forma, visando-se alcançar efluentes mais refinados, com menores teores de, principalmente, nitrogênio, alguns pesquisadores elaboraram arranjos em série entre modalidades de WCVD e WCH. Isto culminou nos chamados sistemas híbridos de *wetlands* construídos.

3.1.4. Sistema Híbrido de *Wetlands* Construídos: WCVD-WCH

Observadas as características de cada modalidade de WC e objetivando-se a complementação das eficiências alcançadas por cada uma delas, pesquisadores propuseram linhas de tratamento sequencias de WC.

Neste contexto, surgiram os denominados sistemas híbridos de WC que, fundamentalmente, são o arranjo em série de WC (VYMAZAL, 2013). O arranjo mais comum de sistemas híbridos é embasado no modelo proposto por Seidel (1965), composto por um ou mais WCVD seguido por um ou mais WCH (VYMAZAL, 2013).

O arranjo híbrido WCVD-WCH, permite a oxidação de amônia a nitrito e nitrato na unidade WCVD, uma vez que nesta predominam condições aeróbias, seguido pela redução do nitrato a nitrogênio gasoso na unidade WCH, primordialmente anóxica/anaeróbia. Assim, é possível obter um efluente totalmente nitrificado e parcialmente desnitrificado (VYMAZAL, 2013).

Este arranjo também oferece elevados percentuais de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos. Contudo, ele não se mostra adequado para efluentes que necessitem elevados percentuais de remoção de fósforo e patógenos (VYMAZAL, 2005).

Apesar das experiências relatadas da década de 1980, a maior adoção dos sistemas híbridos se deu a partir década de 1990, culminando no início do século 21 até os dias atuais. Foi deste período em diante que a modalidade se espalhou pela Europa e posteriormente pelo mundo. A Tabela 1 exemplifica estudos em diferentes países por ordem cronológica de publicação, segundo revisão realizada por Vymazal (2005), Vymazal (2013), Machado et al. (2016).

Tabela 1 – Estudos de sistemas híbridos WCVD-WCH em ordem cronológica de publicação.

País	Autor (ano de publicação)
Alemanha	Seidel (1965)
França	Vuillot e Boutin (1987)
Reino Unido	Burka e Lawrence (1990)
Eslovênia	Urbanc-Berčič e Bulc (1994)
Noruega	Mæhlum e Stålancke (1999)
Áustria	Mitterer-Reichmann (2002)
Irlanda	O’Hogain (2003)
Polônia	Obarska-Pempkowiak e Gajewska (2003)
Itália	Pucci et al (2004)
México	Belmont et al. (2004)
Tunísia	Keffala e Ghrabi (2005)
Taiwan	Lin et al. (2005)
Bélgica	Lesage (2006)
Canadá	Linsley et al. (2006)
China	Liu et al. (2007)
República Tcheca	Vymazal e Kröpfelova (2008)
Coréia	Seo et al. (2008)
Turquia	Tunçsiper (2009)
Nepal	Singh et al. (2009)
Brasil	Paulo et al. (2009)
Espanha	Herrera Melián et al. (2010)
Japão	Kato et al. (2010)
Marrocos	El Hamouri et al. (2010)
Tailândia	Brix et al. (2011)
Nova Zelândia	Tanner et al. (2012)

Tabela 1 – Estudos de sistemas híbridos WCVD-WCH em ordem cronológica de publicação.

País	Autor (ano de publicação)
Bangladesh	Saeed et al. (2012)
Quênia	Kimani et al. (2012)

Fonte: Adaptado de Vymazal (2005), Vymazal (2013) e Machado et al. (2016)

Os mecanismos de depuração, condições de operação e características hidráulicas de cada modalidade de WC e as eficiências médias esperadas para este arranjo, objeto de estudo deste trabalho, serão abordados nos itens 3.2, 3.3 e 3.4, respectivamente.

3.2. FUNDAMENTOS DE FUNCIONAMENTO

A depuração dos poluentes dos esgotos em WC são provenientes de processos de natureza física, química e, principalmente, biológica. A compreensão do operar destes elementos auxilia na otimização de tais processos naturais, aumentando a eficiência da tecnologia de WC.

Por se tratar de um sistema aberto, os WC estão sujeitos a diferentes variáveis que regulam os processos internos de tratamento nesta tecnologia. Como exemplos de processos relacionados ao tratamento de poluentes ocorrentes nos WC estão a assimilação de nutrientes pelas plantas, a filtração e sedimentação de SST, a volatilização de amônia, a adsorção de nutrientes e outros compostos, e a degradação microbiana (FAULWETTER et al., 2009).

Nesta revisão, os principais processos que diretamente afetam o comportamento das unidades de tratamento foram destacados, a fim de elucidar os elementos atuantes e suas respectivas relevâncias para se obter efluentes refinados em WC.

3.2.1. Macrófitas

As macrófitas são uma vasta gama de organismos do reino *Plantae*. Este grupo abrange desde angiospermas até algas macroscópicas.

Por serem autotróficas fotossintetizantes, as macrófitas são capazes de converter energia solar em energia química, armazenada em forma de matéria orgânica. A matéria orgânica poderá, então, ser utilizada como fonte de energia por seres heterotróficos, como bactérias e fungos (BRIX, 1997).

Além de possuírem este papel motriz na cadeia trófica, as macrófitas possuem elevada importância para a manutenção do equilíbrio ecológico em *wetlands* naturais e para a operação e correto funcionamento de WC. Brix (1997) identifica algumas de suas funcionalidades em unidades de WC, como:

- Estabilização da superfície do filtro;
- Promoção de boas condições para o processo físico de filtração;
- Aeração da rizosfera (região de contato entre solo e raízes);
- Promoção de área disponível para aderência de micro-organismos nas raízes;
- Remoção de nutrientes devido o requerimento nutricional das plantas;
- Embelezamento paisagístico.

Referente à assimilação de nutrientes presentes no esgoto pelas macrófitas, Vymazal (2005) afirma que as macrófitas são capazes de remover cerca de 10% do total de nitrogênio através da tecnologia de WC. Brix (1997) relata um capacidade de remoção através da poda de 200 a 2500 kgN/ha.ano.

A nível global, observam-se três tipos de macrófitas mais empregadas em WC: *Phragmites australis* ou popularmente conhecida como caniço, não nativa do Brasil; *Typha* spp. ou mais comumente chamada de taboa; e, *Juncus* spp, também chamada de junco. Todas são classificadas como emergentes, possuindo uma taxa de crescimento de muito rápida a moderada, e densidades classificadas como densas (COOPER et al., 1996).

Apesar das macrófitas acima descritas serem as mais implantadas em WC, a escolha da planta não se deve restringir a estas espécies. Os fatores determinantes para escolha da espécie, tendo em vista o caráter ecológico e de baixo custo dessa tecnologia, são a abundância das plantas na localidade e o custo de plantio e de poda regular. Deve-se levar em consideração, também, à adaptabilidade da espécie, expressa pela tolerância da planta a ambientes saturados ou insaturados e ao contato com concentrações elevadas de matéria orgânica, nutrientes ou outros poluentes específicos do efluente a ser tratado.

3.2.2. Material Filtrante

O material filtrante, ou meio suporte, é o elemento de sustentação das macrófitas, aderência do biofilme e o agente responsável pela filtragem do efluente nos WC. Contudo, além de atuar forma física através do processo de filtragem, ele também está envolvido na maioria das reações bioquímicas que se desenvolvem no interior dos WC.

Sua atuação bioquímica ocorre pelo fato do maciço filtrante atuar como suporte para o desenvolvimento do biofilme microbiano, além de realizar o processo de adsorção de poluentes sobre seus grãos constituintes.

Idealmente, o material filtrante deve possuir características que conciliem um bom fluxo hidráulico através de seus poros com um bom potencial reativo de adsorção. O primeiro deve permitir a filtragem de SST presentes no efluente sem que o sistema colmate rapidamente, enquanto que o segundo deve favorecer a adsorção de compostos inorgânicos presentes no esgoto.

Contudo, a associação de ambas as características em um único material acessível não é evidente. As areias, por exemplo, possuem ótima condutividade hidráulica, mas baixos teores de reatividade; as argilas, por sua vez, apresentam uma elevada capacidade de adsorção, mas são praticamente impermeáveis. A escolha do material é, portanto, uma ponderação entre estes fatores, condicionada à finalidade do tratamento.

Na literatura encontram-se recomendações de utilização de areias e britas para finalidades de tratamento secundário e terciário de esgotos domésticos. Sua escolha se dá, também, pela maior facilidade de caracterização destes materiais e experiências de sucesso relatadas. Para areias, recomenda-se a escolha de materiais que possuam (COOPER et al., 1996; PLATZER, 1999; ARIAS et al., 2001):

- diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20mm;
- coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades;
- coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (K_s), maior ou igual a 10^{-4}m.s^{-1} ($\geq 10^{-2} \text{cm.s}^{-1}$ ou $\geq 0,36 \text{m.h}^{-1}$).

O diâmetro efetivo (d_{10}) é definido como o diâmetro correspondente a 10% em peso total das partículas menores que ele (CAPUTO, 1996). A curva granulométrica do material pode ser definida a partir desse índice, sendo possível prever o coeficiente de uniformidade e a condutividade hidráulica inicial do material em estudo.

3.2.3. Micro-organismos

Apesar dos diferentes processos envolvidos na depuração de poluentes nos WC, a ação dos micro-organismos é reconhecida como o principal agente no tratamento dos compostos biodegradáveis presentes nos esgotos (HATANO et al., 1994; KADLEC; KNIGHT, 1996). Em WC, a diversidade e abundância de micro-organismos é enorme, destacando-se o grupo das bactérias (FAULWETTER et al., 2009) e arqueas (PELISSARI, 2017).

O surgimento e predominância de comunidades específicas de micro-organismos está intimamente ligado às condições do ambiente em seu entorno, em termos de disponibilidade de oxigênio e carbono, temperatura, potencial redox e material suporte.

O material filtrante é o responsável por propiciar o local de fixação das comunidades bacterianas, formando o chamado biofilme (KADLEC; WALLACE, 2009). O biofilme (Figura 4) pode ser definido como um conjunto de micro-organismos e de produtos extracelulares que se aderem sobre um suporte sólido, formando uma camada volumosa e espessa, com uma estrutura externa não totalmente regular e uniforme (COSTA, 1989).

Quanto maior a área específica do meio suporte, maior será a quantidade de micro-organismos aderidos a ele (KADLEC; KNIGHT, 1996). Segundo Truu et al. (2009), partículas menores como a argila, apresentam maior capacidade de proteção da biomassa microbiana, fornecendo uma grande área de superfície para interações micro-organismos e o efluente.

A interação ao longo do biofilme com o esgoto se dá de forma diferenciada devido à variação do gradiente de oxigênio dissolvido no meio. Von Sperling (1996) afirmou que o oxigênio que entra no biofilme é consumido gradualmente, até que o mesmo se extinga e surjam condições anóxicas ou anaeróbias, direcionando o desenvolvimento de outras comunidades microbianas. Segundo MetCalf & Eddy (1991), a coexistência entre condições aeróbias, anóxicas e anaeróbias é uma importante característica dos sistemas com biofilmes.

As regiões aeróbias serão responsáveis pela oxidação do nitrogênio amoniacal a nitrito e em seguida a nitrato. Na camada anóxica ocorrerá a desnitrificação e nas regiões anaeróbias ocorrerá a formação de ácidos orgânicos e a redução de sulfatos (FAULWETTER et al., 2009).

A capacidade ou taxa de degradação dos compostos pelos micro-organismos geralmente é simplificada pelo uso do coeficiente de

degradação K . Este coeficiente expressa a velocidade com que um determinado composto varia dentro do reator, sendo utilizado como parâmetro de projeto de unidades de tratamento, segundo recomendações da literatura.

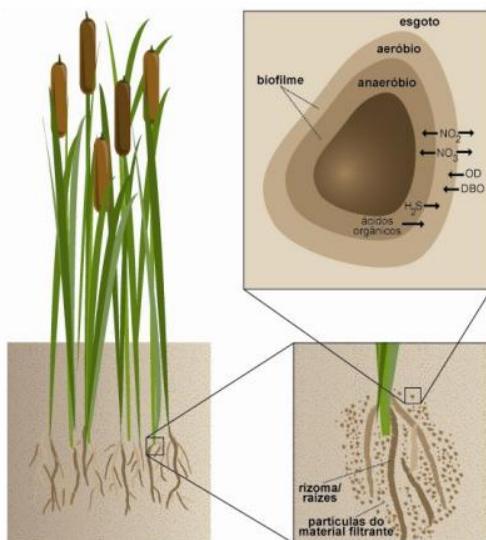


Figura 4 - Disposição das camadas aeróbias e anaeróbias no biofilme.

Fonte: Olijnyk (2008).

Cabe-se ressaltar que a velocidade de degradação biológica geralmente é dependente da temperatura, sendo maior em locais quentes. Contudo, Kadlec e Knight (1996) afirmaram que o K_{DBO} para WC é independente da temperatura ($q=1$), enquanto que o $K_{Nitrogênio}$ varia positivamente com o incremento de temperatura ($q=1,05$)

Além desta relação, o coeficiente de degradação K , por ser um coeficiente de primeira ordem, relaciona-se diretamente com a concentração inicial e com a taxa hidráulica (BRIX, 1987). O mesmo autor aponta que o coeficiente K aumenta gradualmente ao longo do tempo, para um mesmo sistema submetido às mesmas condições. Isto se deve à consolidação e estabilização da comunidade microbiana.

Inicialmente, Kickuth (1977) propôs o dimensionamento de unidades WCH utilizando K_{DBO} igual a $0,19 \text{ m.d}^{-1}$. Contudo, mensurações em campo apontam valores de K inferiores ao recomendado pelo pesquisador alemão. Schierup et al. (1990) relataram o valor médio de $0,083 \text{ m.d}^{-1}$ para 49 sistemas de WCH na Dinamarca,

enquanto que Cooper (1990) apontou valores entre 0,067 e 0,1 m.d⁻¹, para sistemas no Reino Unido. Brix (1987) monitorou 66 sistemas descentralizados de WCH durante dois anos e obteve o valor médio de K_{DBO} de $0,118 \pm 0,022$ m.d⁻¹. O valor recomendado, em caso de ausência de estudos locais, para projeto de unidades WCH atualmente é de 0,1 m.d⁻¹, obtido após décadas de experiência e mensuração em campo, (COOPER et al., 1996).

Para os demais compostos biodegradáveis, tais como compostos nitrogenados e fosforados, Kadlec e Knight (1996), baseados na experiência norte-americana, recomendam o $K_{20}^{\circ C}$: N-total: 0,07 m.d⁻¹, N-orgânico: 0,09 m.d⁻¹, N-amoniaco: 0,09 m.d⁻¹, N-nitrato: 0,13 m.d⁻¹ e P-total: 0,03 m.d⁻¹. Brix (1998), baseado na experiência dinamarquesa, recomenda $K_{20}^{\circ C}$: N-total: 0,03 m.d⁻¹ e P-total: 0,02 m.d⁻¹.

3.3. CONDIÇÕES OPERACIONAIS E ASPECTOS HIDRÁULICOS EM WCVD E WCH

O regime hidráulico, regido pelas condições operacionais estabelecidas, irá condicionar as características dentro dos WC. Por consequência, comunidades específicas de micro-organismos se desenvolverão e o desempenho e capacidade de remoção de poluentes das unidades de tratamentos será caracterizado.

Dessa forma, as condições operacionais e o regime hidráulico imposto são de extrema importância para um correto funcionamento de cada unidade de WC. Unidades de WCVD tendem a ter uma operação distinta de unidades WCH, visto o objetivo de cada uma delas.

Além disso, a hidrodinâmica do sistema é um parâmetro fundamental para dimensionamento do mesmo, uma vez que afeta diretamente a taxa de degradação dos poluentes presentes nos esgotos.

3.3.1. WCVD

As unidades de fluxo vertical discutidas neste trabalho objetivam, primordialmente, oferecer condições aeróbias em meio ao material filtrante. Isto é realizado a fim de favorecer processos de oxidação da matéria orgânica e nitrificação (KADLEC; WALLACE, 2009). A aerobiose do meio é garantida por meios hidráulicos: pela insaturação do WCVD e pela forma de aplicação de esgoto.

A insaturação ocorre devido ao posicionamento da tubulação de coleta no fundo do reator, caracterizando-o como de drenagem livre. Também, deve-se garantir que a taxa de aplicação hidráulica seja

inferior à velocidade de drenagem do efluente, para que o reator seja capaz de drenar todo o líquido e ser preenchido por ar atmosférico novamente (KADLEC; WALLACE, 2009).

A forma de aplicação de esgoto é geralmente intermitente, visando-se a otimização do arraste de oxigênio para dentro dos WCVD. O esgoto é dosado em forma de pulso e distribuído de forma mais uniforme possível em toda a área superficial. Pequenos alagamentos são passíveis de ocorrer na superfície brevemente após a aplicação de esgoto. Este fenômeno ocorre pela dificuldade de percolação imposta pela porosidade do material filtrante, pelas raízes, pelo biofilme aderido aos grãos, pelos compostos inorgânicos acumulados nos vazios, e, principalmente, pelo ar que preenche os vazios restantes do WCVD (SCHWAGER; BOLLER, 1997).

Após vencida esta resistência, o líquido percola verticalmente para baixo, preenchendo os vazios do reator até alcançar a tubulação de coleta no fundo do WCVD. Por fim, o esgoto sai da unidade de tratamento a uma determinada vazão.

A velocidade do fluxo dentro do reator é função da condutividade hidráulica e, principalmente, da carga hidráulica do esgoto aplicado (FREEZE; CHERRY, 1979). Uma vez que a carga hidráulica varia verticalmente ao longo do reator e ao longo do tempo, observa-se uma variação de vazão de saída. Geralmente, constata-se uma rápida ascensão da vazão que, após atingir um valor de pico, decresce gradualmente até que todo efluente seja drenado (Figura 5) (WATSON; DANZIG, 1993; LANGERGRABER, 2001; DITTMER et al., 2005). Assim, a variação do comportamento da vazão de saída é uma forma de se analisar qualitativamente a condutividade hidráulica do reator.

É comum verificar unidades de WCVD em que o tempo de drenagem seja inferior, ou muito próximo, do intervalo dado entre as aplicações (KADLEC; WALLACE, 2009). Dessa forma, o tempo de contato ou tempo de residência do efluente nesta modalidade é relativamente baixo, sendo igual ao tempo de drenagem.

O tempo de drenagem é determinado pela restauração do volume aplicado. Frisa-se, porém, que nem sempre o volume aplicado é igual ao volume recuperado, devido à ação de evapotranspiração pelas plantas e possíveis precipitações pluviométricas. O balanço de massa em um WC pode ser escrito conforme a Equação 1.

A movimentação de ar dentro do reator, ao longo do pulso, é maior na parte superficial que no fundo (KADLEC; WALLACE, 2009). Após a total drenagem do esgoto aplicado, ar atmosférico é arrastado

para dentro do WCVD, em função da subpressão gerada pelo escoamento do líquido (PLATZER, 1999). Kayser e Kunst (2005), associam o processo de convecção como maior responsável pelo preenchimento de ar nas partes inferiores do reator, enquanto que na parte superior predomina o processo de difusão.

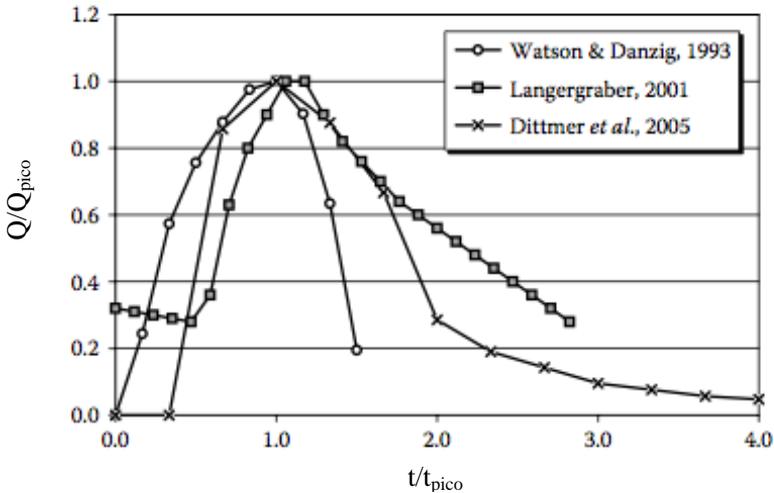


Figura 5 - Exemplos de hidrograma de saída de WCVD normalizados.

Fonte: Adaptado de Kadlec e Wallace (2009).

$$\Delta M = Q_e - ETP + P - Q_s \quad (1)$$

onde:

ΔM = Variação de massa, em $L.d^{-1}$;

Q_e = Volume aplicado em um dia, em $L.d^{-1}$;

ETP = Evapotranspiração, em $mm.d^{-1}$;

P = Precipitação, em $mm.d^{-1}$;

Q_s = Volume recuperado em um dia, em $L.d^{-1}$.

Após a aplicação de esgoto, um intervalo é dado a fim de que o oxigênio possa ser utilizado para oxidar compostos orgânicos e inorgânicos residuais no maciço filtrante (KADLEC; WALLACE, 2009). Pode-se também, adotar a abordagem de repouso de unidades após um período de aplicação, por meio de alternância de módulos em

paralelo. Esta última estratégia operacional visa, em última instância, a sobrevida ou a prorrogação da colmatação, em sistemas tipo WC.

A duração de aplicação de pulsos e seus respectivos intervalos são variáveis na literatura, podendo ter durações na ordem de minutos (SCHWAGER; BOLLER, 1997), horas (WATSON; DANZIG, 1993) ou dias (BURGOON et al., 1999).

3.3.1.1. Dimensionamento de unidades WCVD

Dentre os diversos métodos e modelos utilizados para se dimensionar unidades WCVD, destaca-se o proposto por Platzer (1999). O autor desenvolveu um modelo para dimensionamento de WCVD baseado nas condições operacionais, com enfoque no processo de nitrificação. O autor descarta o uso de coeficientes de degradação k de primeira ordem para estimativa do processo de nitrificação, afirmando que este geralmente procede por meio de reações de ordem zero. Além disso, o autor afirma que os coeficientes de degradação são função de inúmeros parâmetros, sendo específicos para cada unidade de WCVD, visto as condições climáticas, a forma de operação e as características do afluente e do material filtrante.

Assim, o autor sugere um balanço estequiométrico por demanda e consumo de oxigênio em WCVD. Baseando-se nos resultados obtidos por Sengewein (1989), Wiesmann (1994) e estudos próprios, Platzer (1999) adotou a demanda de $0,7\text{gO}_2/\text{gDQO}$ e $4,3\text{gO}_2/\text{gNTK}$, e uma produção de $2,9\text{gO}_2/\text{gNO}_3\text{-N}_{\text{desnitrificado}}$. Os dois primeiros valores referem-se ao consumo de oxigênio para degradação de matéria orgânica e nitrogênio, enquanto que o terceiro refere-se a recuperação de oxigênio por meio da desnitrificação.

Platzer (1999) considerou uma eficiência de 85% de remoção de DQO e 10% de desnitrificação em WCVD. Resulta-se, assim, na Equação 2.

$$DO_2 = 0,85 \times 0,7 \times DQO_a + 4,3 \times NTK_a - 0,1 \times 2,9 \times NTK_a \quad (2)$$

onde:

DO_2 = Demanda de oxigênio, em g.d^{-1} ;

DQO_a = Demanda Química de Oxigênio do afluente, em g.d^{-1} ;

NTK_a = Nitrogênio Total Kjeldahl do afluente, em g.d^{-1} .

A entrada de oxigênio se dá por meio da difusão e da convecção. Para a difusão, Platzer (1999) utilizou a relação de entrada

de $1\text{gO}_2.\text{m}^{-2}.\text{h}^{-1}$. A restrição operacional para este arraste é que o intervalo entre pulsos seja de pelo menos 1,5h. Assim a entrada de oxigênio por difusão (EO_{2d}) é dada pela Equação 3.

$$EO_{2d} = 1 \left(\frac{gO_2}{h \times m^2} \right) \times A_{sup}(m^2) \times [24(h) - 1,5(h) \times n_a] \quad (3)$$

onde:

EO_{2d} = Entrada de oxigênio por difusão, em $\text{g}.\text{d}^{-1}$;

A_{sup} = Área superficial do WCFV, em m^2 ;

n_a = número de aplicações em um dia.

A entrada de oxigênio por convecção é calculada pela taxa de aplicação hidráulica. Platzer (1999) afirmou que para cada litro de efluente aplicado, 1 litro de ar atmosférico será arrastado para dentro do WCVD. A restrição operacional imposta que o efluente permaneça por no máximo 10 minutos após sua aplicação sobre a superfície antes de infiltrar completamente no maciço filtrante. Como o ar contém uma concentração de $300 \text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$, a entrada de oxigênio por convecção (EO_{2c}) é dada pela Equação 4.

$$EO_{2c} = 0,3 \left(\frac{gO_2}{L} \right) \times TAH \left(\frac{m^3}{d} \right) \times 1000 \left(\frac{l}{m^3} \right) \quad (4)$$

onde:

TAH = Taxa de Aplicação Hidráulica, em $\text{m}^2.\text{d}^{-1}$.

Para que o WCVD possa, além de oxidar a matéria orgânica, realizar a nitrificação, faz-se necessário saldo positivo de O_2 no reator, expresso pela condição imposta pela Equação 5.

$$EO_{2d} + EO_{2c} - DO_2 > 0 \quad (5)$$

Platzer (1999) recomendou, para casos onde o balanço de O_2 seja negativo, a redução de n_a para até 3 aplicações/dia, aumento da A_{sup} e a recirculação do efluente. O autor recomendou também um limite de aplicação de $6,5\text{gNTK}.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e TAH de até $250\text{mm}.\text{d}^{-1}$ durante utilização deste modelo de dimensionamento.

3.3.1.2. Colmatação em WCVD e impactos hidráulicos

A operação ao longo do tempo resulta na colmatação do filtro plantado. Platzer e Mauch (1997) identificaram três potenciais mecanismos que causam colmatação em WCVD, sendo complementado por Winter e Goetz (2003):

- Deposição e filtração de particulados inorgânicos presentes no esgoto aplicado, resultando na obstrução dos poros, especialmente na superfície;
- Crescimento de biomassa aderida nos grãos do material filtrante, diminuindo o espaço entre os poros;
- Precipitação química nos poros, como por exemplo o carbonato de cálcio;
- Crescimento de raízes.

Dentre os mecanismos levantados, o primeiro é o que apresenta maior contribuição para redução da vida útil de WCVD, segundo os autores. Sólidos inorgânicos tendem a se acumular nos poros do material filtrante, especialmente nas primeiras camadas de contato, obstruindo a passagem do efluente (KADLEC; WALLACE, 2009).

Kadlec e Wallace (2009) sugerem, então, que carregamentos de $5\text{gSST.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ são uma taxa tolerável para se obter retardamento da colmatação no WCVD. Contudo, os autores ressaltam que valores maiores podem ser aplicados em função da duração dos períodos de repouso.

Os compostos orgânicos, segundo fator levantado por Platzer e Mauch (1997), estão sujeitos à oxidação. A oxidação destes compostos se dá especialmente durante o período de repouso dos ciclos operacionais, sendo, portanto, capazes de serem removidos.

Espera-se que as raízes e o biofilme impeçam o fluxo de efluente somente em uma pequena fração dos poros (LANGERGRABER et al., 2003).

De fato, Blazejewski e MuratBazejewska (1997) afirmaram que o crescimento de biofilme e sua decomposição estão em balanço, não contribuindo para o efeito da colmatação a longo prazo. Langerbraber et al. (2003) afirmaram que a biomassa aderida apresenta um papel muito menor que os sólidos suspensos no processo de colmatação.

Para esgotos altamente carregados, Platzer e Munch (1997) relataram um decréscimo linear da condutividade hidráulica com o

aumento de carregamentos de DQO e DBO. Os autores sugerem um carregamento máximo de $25\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, enquanto que Winter e Goetz (2003) sugerem $20\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Contudo, para Kadlec e Wallace (2009), este decréscimo da condutividade hidráulica com aumento dos carregamentos orgânicos se dá, muito provavelmente, pelo aumento proporcional de SST nos esgotos mais carregados organicamente.

3.3.2. WCH

As unidades de fluxo horizontal diferem das unidades verticais por preconizarem o estabelecimento de ambientes anóxicos e anaeróbios em seu interior. Desta forma, cuidados específicos para carregamento e difusão de O_2 por meios hidráulicos não são recorrentes nos estudos de caso de WCH relatados na literatura.

Assim, WCH são projetados para receberem esgoto, teoricamente, de forma contínua e armazená-lo em seu volume útil. Apesar de na prática a contribuição ser intermitente de acordo com o usuário contribuinte, para simplificação e análise média a longo prazo, a condição de contribuição uniforme geralmente é adotada.

Dessa forma, unidades WCH fornecem um maior tempo de contato do efluente com a microbiota, expresso pelo maior tempo de residência do efluente no reator. Além disso, as condições anóxicas, são favoráveis ao processo de desnitrificação e redução da matéria orgânica.

O tempo de residência teórico é dado pela Equação 9.

$$\tau_{\text{teórico}} = \frac{V_{\text{WCH}} \times \varepsilon}{Q_{\text{aplicado}}} \quad (9)$$

onde:

$\tau_{\text{teórico}}$ = tempo de residência teórico, em d;

Q_{aplicado} = volume de esgoto aplicado em um dia, em $\text{m}^3 \cdot \text{d}^{-1}$;

V_{WCH} = volume interno da unidade, em m^3 ;

ε = porosidade do material filtrante, adimensional.

O V_{WCH} deve considerar a largura e comprimentos internos da unidade, além da altura do fundo até o nível de saída do controlador de nível a jusante do WCH.

Contudo, o $\tau_{\text{teórico}}$ nem sempre condiz com o tempo de residência real τ_{real} . Isto se dá por fatores hidráulicos e hidrológicos. Caminhos preferenciais e, consequentemente, curtos circuitos ou zonas mortas podem ocorrer, devido à não uniformidade do material filtrante,

crescimento de raízes e colmatação de camadas transversais mais próximas ao ponto de aplicação (CHAZARENC et al., 2003). Além disso, fatores como a evapotranspiração e a precipitação fazem variar o volume aplicado, podendo aumentar ou diminuir o τ_{real} , respectivamente (KADLEC; WALLACE, 2009). A aferição da proximidade entre os valores teórico e real de detenção hidráulico é possível através do uso de traçadores. Uma análise qualitativa também pode ser realizada, de forma análoga ao WCVD, em função da observação das vazões de saída do WCH.

3.3.2.1. Condutividade hidráulica e colmatação em WCH

A operação contínua em WCH acaba por obstruir os poros do material filtrante, ocasionando o processo de colmatação do filtro plantado. A colmatação acaba por modificar a condutividade hidráulica do WCH, resultando em comportamento diferenciado ao longo do período de operação da unidade.

Os fatores que influenciam a condutividade hidráulica k são o diâmetro médio das partículas, além de sua variância de distribuição, formato e arranjo, culminando na porosidade final do leito (KADLEC; WALLACE, 2009). A literatura oferece equações para cálculo do coeficiente k para partículas esféricas e uniformes. Contudo, essas equações fornecem resultados superestimados (HU, 1992). Isto se deve à distribuição não uniforme de diâmetros das partículas nos WC, que aumentam o atrito e preenchem os vazios entre as partículas maiores. Dessa forma, Kadlec e Wallace (2009) sugerem a medição em campo para constatação do coeficiente k .

A condutividade k sofrerá alterações ao longo da operação do WCH. Kadlec e Wallace (2009) apontaram que uma redução de um terço da porosidade do leito filtrante reflete-se em um k 10 vezes menor que o original. Os mecanismos responsáveis pela colmatação em WCH são (KADLEC; WALLACE, 2009):

- Acúmulo de sólidos suspensos inertes;
- Acúmulo de compostos orgânicos de difícil degradação;
- Precipitação de compostos químicos;
- Carregamentos elevados de matéria orgânica, estimulando o crescimento do biofilme;
- Crescimento de raízes.

Salvo o último mecanismo, todos os demais ocorrem com maior intensidade na zona de entrada do WCH, onde as taxas de carregamento são maiores. O resultado é uma variação longitudinal de k ao longo do WCH, apresentando valores inferiores na entrada (COOPER et al., 2006).

A diminuição brusca de k resulta no surgimento de escoamento superficial, geralmente na zona de entrada. Cooper et al. (2006) analisaram 256 WCH com longo período de operação. Destes, 111 apresentaram escoamento superficial na zona de entrada após 10 anos de operação.

A atuação dos mecanismos também varia de curto a longo prazo. Nos primeiros anos de operação, o crescimento de raízes e o crescimento de biofilme são os principais responsáveis pela redução de k (KADLEC; WALLACE, 2009). Já a longo prazo, os autores definem como principais agentes de colmatação o acúmulo de sólidos suspensos inertes, de matéria orgânica refratária e de precipitados químicos.

3.4. DESEMPENHO DE WC HÍBRIDOS

A literatura apresenta uma vasta experiência de sistemas híbridos aplicados ao tratamento de diferentes efluentes líquidos. Vymazal (2013) realizou uma extensa revisão sobre o desempenho desta modalidade de WC.

Vymazal (2013) elencou 19 sistemas híbridos WCVD-WCH com suas respectivas dimensões, macrófita dominante e eficiências de tratamento (Tabela 2). A maioria dos sistemas trata esgoto doméstico, sendo somente 3 direcionados para o tratamento de efluentes industriais. A macrófita mais recorrente é a *P. Australis*, sendo recorrente, também, presença de *Typha* sp nas unidades de tratamento.

Os valores de entrada e saída de cada sistema estão explicitados na Tabela 3, juntamente com as eficiências de remoção por parâmetro analisado.

Dentre todos os sistemas híbridos revisados por Vymazal (2013), a remoção de matéria orgânica foi de ordem satisfatória, sendo igual a 85% e 82% para a DBO e DQO, respectivamente. Tanto a remoção de DBO quanto de DQO, se deram em maior magnitude nos WCVD. As unidades WCVD foram responsáveis pela remoção de 69%

Tabela 2 - Sistemas híbridos aplicados ao tratamento de diferentes esgotos com diferentes dimensões e macrófitas plantadas.

Referência	Localidade	Afluente	Área sup. ^a	Macrófitas Plantada
1 Lesage et al. (2007)	Bélgica, De Pinte	Doméstico	1500 – 750	<i>P. australis</i>
2 Lesage (2006)	Bélgica, Pervize	Doméstico	2250 (total)	<i>P. australis</i>
3 Lesage (2006)	Bélgica, Ieper	Doméstico	1080 (total)	<i>P. australis</i>
4 Lesage (2006)	Bélgica, Bierbeek	Doméstico	660 (total)	<i>P. australis</i>
5 Öövel et al. (2007)	Estónia, Paistu	Doméstico	216 – 216	<i>P. australis</i>
6 Abidi et al. (2009)	Tunísia, El Menzah	Doméstico	0,6 – 1,2	<i>Typha sp.</i> - <i>P. australis</i>
7 Keffala e Ghrabi (2005)	Tunísia	Doméstico	0,6 – 1,2	<i>Typha sp.</i> - <i>P. australis</i>
8 Kouki et al. (2009)	Tunísia, Joogar	Doméstico	121 – 207	<i>P. australis</i> – <i>Typha sp.</i>
9 Herrera Melián et al. (2010)	Espanha, Gran Canária	Doméstico	0,21 – 0,67	<i>P. australis</i> – <i>Scirpus sp.</i>
10 Vera et al. (2010)	Espanha, Gran Canária	Doméstico	150 – 300	<i>Typha latifolia</i>
11 Zhai et al. (2011)	China, Lago Pugu	Doméstico	433 – 3283	<i>P. australis</i>
12 Zhai et al. (2011)	China, Baishiyi	Doméstico	280 – 1120	<i>Cyperus alternifolius</i>
13 Zhai et al. (2011)	China, Fairy Mountain	Doméstico	1280 – 3179	<i>Cyperus alternifolius</i>
14 Foladori et al. (2012)	Itália, Ranzo	Doméstico	2,25 – 4,5	<i>P. australis</i>
15 Philippi et al. (2010)	Brasil, Videira	Doméstico	60 – 50	<i>Typha sp.</i> – <i>Z. bonariensis</i>
16 Molle et al. (2008)	França, Ain	Doméstico	240 – 132	<i>P. australis</i>
17 Comino et al. (2011)	Itália, Morgex	Queijo	360 – 180	<i>P. australis</i>
18 Bulc (2006)	Eslóvenia, Ljubljana	Lixiviado de Aterro Sanitário	41 - 270	<i>P. australis</i> – <i>T. latifolia</i>
19 Serrano et al. (2011)	Espanha, Pontevedra	Vinícola	50 - 300	<i>P. australis</i> – <i>J. effusus</i>

a: Os valores referem-se à área superficial total de WCfV e WCfH, respectivamente.

Fonte: Adaptado de Vymazal (2013).

	DBO (mg.L ⁻¹)			DOO (mg.L ⁻¹)			SST (mg.L ⁻¹)			PT (mg.L ⁻¹)			NT (mg.L ⁻¹)			NH ₄ -N (mg.L ⁻¹)		
	Af	FV	EH	Af	FV	EH	Af	FV	EH	Af	FV	EH	Af	FV	EH	Af	FV	EH
1	72	5,8	92	221	43	81	50	5	90	5,3	2,9	45	47	27	43			
2	72	4	94	249	47	81	105	4,8	95	5	3,4	32						
3	214	9	96	474	49	90	207	4,3	98	6,4	3,4	47	55	26	53			
4	154	10	93	362	57	84	113	87	6,9	4,3	38	58	58	23	60			
5	98	18	5,5	94			45	12	5,8	87	4,4	1,2	0,4	91	64	36	19	70
6	420	30	93	1339	134	90	798	18	98	31	7,2	77				37	30	30
7	162	19	24	85	274	123	71	74	72	12	3,6	95				122	17	11
9 ^a	310	67	40	87	462	125	79	83	80	15	4	95				124	25	19
10	409	127	66	84	740	287	172	77	309	58	16	95	100	57	26	74	82	44
11					132		21	84	93	2,9	0,5	85				108		2,2
12					246		26	90	143	3,2	0,9	77				34		5,3
13					167		28	84	133	2,1	0,7	68	39	14	65	22	17	11
14 ^a					572		105	36	94	7,9	4	0,2	98	76	58	17	78	80
15					692		179	82	88	9,6	6,1	3,5	64	83	50	21	75	65
17	1592	915	717	55	5394	1996	1444	73	749	245	301	60				51	24	5,6
18	76	28	63	485	240	51	38	26	32	1,8	14	11	39			9,3	9,2	12
19 ^a	859	275	106	88	1581	473	245	85	131	45	18	86				496	9	247
19 ^a	1243	400	59	95	2128	688	144	93	144	68	14	90	70	28	23	67	15,6	9
19 ^a	1339	626	441	67	2178	198	848	61	172	109	42	76	109	63	52	52	101	76
													21	33	15	29	21,3	23

Fonte: Adaptado de Ymazal (2013).

- Af: Afluente
- FV: *Wetland* Construído de Fluxo Vertical Descendente
- FH: *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal
- EF: Eficiência global do sistema híbrido
- a: Diferentes TAH, vide texto

e 63% da DQO afluente, enquanto que os WCH retiraram 41% e 46% de DBO e DQO, respectivamente, do total remanescente pós unidades WCVD. Um maior percentual de remoção nas unidades WCVD é esperado e se deve à cinética de degradação de primeira ordem e às condições oxidantes do meio (KADLEC; WALLACE, 2009).

Referente à DBO, ressalta-se o sistema relatado por Herrera Mélian et al. (2010). Os autores utilizaram duas TAH distintas, de 3,7 e 7,5 cm.d⁻¹. Para a primeira configuração, a unidade WCVD removeu 89% da DBO. Contudo, houve um incremento de DBO na unidade WCH, de 26% do total remanescente da unidade WCVD. Para a segunda configuração, a remoção do WCVD foi reduzida para 78%. Contudo o WCH apresentou eficiência positiva de 40% de remoção.

Foladori et al. (2012) também testaram duas TAH distintas em sistemas com a mesma configuração. Ambas as unidades WCVD e WCH eram constituídas de brita. A unidade WCVD possuía uma camada de areia fina em sua camada superior. Em ambas TAH aplicadas, de 1,8 e 4,1 cm.d⁻¹, os autores obtiveram excelentes remoções de DQO, na ordem de 94% e 88%, respectivamente.

A remoção de SST se deu de forma similar nos sistemas híbridos relatados. O percentual médio de remoção para todos os sistemas híbridos foi de 87%. Para os que apresentam dados médios de entrada e saída dos WCVD e WCH, o percentual médio de remoção de SS nos WCVD foi de 68%, enquanto que nos WCH, de 56% do remanescente dos WCVD.

A remoção de nutrientes se deu com menor eficiência. Em termos gerais, a remoção de fósforo total (PT) foi na ordem de 61%, sendo 49% removido nos WCVD e 25%, nos WCH. Destaca-se o sistema relatado por Philippi et al. (2010), onde o WCH aumentou a concentração de fósforo no efluente. Originalmente, este WCH era o único responsável pelo tratamento do esgoto afluente, mas carregamentos excessivos culminaram na colmatagem da unidade e no aumento de concentração de fósforo no ambiente. A situação foi contornada com a inserção de um WCVD a montante do WCH, a fim de reduzir o carregamento sobre a unidade colmatada.

O parâmetro Nitrogênio Total (NT) apresentou eficiência média global de 61% para as unidades revisadas. Diferentemente dos demais parâmetros, a maior remoção se deu na unidade WCH, na ordem de 46% do remanescente das unidades WCVD. Já estas, removeram somente 28% do NT aplicado sobre elas. Isto se deve à capacidade das unidades WCVD de realizarem somente a nitrificação, transformando o nitrogênio, mas não o removendo completamente da fração líquida. A

maior remoção das unidades WCH também está associada ao tratamento preliminar fornecido pelos WCVD, que transformam a amônia a nitrato, o qual é desnitrificado nos WCH. Contudo, destaca-se que geralmente a desnitrificação em WCH em sistemas híbridos não ocorre em sua totalidade, principalmente devido a baixas relações C:N no afluente (KADLEC; WALLACE, 2009).

Em relação à remoção de $\text{NH}_4\text{-N}$, a eficiência média dos sistemas híbridos foi de 60%. Os WCVD foram responsáveis pela maior remoção de amônia, na ordem de 44%. Destaca-se o sistema relatado por Comino et al. (2011), responsável pelo tratamento de efluentes de uma indústria produtora de queijos. Este sistema apresentou eficiências de moderadas a baixas em todos os parâmetros, destacando-se a amônia, com eficiências negativas de remoção. Os autores relacionam a baixa eficiência obtida pelo carregamento orgânico excessivo recebido pelas unidades, de duas vezes o projetado, demonstrando a necessidade de dimensionamentos criteriosos e operações correlatas com o projeto original.

Em termos exclusivamente nacionais, Machado et al. (2016) realizaram uma revisão sobre a aplicação de WC no Brasil. A revisão aponta um limitado número de estudos publicados na temática de WC do tipo híbrido (BORGES et al., 2008; FIA et al., 2014; PAULO et al., 2013), explicitando ainda mais a necessidade de estudos com este tipo de arranjo de WC dadas as especificidades locais do Brasil. Fora a revisão de Machado et al. (2016), que se limita às experiências relatadas em periódicos, o GESAD possui experiências com a aplicação de sistemas híbridos relatada em congressos e em trabalhos acadêmicos de pós-graduação (SEZERINO et al., 2012; SEZERINO, 2006).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. CONCEPÇÃO, DIMENSIONAMENTO E PARÂMETROS DE PROJETO

O sistema híbrido em estudo, situado na Estação Escola de Tratamento de Esgoto (EETE) de *Wetlands* Construídos, localizada na Universidade Federal de Santa Catarina, foi projetado e implantado pelos pesquisadores do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), dentro de um projeto de pesquisa financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA).

O sistema de tratamento estudado é composto por um Tanque Séptico (TS), seguido de um WCVD e de um WCH. Além do sistema híbrido, a EETE conta também com um sistema WCVD-FS. O sistema WCVD-FS consiste em uma unidade vertical de WC com uma camada saturada em seu fundo.

Os dados de entrada referentes ao esgoto bruto e empregados no dimensionamento das unidades de tratamento, foram advindos de monitoramento de um ano junto a rede coletora da bacia de escoamento do bairro Pantanal, Florianópolis/SC. O monitoramento foi realizado pelo GESAD e encontram-se em acervo interno ao grupo.

Junto a um poço de visita desta rede coletora, instalou-se uma estação elevatória para captação de esgoto afluyente a EETE. O esgoto é recalcado para um reservatório elevado (R1). A partir dele, uma bomba dosadora aplica intermitentemente esgoto no TS, onde o tratamento primário é realizado.

Após a passagem pelo tanque séptico, o esgoto escoar por gravidade até um poço úmido (R2), que reserva esgoto para o bombeamento aos módulos de WC da EETE. A Estação de Bombeamento (EB) contém duas bombas em paralelo, que aplicam o esgoto no sistema híbrido e no WCVD-FS. A aplicação de esgoto é intermitente.

O sistema híbrido, objeto de estudo desta dissertação, é composto por um WCVD elevado e por um WCH situado no nível do terreno. O esgoto é recalcado até a superfície do WCVD e, posteriormente, escoar por gravidade até o fim da linha de tratamento. A Figura 6 ilustra o arranjo do sistema híbrido em estudo.

Após cada uma das unidades de tratamento do sistema híbrido, um reservatório de passagem foi inserido. Eles permitem coleta de esgoto para análises de qualidade, a inserção de instrumentos de medição de vazão e o controle do nível de saturação no WCH. Os

reservatórios foram denominados R3 e R4 a jusante do WCVD e WCH, respectivamente.



Figura 6 - Desenho esquemático do arranjo do sistema híbrido em estudo
Fonte: Adaptado de acervo GESAD

O esgoto tratado na EETE é drenado por uma rede de esgotamento enterrada que retorna ao PV, sendo inserido na tubulação de saída do mesmo. A concepção final da EETE com enfoque no sistema híbrido é esquematizada na Figura 7.

4.1.1. Dimensionamento do tanque séptico

O TS foi dimensionado de acordo com a NBR 7229/93 (ABNT, 1993). Previu-se a contribuição de 5 ocupantes permanentes de residência de alto padrão, uma limpeza do lodo digerido a cada dois anos e temperatura entre 10 e 20°C. O volume útil foi calculado pela Equação 10.

$$V = 1000 + N(CT + KLf) \quad (10)$$

onde:

V = volume útil, em litros;

N = número de contribuintes;

C = contribuição de despejos, em L.pessoa⁻¹;

K = taxa de acumulação de lodo digerido, em dias;

L_f = contribuição de lodo fresco, em L.pessoa⁻¹.

Obteve-se um volume útil mínimo de 1.325 L, com profundidade mínima e máxima de 1,20 m e 2,20 m, com diâmetro interno mínimo de 1,10 m. Pelo fato do TS estar a montante tanto do sistema híbrido quanto do WCVD-FS, este volume do TS, na prática, apresenta-se inferior ao recomendado pelo NBR 7229 (ABNT, 1993).

4.1.2. Dimensionamento do sistema híbrido

O dimensionamento do sistema híbrido se deu com base em experiências do GESAD e de recomendações da literatura.

A unidade WCVD foi projetada para receber um carregamento de $41\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, conforme recomendado por Sezerino (2006). O autor experimentou diferentes carregamentos em unidades WCVD, sendo este carregamento o que apresentou maiores eficiências de remoção de poluentes.

Características estruturais e operacionais das unidades WC, como composição do material filtrante, espessura, forma de alimentação e carregamentos máximos de SST, também, seguiram a linha de pesquisa adotada por Sezerino (2006), a fim de consolidar a adoção do carregamento proposto pelo autor.

O material filtrante adotado foi a areia grossa, seguindo recomendações da NBR 13969 (ABNT, 1997). A espessura adotada para ambos WCVD e WCH foi de 0,60 m, conforme experimentos de Sezerino (2006). A forma de alimentação para o WCVD foi embasada no modelo proposto por Platzer (1999), verificando-se o saldo positivo de balanço de oxigênio. Os carregamentos máximos de SS estipulados foram de $15\text{gSST}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, objetivando-se uma vida útil longa do sistema (SEZERINO, 2006).

Estudos posteriores utilizando as recomendações de Sezerino (2006) foram realizados no GESAD. Em específico, Pelissari (2017) realizou uma série de testes em bancada utilizando o mesmo esgoto a ser utilizado para estudos na EETE. A autora aplicou diferentes TAH para o mesmo carregamento de $41\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, e condições operacionais e estruturais similares às utilizadas por Sezerino (2006). A Figura 8 mostra a variação de desempenho dos reatores em escala de bancada obtida para diferentes TAH aplicadas.

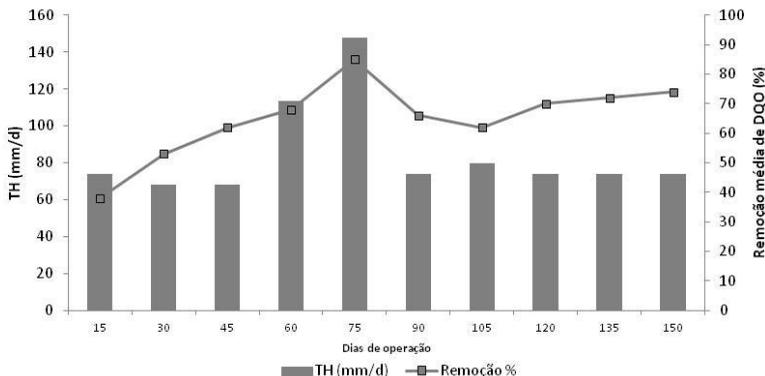


Figura 8 - Variação de desempenho de reatores WCVD em escala de bancada variando a TAH e mantendo o carregamento orgânico constante igual a $41\text{gDQO}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$.

Fonte: Pelissari (2017).

A TAH que apresentou maior percentual de remoção foi a de $113\text{ mm}\cdot\text{d}^{-1}$, associada a um balanço positivo de O_2 segundo modelo de Platzer (1999). Assim sendo, ela foi adotada para dimensionamento da unidade WCVD.

Os resultados obtidos por Pelissari (2017) foram a referência para desempenho esperado da unidade WCVD, dimensionada para o sistema híbrido. Assim, estimou-se uma remoção de poluentes na unidade WCVD conforme a Tabela 4. O estudo de Pelissari (2017) apresentou uma produção de $25\text{ mgNO}_3\cdot\text{L}^{-1}$, para a condição de carregamento orgânico e TAH adotadas.

Tabela 4 - Eficiências esperadas para unidade WCVD embasadas em experimentos em bancada.

Parâmetro	Eficiência (% de remoção de concentração)
DQO	78%
DBO	80%
SS	74%
N-NH ₄	80%

Fonte: Pelissari (2017).

Os valores de carregamentos na unidade WCH foram considerados a partir do desempenho esperado da unidade WCVD. Além das eficiências de remoção de concentração expostas acima,

considerou-se uma perda de TAH de 6 mm.d^{-1} por evapotranspiração (ETP), conforme monitoramento realizado por Pelissari (2017).

O desempenho esperado da unidade WCH se baseou nos resultados obtidos por Sezerino (2006), utilizando-se da equação de Monod modificada para cinética de primeira ordem e para filtros (Equação 11).

$$A = \frac{Q(\ln C_0 - \ln C)}{K \times p \times \eta} \quad (11)$$

onde:

A = área superficial do WCH, em m^2 ;

Q = vazão afluente, em $\text{m}^3.\text{d}^{-1}$;

C_0 = concentração afluente, em g.m^{-3} ;

C = concentração efluente, em g.m^{-3} ;

K = coeficiente de degradação, em d^{-1} ;

p = profundidade média do WCH, em m;

η = porosidade, m^3 vazios. m^{-3} material.

O coeficiente de degradação utilizado foi de $0,36 \text{ d}^{-1}$ (SEZERINO, 2006) e porosidade de areia grossa igual a 0,35. A eficiência esperada foi de 80%, resultando em uma área superficial de aproximadamente 14m^2 .

4.1.3. Sumário do projeto do sistema híbrido

Os critérios de projeto adotados para dimensionamento do sistema híbrido estão sumarizados na Tabela 5.

Tabela 5 – Sumário de critérios de projeto adotados para dimensionamento do sistema híbrido.

Parâmetro	Unidade WCVD	Unidade WCH
Carga afluente	41 gDQO.m ⁻² .d ⁻¹ (SEZERINO, 2006)	Dependente do desempenho do WCVD
TAH	113 mm.d ⁻¹ (SANTOS, 2015)	TAH _{WCVD} descontando a ETP _{WCVD} (6 mm.d ⁻¹) (PELISSARI, 2013)
Desempenho de remoção de poluentes	Eficiências obtidas em experimentação em bancada, Tabela 4. (PELISSARI, 2017)	Cinética de primeira ordem $A = \frac{Q(\ln C_0 - \ln C)}{K \times p \times \eta}$ K = 0,36 d ⁻¹ (SEZERINO, 2006)
Forma de alimentação	De 3 a 4 pulsos.dia ⁻¹ (PLATZER, 1999)	Contínua
Taxa de Aplicação de SST	< 15 gSS.m ⁻² .d ⁻¹ (SEZERINO, 2006)	< 15 gSS.m ⁻² .d ⁻¹ (SEZERINO, 2006)
Material filtrante	NBR 13969: Areia grossa d ₁₀ ≥ 0,20 mm; U ≤ 5; Ks ≥ 10 ⁻² cm.s ⁻¹ (ABNT, 1997)	NBR 13969: Areia grossa d ₁₀ ≥ 0,20 mm; U ≤ 5; Ks ≥ 10 ⁻² cm.s ⁻¹ (ABNT, 1997)
Espessura do maciço filtrante	0,60 m de areia (SEZERINO, 2006)	0,60 m de areia (SEZERINO, 2006)

Fonte: Autor

4.2. EXECUÇÃO DA ESTAÇÃO EXPERIMENTAL EM ESCALA REAL

4.2.1. Estrutura e dimensões dos WC

A construção da EETE teve início em novembro de 2014 e término em março de 2015. A primeira semana englobou atividades de limpeza e nivelamento do terreno, chegada do material para construção estrutural e definição da localização dos WC (Figura 9).



Figura 9 - Etapa inicial de construção.

a) Terreno inicial; b) Terreno após limpeza; c) Material para construção estrutural; d) Demarcação da localização dos WC.

Fonte: Autor

Por se tratar de uma EETE, o projeto executivo variou em relação ao usualmente proposto para WC. Os WC foram suspensos, ao invés de escavados, para proporcionar aos visitantes a noção do volume das unidades; além disso, este fator possibilitou a inserção de pontos de coleta ao longo do perfil de escoamento do efluente, permitindo uma análise da variação de qualidade e da hidrodinâmica do esgoto ao longo do reator.

Os módulos WC foram construídos em alvenaria com impermeabilização interna. Dessa forma, as etapas subsequentes da construção foram a preparação do contrapiso, elevação das paredes dos filtros, aplicação de reboco com impermeabilizante e execução da rede de esgotamento do esgoto tratado (Figura 10).



Figura 10 – Segunda etapa da construção da EETE.

a) Preparo do contrapiso; b) Elevação das paredes dos WC; c) Aplicação de reboco com impermeabilizante; d) Execução da rede de esgotamento de retorno à rede coletora.

Fonte: Autor

Com a estrutura dos WC finalizada, pôde-se iniciar a etapa de preenchimento dos filtros e inserção das tubulações de distribuição e coleta. O WCVD possui dimensões internas construídas iguais a 2,30m x 3,30m x 0,81m, enquanto que o WCH, de 3,00m x 5,30m x 0,83m.

4.2.2. Preenchimento dos WC com material filtrante

Todos os WC foram preenchidos manualmente com brita nº. 1 e areia grossa. A areia grossa comercial encontrada, com características mais próximas das recomendadas por Cooper et al. (1996), Platzer

(1999) e Arias et al. (2001), possuía $d_{10} = 0,29$, $d_{60} = 1,16$ e coeficiente de uniformidade (U) de 4,05 (Figura 11).

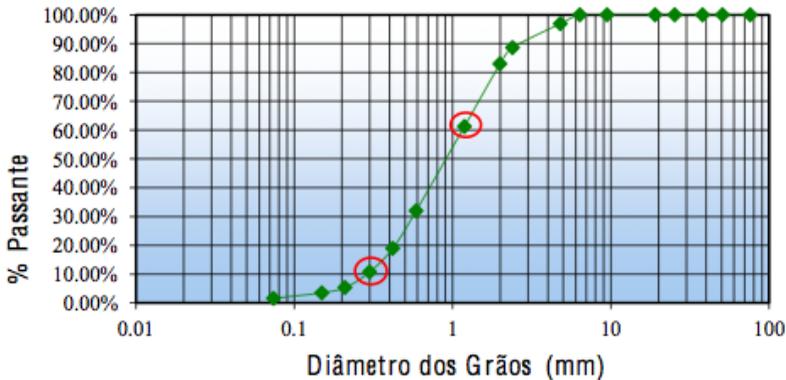


Figura 11 - Curva granulométrica da areia comercial utilizada.

Fonte: Acervo GESAD

A brita foi lavada para remoção de finos anteriormente a sua colocação no filtro. A areia foi inserida nos WC sem se caminhar sobre ela, para evitar compactações precoces e consequente redução de vazios. Todo material foi estocado sobre uma lona previamente à sua inserção, para evitar contaminação com partículas argilosas ou siltosas do solo.

Foram dispostas 3 camadas em ambos WCVD e WCH, seguindo o fluxo hidráulico, conforme segue: uma camada de brita junto à tubulação de distribuição de esgoto, seguida por uma camada mais espessa de areia grossa, material filtrante propriamente dito, finalizando com uma camada de brita junto à tubulação de coleta (Figura 12).

No WCVD as camadas foram dispostas verticalmente. A primeira camada de brita possui 5 cm, seguido por 60 cm de areia grossa. No fundo, a última camada de brita possui também 5 cm, onde se encontra a tubulação de coleta.

No WCH as camadas foram dispostas longitudinalmente. A primeira camada de brita possui 50 cm, seguido por 4,20 m de areia grossa, finalizando com 60 cm de brita.

Inseriu-se na tubulação de coleta do WCH uma tubulação de limpeza para se realizar uma lavagem forçada, em caso de colmatção futura (Figura 12b).



Figura 12 - Preenchimento com material filtrante e disposição das tubulações de distribuição e coleta de esgoto nos WC.

- a) Preenchimento parcial do WCH; b) WCH totalmente preenchido com tubulação de distribuição na superfície e de coleta situada no fundo; c) Tubulação de coleta de esgoto no fundo do WCVS-FS; d) WCVD totalmente preenchido com tubulação de distribuição na superfície.**

Fonte: Autor

Além dos pontos de coleta afluente e efluente a cada unidade, foram inseridos pontos de coleta intermediários nas unidades WCVD e WCH (Figura 13), seguindo recomendações de Nivala et al. (2013).

No WCVD, foram inseridos dois amostradores insaturados em diferentes alturas do leito filtrante. Eles são constituídos de uma tubulação de esgoto DN 150 cortada ao meio e preenchida com brita. Uma mangueira flexível drena o líquido interceptado pelo amostrador por uma saída lateral do WCVD. Eles foram colocados a 30 e 50 cm da superfície.

Para amostragem ao longo do WCH, por se tratar de um ambiente saturado, a simples inserção de tubulações permite a coleta de amostras. As tubulações consistem de tubulações de esgoto DN150

perfuradas e envoltas com uma tela, para evitar a passagem de areia. Além de servirem como pontos de coleta, estas tubulações também podem ser utilizadas como piezômetros para aferir o nível de água dentro e ao longo do WCH.



Figura 13 – Implantação de amostradores em pontos intermediários nas unidades WCVD e WCH.

- a) Detalhe construtivo do amostrador insaturado com preenchimento de brita; b) Posicionamento dos dois amostradores a 30 e 50 cm da superfície; c) Detalhe construtivo dos piezômetros/amostradores saturados; d) Posicionamento dos três piezômetros ao longo do WCH.**

Fonte: Autor

Diferentes pontos para amostragem do efluente foram inseridos, sendo eles definidos em três seções ao longo do comprimento do WCH. As seções denominadas de início, meio e fim correspondem a 25, 50 e 75% ou 1,33, 2,65 e 3,98 m a partir da entrada da unidade, respectivamente. A coleta em cada tubulação foi feita utilizando uma bomba peristáltica. Na Figura 14 o posicionamento dos amostradores dos pontos intermediários do WCVD e WCH ao longo da linha de tratamento do arranjo híbrido.



Figura 14 - Corte da linha de tratamento do arranjo híbrido e posicionamento dos amostradores em pontos intermediários.

Fonte: Autor

4.2.3. Execução do tanque séptico, reservatório elevado, poço úmido e reservatórios de passagem.

O Tanque Séptico (TS) foi construído utilizando um reservatório de fibra de vidro de 3.000L, marca BAKOF TEC. O modelo desejado de projeto foi o Caixa Alta, com altura de 1,71 m e diâmetros máximo e mínimo iguais a 1,85 e 1,46 m.

Contudo, devido a indisponibilidade do modelo Caixa Alta e a necessidade de entrega do projeto dentro do prazo previsto pela FUNASA, o modelo utilizado foi o padrão, com altura de 1,14 m, e diâmetros máximo e mínimo de 2,17 e 1,88 m. Isto modificou o previsto em projeto, onde o TS deveria possuir altura mínima de 1,20 m.

Por consequência, os septos de entrada e saída também foram modificados, possuindo ambos um comprimento igual a 35 cm (1/3 da altura útil do TS). O desnível entre entrada e saída foi de 5 cm.

O Reservatório Elevado (R1), a montante do TS, possui 500 L. Ele garante o acúmulo de esgoto bruto para suprimento ao TS. A dosagem de esgoto é realizada por meio de uma bomba de drenagem utilizada em máquina de lavar roupa. A intermitência de aplicação é especificada no item 4.3.

O Poço Úmido (R2), possui 1000 L e recebe o esgoto tratado pelo TS. Ele garante o suprimento de esgoto para as bombas em EB, que alimentarão os sistemas de WC. A Figura 15 ilustra os componentes da EETE descritos acima.

Os Reservatórios de Passagem após WCVD e WCH, R3 e R4, possuem 500 e 2.000L, respectivamente. Estes reservatórios não acumulam esgoto, sendo utilizados somente para operação do sistema. Neles foram inseridos aparatos de medição de vazão e controle de saturação do WCH (Figura 16). Eles serão descritos com maior detalhamento no item 4.3.



Figura 15 - Reservatório Elevado (R1), Tanque Séptico (TS), Poço Úmido (R2) e Estação de Bombas (EB).

a) Vista geral das unidades; b) Detalhe de R1 com bomba de máquina de lavar roupa.

Fonte: Autor

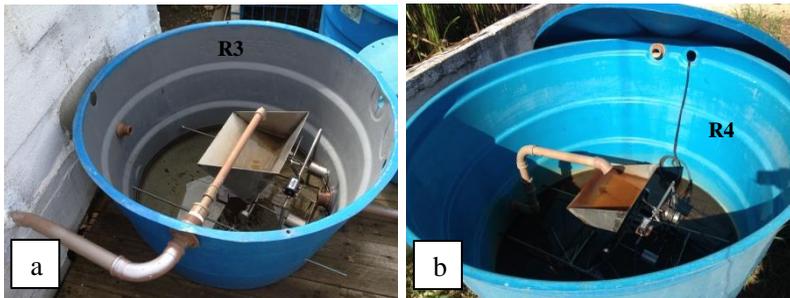


Figura 16 - Reservatórios de Passagem R3 e R4 com dispositivos operacionais do sistema híbrido.

a) R3 a jusante do WCVD com medidor de vazão basculante; b) R4 a jusante do WCH com controlador de nível.

Fonte: Autor

4.2.4. Verificação de estanqueidade e testes hidráulicos

A etapa seguinte constitui-se de testes hidráulicos para verificação da estanqueidade das unidades de tratamento, distribuição na área superficial das unidades verticais e vazão recalçada pelas bombas de distribuição. Todos os testes foram realizados primeiramente com água. Maiores detalhes sobre a metodologia para mensuração da vazão recalçada e duração do pulso são fornecidas no item 4.3.

O teste de estanqueidade consistiu na operação da estação por 1 mês utilizando água, previamente ao plantio das macrófitas. Verificou-se infiltração de água na unidade WCVD, o que demandou a retirada de todo material filtrante. A nova impermeabilização foi realizada

utilizando duas camadas de lona intercaladas por uma de bidim. (Figura 17). Após recolocação do material filtrante e aferição da estanqueidade, as unidades foram pintadas e preparadas para o transplântio das macrófitas.



Figura 17 - Teste de estanqueidade e troca do material filtrante do WCVD.
a) Mancha de infiltração e retirada do material filtrante; b) Nova impermeabilização com camada dupla de lona, seguida por camada de bidim com camada dupla sobreposta de lona; c) Vista geral do sistema híbrido antes do plantio.

Fonte: Autor

4.2.5. Transplântio das macrófitas

A macrófita utilizada na EETE foi a *Typha dominigensis*, popularmente conhecida como taboa. A escolha desta espécie se deu por sua comprovada experiência na literatura em WC (KEFFALA, GHRABI, 2005; ABIDI et al., 2009; PHILIPPI et al., 2010) e pela abundância no entorno da EETE. As plantas foram retiradas no início de julho de 2105 do banhado situado em frente ao prédio da Arquitetura, na Universidade Federal de Santa Catarina.

A seleção das macrófitas foi realizada em função da presença de clones nas raízes dos indivíduos (Figura 18). A parte aérea dos indivíduos foi cortada a 40 cm do rizoma, em um ângulo inclinado para evitar a retenção de água da chuva.

No total, foram transplantados 32 e 53 indivíduos nos WCVD e WCH, respectivamente. Procurou-se seguir um distanciamento de 40 cm entre cada macrófita plantada, resultando numa densidade de transplântio de 4,20 e 3,30 plantas.m⁻² nos WCVD e WCH, respectivamente.



Figura 18 - Seleção de macrófitas para transplântio na EETE.

a) Exemplo de macrófitas transplantadas; b) Detalhe do clone (extensão branca) presente na rizosfera de macrófita selecionada.

Fonte: Autor

As duas semanas seguintes ao transplântio foram de adaptação das macrófitas transplantadas, com regime hidráulico diferenciado e irrigação somente com água. Duas semanas após o transplântio, a EETE começou a funcionar com esgoto sanitário proveniente da rede de esgotamento do bairro Pantanal, Florianópolis. A Figura 19 ilustra a EETE após o transplântio, em junho de 2015 e após 7 meses de operação, em fevereiro de 2016.



Figura 19 - EETE em diferentes momentos da operação.

a) Início de operação, após transplântio das macrófitas, em junho de 2015.

b) Após 7 meses de operação, em fevereiro de 2016.

Fonte: Autor

4.2.6. Sumário da execução do sistema híbrido

A Tabela 6 apresenta os dados sumarizados de projeto e implantação do sistema híbrido.

Tabela 6 - Sumário do projeto executivo das unidades WCVD e WCH.

	WCVD	WCH
Início da construção	11/2014	11/2014
Término da construção	03/2015	03/2015
Estrutura	Alvenaria	Alvenaria
Impermeabilização	Lona	Impermeabilizante Químico (tipo sela água)
Altura construída (m)	0,81	0,83
Altura útil (m)	0,70	0,60
Comprimento (m)	3,30	5,30
Largura (m)	2,30	3,00
Área superficial (m²)	7,60	16,00
Espessura camada de brita na entrada (m)	0,05	0,50
Espessura camada de brita na saída (m)	0,05	0,60
Espessura camada de areia (m)	0,60	4,20
d₁₀, areia grossa	0,29	0,29
U, areia grossa	4,05	4,05
Altura de saturação (m)	0,00	0,50
Pontos de amostragem parcial	2	3
Data de transplântio	02/06/2015	02/06/2015
Macrófita transplantada	<i>Typha domingensis</i>	<i>Typha domingensis</i>
Número de indivíduos plantados	32	53
Densidade de transplântio (plantas/m²)	4,20	3,30
Início de operação	22/06/2015	22/06/2015

Fonte: Autor

4.3. CONDIÇÕES DE OPERAÇÃO, AMOSTRAGEM E MONITORAMENTO FÍSICO-QUÍMICO

4.3.1. Estação elevatória de esgoto bruto

Uma bomba centrífuga de rotor semi-aberto foi inserida no PV para coleta de esgoto bruto. Uma tubulação camisa foi fabricada para reter sólidos grosseiros e proteger a bomba (Figura 20).



Figura 20 - Bomba da estação elevatória de esgoto bruto e tubo camisa.

Fonte: Autor

A bomba é acionada por meio de um painel dentro da EB. Seu acionamento é feito por meio de um temporizador analógico, onde deve ser definido o tempo que a bomba mantém-se acionada e o tempo de intervalo, no qual a bomba permanece desligada. A duração dos pulsos foi definida a partir da vazão recalçada e o nível de esgoto no PV.

Por meio de 30 amostragens entre março e abril de 2015, verificou-se que a vazão recalçada pela bomba permite o enchimento de R1 em menos de 5 minutos. Observou-se, também, que lâmina de esgoto no PV é geralmente muito baixa. Dessa forma, o segundo parâmetro foi o fator chave para definição da duração de pulso, visando-se à segurança do sistema.

A duração do pulso foi definida como a mínima possível no temporizador analógico, igual a 2 minutos. O intervalo entre os pulsos foi definido como 20 minutos, a fim de fazer circular o esgoto e evitar processos de degradação biológica em R1. O esgoto, após atingir nível máximo em R1, extravasa e retorna ao PV.

Em seguida, o esgoto recalçado e acumulado em R1 foi direcionado ao TS e posteriormente a R2, para garantir o volume necessário para aplicação nos WC. A duração do pulso de R1 é, em última instância, função do volume demandado pelo sistema híbrido e

sistema WCVD-FS. Assim, fez-se necessário estabelecer a vazão recalçada pelas bombas na EB. Posteriormente, pôde-se definir a duração e horários dos pulsos de aplicação nos WC e, finalmente, a duração e horários de pulsos de R1.

4.3.2. Aplicação de esgoto no WCVD

A aplicação de esgoto no sistema híbrido se dá pela aplicação na área superficial do WCVD. O esgoto aplicado consiste em esgoto tratado após o TS e armazenado em R2.

Uma bomba Schneider BCR-2000 acoplada a um timer digital (Figura 21) foi a responsável por dosar o esgoto de forma automática, conforme condições estabelecidas em projeto e apresentadas no item 4.3.4. O conjunto bomba-timer se encontra dentro da EB.



Figura 21 - Conjunto bomba-timer responsável pela aplicação de esgoto no sistema híbrido.

Fonte: Autor

Além do conjunto bomba-timer, responsáveis pela aplicação do esgoto no WCVD, outros dois equipamentos foram associados a este conjunto a fim de se medir a vazão e o volume aplicados no sistema híbrido.

4.3.3. Medição de vazão e volume aplicados no sistema híbrido

A medição de vazão aplicada no sistema híbrido é feita utilizando dois equipamentos sendo eles: *i)* um aparato de volume

conhecido e *ii*) equipamento *datalogger* que registra e contabiliza a duração de acionamento das bombas.

Em *i*), direciona-se o fluxo de esgoto para o aparato volumétrico e cronometra-se o tempo necessário para seu enchimento. A partir do tempo medido, calcula-se a vazão recalçada pela bomba. A vazão recalçada é aferida durante a coleta de esgoto para análise físico-química.

O aparato volumétrico consiste em uma bombona com uma tubulação de acrílico transparente na saída superior (Figura 22). No momento em que a lâmina de esgoto aparece na tubulação de acrílico, sabe-se que o volume calibrado igual a 38L foi atingido.



Figura 22 - Aparato para medição de vazão aplicada.

a) Detalhe do nivelamento e registros para aferição da vazão; b) Exemplificação de aferição e leitura na tubulação de acrílico transparente.

Fonte: Autor

Em *ii*), o registro de acionamento das bombas é realizado por um equipamento *datalogger* presente na Central de Processamento (CTP). O equipamento *datalogger* é um circuito eletro-eletrônico que registra a data e duração dos momentos de acionamento da bomba (Figura 23). Ao se acionar a bomba, regulada por timer, a corrente elétrica que circula pela bomba é direcionada ao equipamento, que inicia a contagem de tempo de acionamento da bomba. Quando a bomba é desativada, a corrente elétrica no *datalogger* cessa, parando a contagem de tempo do pulso. Os aparelhos também contabilizam o número de acionamentos diários, zerando a cada transição do dia (23:59:59 a 00:00:00). O *datalogger* foi construído por mão de obra contratada, utilizando a plataforma Arduino[®].



Figura 23 – Equipamento datalogger para registro de acionamento da bomba.
Fonte: Autor

A partir das durações de pulso registradas em *i*) e dos tempos de acionamento mensurados (e suas respectivas vazões de recalque) em *ii*), faz-se possível calcular o volume aplicado no sistema híbrido.

A vazão recalçada pela bomba a montante do WCVD, de acordo com 18 medições entre abril e junho de 2015, momento anterior ao início de operação do sistema, foi de $62,7 \pm 1,1 \text{ L.min}^{-1}$. A partir deste valor, definiu-se a duração do pulso de aplicação de esgoto no WCVD, primeira unidade do sistema híbrido.

4.3.4. Carregamentos orgânico e hidráulico aplicados no WCVD

A aplicação de esgoto no WCVD foi definida segundo recomendações de Platzer (1999), Sezerino (2006) e Santos (2015).

O intervalo entre aplicações foi definido como 3 horas (PLATZER, 1999), em um total de 14 aplicações por semana. A distribuição de pulsos ao longo do dia acabou por se aproximar da geração de esgotos de uma residência familiar. O período de repouso e operação foi estabelecido como metade da semana em operação e metade em repouso, seguindo resultados obtidos por Santos (2015). A Tabela 7 fornece o horário de acionamento da bomba para aplicação de esgoto no WCVD.

Tabela 7 - Horário de funcionamento da EETE.

	Dom	Seg	Ter	Qua	Qui	Sex	Sáb
Hora de aplicação		-	8 h	8 h	8 h	Repouso	Repouso
	Repouso	11 h	11 h	11 h	11 h		
		14 h	14 h	14 h	14 h		
		17 h	17 h	17 h	-		
Nº aplicações/dia	0	3	4	4	3	0	0

Visando-se a aplicação de carga orgânica igual a $41 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (SEZERINO, 2006), a duração do pulso foi estabelecida em 2 minutos e 21 segundos, seguindo a recomendação de pulsos com duração inferior a 10 minutos (PLATZER, 1999). Considerou-se uma eficiência de tratamento preliminar no TS de 15% e a concentração bruta afluente média de $617,1 \text{ mgDQO.L}^{-1}$.

O volume aplicado esperado por pulso e semana foi de 149 L e $2,09 \text{ m}^3$, respectivamente. O volume de esgoto diário foi de 447 e 596 L, para dias com 3 e 4 pulsos, respectivamente.

A taxa de aplicação hidráulica diária esperada foi de 58,8 e 78,4 mm.d^{-1} , para dias com 3 e 4 pulsos, respectivamente. O total aplicado em uma semana foi de $275 \text{ mm.semana}^{-1}$.

4.3.5. Reservatório elevado R1

O Reservatório Elevado (R1) é o responsável por acumular esgoto bruto e dosá-lo no TS. A sua dosagem é feita por meio de uma bomba de drenagem empregada em máquina de lavar roupa acoplada a um timer eletrônico, situado na EB.

A vazão recalçada pela bomba de drenagem foi mensurada previamente ao início de operação da EETE, com uso de cronômetro e proveta. Com 30 aferições entre os dias 30 de março e 7 de abril, obteve-se o valor médio de $21,6 \pm 0,9 \text{ L.min}^{-1}$.

Considerando o período de funcionamento da EETE entre 8h00 e 17h00 e a demanda de esgoto por pulso (item 4.3.4), estabeleceu-se o acionamento de R1 3 vezes antes de cada pulso de aplicação nos WC. A duração arbitrada de cada pulso de R1 foi de 7 minutos, estando espaçados em 45 minutos. Objetivou-se espaçar os pulsos de forma a garantir condições de tempo de detenção do esgoto em R2 similares para todos os pulsos da semana.

Ressalta-se que o volume de esgoto recalçado por R1 para R2 foi superdimensionado em 50% visando-se a segurança do sistema. Destaca-se que o volume apresentado no item 4.3.4 refere-se somente ao sistema híbrido, devendo ser multiplicado por dois ao englobar a unidade WCVD-FS.

Verificou-se, em momentos iniciais de operação da EETE, a obstrução recorrente da bomba de drenagem. Para se amenizar essa ocorrência, instalou-se uma curva de 90° e uma elevação de 5 cm tubulação na saída dentro de R1. Objetivou-se diminuir a sucção de sólidos já sedimentados. Além disso, incorporou-se na rotina de operação a realização de uma descarga de fundo uma vez por dia.

4.3.6. Medição de vazão de saída

Dois equipamentos basculantes foram desenvolvidos para aferição do volume efluente do WCVD e WCH. Situados dentro de R3 e R4, os aparatos acumulam o esgoto tratado até um volume calibrado. Após atingi-lo, os equipamentos basculam e derramam o líquido dentro de R3 e R4, retornando instantaneamente para sua posição inicial (Figura 24). Em ambos os basculantes, está previsto um volume morto que previne perda de volume de efluente durante a basculada.

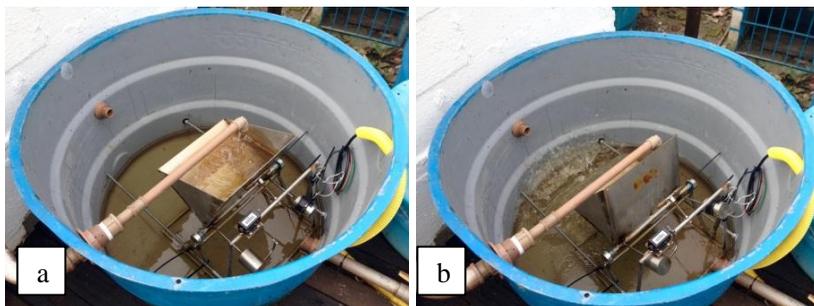


Figura 24 – Posições de medição do equipamento basculante para aferição de volume de saída do WCVD .

a) Posição de enchimento até volume calibrado; b) Posição de esvaziamento.

Fonte: Autor

Para registro do volume de saída, contadores digitais foram acoplados aos equipamentos volumétricos basculantes. Os contadores digitais consistem em dois sensores magnéticos situados nas posições de acúmulo e de esvaziamento do equipamento basculante, além de *dataloggers* instalados na CTP dentro da EB.

Um ímã foi acoplado ao contrapeso do equipamento basculante de forma que, ao realizar o movimento de esvaziamento, ele passa pelos dois sensores. Quando isto ocorre, um sinal é enviado aos *dataloggers* instalados na CTP. Os *dataloggers* registram, então, a data e hora de cada basculada.

Além do registro temporal de cada basculada, a CTP contabiliza as basculadas de forma contínua. Esta contabilização se dá em termos diários, ou seja, acumulando o volume de saída até o fim do dia (23:59:59). Ao se passar o dia (00:00:00), a contagem reinicia de zero.

A partir dos dados registrados pela CTP, é possível calcular a vazão de saída dos WC. Além disso, juntamente com os dados de volume aplicado e precipitações, é possível determinar o balanço hídrico

de cada unidade e estimar suas perdas, que foram consideradas iguais à evapotranspiração (ETP).

4.3.7. Amostragem e análises de qualidade

A caracterização do esgoto afluyente e efluente de cada unidade do sistema híbrido foi realizada desde a 1ª semana de operação até a 70ª semana. A amostragem de esgoto foi realizada semanalmente às quintas-feiras até a 24ª semana de operação. Após esta semana, a frequência de análise passou a ser quinzenal, salvo momentos de falha operacional ou chuvas intensas. Coleta e análise foram realizadas imediatamente após o pulso das 8 horas.

Até a 51ª semana, foram coletadas amostras em somente 4 pontos: esgoto bruto, esgoto afluyente aos WC, esgoto pós WCVD e esgoto pós WCH (Figura 25).



Figura 25 - Amostras do esgoto afluyente e efluente ao sistema híbrido. Da esquerda para a direita: Esgoto Bruto, Pós-TS, Pós-WCFV, Pós-WCH.

Fonte: Autor

Após a 54ª semana, iniciou-se a amostragem nos amostradores inseridos ao longo do WCVD e WCH (item 4.2.2), totalizando-se 9 pontos de amostragem.

Para coleta de esgoto nos amostradores ao longo do WCVD, aplicou-se esgoto com um balde diretamente sob o ponto onde situavam-se os amostradores insaturados e a coleta era feita por gravidade ao se abrir o registro na lateral da unidade. Já no WCH, uma bomba

peristáltica foi utilizada pra succionar o esgoto dentro de cada amostrador saturado.

Os parâmetros analisados são listados na Tabela 8, seguindo recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998; APHA, 2005; VOGEL, 1981). Para os amostradores inseridos ao longo dos WC, excluem-se os parâmetros DBO₅ e NT, em virtude de *i*) poucos medidores manométricos e *ii*) elevado custo de reagentes, respectivamente.

Além de monitoramento de qualidade do esgoto afluente e efluente das unidades, monitorou-se os Sólidos Totais (ST), Sólidos Fixos (SF) e Sólidos Voláteis (SV) presentes no maciço filtrante.

Tabela 8 - Metodologia empregada por parâmetro de qualidade analisado.

Parâmetro	Metodologia Empregada	Unidade
pH	Direto, Potenciométrico (APHA, 2005)	-
Alcalinidade	Método Titulométrico (APHA, 2005)	mg.L ⁻¹
DQO	Digestão em refluxo fechado (APHA, 2005)	mg.L ⁻¹
DBO₅	Método Manométrico (APHA, 2005)	mg.L ⁻¹
SST	Método Gravimétrico (APHA, 2005)	mg.L ⁻¹
P-PO₄³⁻	Método Colorimétrico do Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 1998)	mg.L ⁻¹
N-NH₄⁺	Método de Nessler (VOGEL, 1981)	mg.L ⁻¹
N-NO₂⁻	Método da Alfaftilamina (APHA, 1998)	mg.L ⁻¹
N-NO₃⁻	Método da Brucina (APHA, 1998)	mg.L ⁻¹
NT	Método Colorimétrico – Digestão de persulfato – kit Hach® (APHA, 2005)	mg.L ⁻¹
ST, SV e SF (maciço filtrante)	Determinação da umidade (TEDESCO et al., 1995) ; Método Gravimétrico (APHA, 2005)	g.g ⁻¹

Fonte: Autor

Na unidade WCVD, 2 pontos foram monitorados, sendo eles na camada superficial, de 0 a 17 cm de profundidade, e no fundo do reator, de 43 a 60 cm de profundidade.

Na unidade WCH 6 pontos foram monitorados. Seguindo-se o mesmo padrão de seções de início, meio e fim, a 25, 50 e 75% do comprimento do WCH a partir da entrada (item 4.2.2), coletaram-se amostras na camada superficial e fundo do reator de forma similar ao WCVD.

As amostras foram coletadas utilizando-se um amostrador de solo com 18 mm de diâmetro. Seguiram-se as recomendações de

Tedesco et al. (1995) para determinação da umidade da areia e adaptou-se o procedimento estabelecido por APHA (2005) para determinação da série de sólidos na areia, de forma similar ao realizado em amostras líquidas.

4.3.8. Poda das macrófitas

A poda das macrófitas (Figura 26) consiste na remoção de uma fração da parte aérea das plantas de todo o WC, objetivando-se o estímulo de crescimento das plantas e remoção de poluentes.

A poda foi realizada com frequência trimestral para ambos os WC. Para a unidade horizontal, após a 24ª semana de operação a estratégia de não-poda foi adotada visando-se primordialmente fomentar a desnitrificação na WCH. Maiores detalhes sobre a adoção da não-poda encontram-se no item 5.3.2.

O corte das folhas foi realizado de forma inclinada para evitar o acúmulo de água de chuva no caule da planta e impedir seu crescimento. As macrófitas foram podadas a uma distância de 40cm da superfície dos WC (Figura 27).



Figura 26 - Visão geral do sistema híbrido durante o período de poda. a) Sistema híbrido antes da poda. b) Sistema híbrido após a poda.

Fonte: Autor



Figura 27 - Detalhe do corte inclinado realizado durante a poda. a) Macrófita antes da poda. b) Macrófita após a poda.

Fonte: Autor

4.3.9. Sumário da operação do sistema híbrido

A Tabela 9 apresenta os dados sumarizados de operação do sistema híbrido.

Tabela 9 - Sumário de condições operacionais do sistema híbrido.

Parâmetro	Valor
Início de operação	22/06/2015
Número de pulsos por semana	14
Número de pulsos por dia	3-4 ^a
Intervalo entre pulsos, em horas	3
Período de repouso das unidades, em dias	3,5
Duração do pulso, em min:seg	02:21
Vazão média de aplicação, em L.min⁻¹	62,3
Carga aplicada estimada no WCVD, em gDQO.m⁻².d⁻¹	41
Volume total aplicado no sistema híbrido por semana, em m³.semana⁻¹	2,09
Volume aplicado por dia no sistema híbrido, em L.d⁻¹	447 – 596 ^a
TAH no WCVD, em mm.d⁻¹	58,8 – 78,42
TAH no WCVD, em mm.semana⁻¹	275
Início de monitoramento	25/06/2015
Frequência de aferição de vazão aplicada	Semanal
Frequência de coleta e análise de qualidade	Semanal - Quinzenal*

a: Na segunda-feira e quinta-feira são aplicados 3 pulsos, enquanto que na terça-feira e quarta-feira, 4 pulsos.

*: Exceto em condições climáticas adversas.

Fonte: Autor

4.4. TESTES HIDRÁULICOS

Os testes hidráulicos tiveram dois objetivos:

i) a avaliação das vazões de saída dos WC, e consequente análise qualitativa da condutividade hidráulica e processo de colmatação;

ii) avaliação do balanço hídrico dos WC, e consequente determinação da ETP e eficiência de remoção de poluentes em termos de carga.

4.4.1. Vazões de saída

Para avaliação das vazões de saída das unidades WCVD e WCH, utilizou-se os equipamentos descritos no item 4.3.5. A partir dos dados registrados na CTP, calcularam-se as vazões de saída a cada basculada.

Os equipamentos de medição de vazão de saída do WCVD foram instalados em 29/03/2016, correspondente à 41ª semana de operação da EETE. Já no WCH, os equipamentos de medição de vazão de saída foram instalados em 01/06/2016, correspondente à 51ª semana de operação da EETE. O monitoramento foi realizado continuamente, com exceção de momentos de falhas operacionais, até o dia 23/10/2016, correspondente à 70ª semana de operação.

O cálculo de vazão de saída foi realizado por planilhas Excel automatizadas desenvolvidas pelo autor. As planilhas realizam a divisão do volume calibrado de cada equipamento basculante pela diferença de tempo entre duas basculadas consecutivas.

Além disso, as planilhas identificam a vazão máxima de saída ($Q_{\text{máx}}$) para cada pulso e para cada dia de operação, juntamente com o respectivo tempo necessário para atingir $Q_{\text{máx}}$ ($\Delta t_{Q_{\text{máx}}}$). Estes dois parâmetros foram os utilizados para análise do comportamento hidráulico dos WC. $\Delta t_{Q_{\text{máx}}}$ teve como referência, para ambos WC, o horário de aplicação do pulso (8:00, 11:00, 14:00 ou 17:00).

Os equipamentos basculantes foram calibrados ao longo da operação utilizando provetas de laboratório graduadas.

Falhas no sistema de medição foram excluídas das planilhas. Contudo, dias com pequenas falhas operacionais ou de medição não foram excluídos da análise de vazões de saída. As falhas foram identificadas por meio de observação de falha em campo ou de vazões sequenciais idênticas e/ou demasiadamente altas.

Como principal limitação do método utilizado, destaca-se a ausência de registro de início e término de escoamento na saída dos WC. Para cálculo da primeira vazão após um dado pulso utilizou-se o último registro de basculada. Dessa forma, o valor de vazão obtido para este caso foi subestimado.

4.4.2. Balanço hídrico

A análise de balanço hídrico da unidade WCVD teve início no mesmo momento da análise de vazões de saída, momento de instalação do equipamento basculante *datalogger*, dia 29/03/2016, correspondente à 41ª semana de operação, enquanto que no WCH, no dia 01/06/2016, correspondente à 50ª semana de operação. O registro do volume de entrada e saída se deu de forma contínua até o término de monitoramento desta dissertação, no dia 23/10/2016, correspondente à 70ª semana de operação.

O balanço hídrico das unidades WCVD e WCH foi realizado utilizando-se dos dados registrados pela CTP para volume aplicado (item 4.3.3) e para os volumes de saída (item 4.3.5), além de dados de precipitação da estação meteorológica da UFSC. O cálculo do balanço hídrico foi realizado pela Equação 12.

$$V_{aplicado} + V_{precipitado} - V_{saída} - V_{evapotranspirado} = 0$$

$$V_{evapotranspirado} = V_{aplicado} + V_{precipitado} - V_{saída} \quad (12)$$

O balanço hídrico foi realizado por planilhas Excel automatizadas desenvolvidas pelo autor. As planilhas realizam a diferença entre os volumes de entrada e saída, conforme a Equação 12. Avaliou-se o balanço hídrico em intervalos temporais diários e semanais.

Para cálculo de taxas de ETP, dividiu-se o volume evapotranspirado pela respectiva área de cada WC (Equação 13).

$$ETP (mm) = \frac{Entradas (L) - Saídas(L)}{A_{sup}} \quad (13)$$

No WCVD as entradas se referem ao volume aplicado pelas bombas e à precipitação; a saída se refere exclusivamente ao volume registrado pelo equipamento basculante a jusante da unidade, sendo:

- i) V_{aplicado} (L) provém dos registros de tempo de acionamento (s) no *datalogger* multiplicados pelas vazões aferidas nos amostradores volumétricos descritos no item 4.3.3 ($L.s^{-1}$)
- ii) $V_{\text{precipitado}}$ (L) provém dos registros de precipitação estação meteorológica da UFSC (registrados em mm) multiplicado pela área superficial da unidade (m^2). Os dados de precipitação estão disponíveis no site do Labhidro (<http://www.labhidro.ufsc.br/>);
- iii) $V_{\text{saída}}$ provém do número de basculadas dadas pelo equipamento volumétrico multiplicado pelo seu volume cubado.

No WCH as entradas se referem ao volume de saída do WCVD somadas à precipitação pluviométrica; as saídas se referem exclusivamente ao volume registrado pelo equipamento basculante a jusante da unidade.

Dias com qualquer falha operacional no sistema de medição foram completamente excluídos da análise. Para a análise em termos semanais, fez-se necessário semanas com medição e operação ininterrupta ao longo de toda semana. A presença de ao menos uma falha ao longo da semana foi critério para remoção da semana em sua totalidade no momento de análise de dados. Este procedimento foi arbitrado para conferir maior confiabilidade aos dados obtidos.

4.5. CÁLCULO DE CARGAS APLICADAS E DE SAÍDA

O cálculo das cargas aplicadas e de saída de cada WC foram realizadas pela multiplicação entre a concentração do parâmetro analisado pelo volume.

Na entrada do WCVD, utilizaram-se a série histórica de qualidade físico-química do ponto afluente ao sistema híbrido juntamente com o volume registrado pelos aparatos de medição de vazão aplicada (item 4.3.3). O cálculo de cargas aplicadas foi realizado de forma individual para cada semana com análise físico-química e registro de vazões aplicadas.

Na saída dos WCVD e WCH, utilizaram-se série histórica de qualidade físico química dos pontos efluentes a cada unidade juntamente com o volume registrado pelos aparatos de medição de vazão aplicada (item 4.3.3), descontado os valores de ETP calculados para cada unidade. O valor de ETP utilizado foi a mediana obtida nas análises de balanço hídrico para cada unidade.

4.6. ESTATÍSTICA E TRATAMENTO DE DADOS

A avaliação de dados obtidos no monitoramento físico-químico e hidráulico do sistema híbrido foi feita por meio de análise estatística e análises descritivas e inferenciais.

A análise estatística foi realizada utilizando os *softwares* Statística[®] 6.0 e Excel[®]. Para verificação de diferença significativa entre dois ou mais grupos, utilizou-se o teste de one-way ANOVA associado ao teste de Tukey HSD.

O pós processamento de dados em gráficos do tipo *scatterplot* e em *box plots* foram gerados pelo Statística[®] 6.0. O primeiro tipo de gráfico foi utilizado para observação temporal do comportamento dos diferentes parâmetros analisados, enquanto que o segundo, para observação do comportamento médio juntamente com valores extremos e discrepantes.

Para esquematização gráfica dos resultados, foram utilizados os programas AutoCAD[®], SketchUp, CorelDraw X7 e Surfer 11.

4.7. APTIDÃO DE LANÇAMENTO

A aptidão para lançamento foi avaliada considerando os limites impostos pela resoluções CONAMA 430/2011 e 357/2005, além da Lei Estadual SC 14.675/2009.

Para a resolução CONAMA 357/2005, realizaram-se simulações para as diferentes classes em situação crítica. Em específico, estimaram-se condições tais que um aumento significativo na concentração do poluente em análise na zona de mistura não ocorresse, de forma que o limite imposto pela classe não fosse ultrapassado.

Arbitrou-se um cenário crítico do corpo receptor, no qual a concentração do rio anterior ao lançamento já se encontrava no limiar imposto por sua classe. Nesse contexto, juntamente com as cargas de saída médias (casos médios) e críticas do sistema híbrido (momentos de menor desempenho registrados, piores casos), calcularam-se as $Q(7,10)$ mínimas do corpo receptor para que um aumento na zona de mistura inferior ou igual a $\Delta = 0,01$ ocorresse. Este aumento foi considerado muito pequeno, fazendo com que o lançamento fosse considerado apto para a classe em análise desde que a $Q(7,10)$ fosse igual ou maior ao valor calculado.

As cargas de saída foram calculadas a partir de estimativa de evapotranspiração de cada WC por meio de balanço hídrico (item 4.4.2).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos com o monitoramento do sistema híbrido ao longo dos dois primeiros anos de operação são apresentados neste item. A apresentação dos resultados está estruturada conforme apresentado na Figura 28



Figura 28 - Estruturação da apresentação dos resultados.

5.1. ASPECTOS HIDRÁULICOS DOS WC

Neste item são apresentados os resultados obtidos durante o monitoramento hidráulico para as duas unidades componentes do sistema híbrido, em termos de $Q_{\text{máx}}$ e $\Delta tQ_{\text{máx}}$. As vazões de saída de ambos WCVD e WCH foram monitoradas de forma contínua desde a instalação dos equipamentos de medição de vazão de saída (item 4.3.6).

5.1.1. Vazões de saída WCVD

Considerando o regime hidráulico intermitente com aplicação de 3 pulsos na segunda e quinta-feira e 4 pulsos na terça e quarta-feira, totalizando uma TAH média de $63 \pm 14 \text{ mm.d}^{-1}$, e um volume diário tratado de 300 a 450 L.d^{-1} , com uma vazão de aplicação média de $62,7 \pm 1,1 \text{ L.min}^{-1}$. observou-se uma não homogeneidade entre as vazões de saída do WCVD ao longo tanto de um dia operacional, quanto da semana. No Apêndice A.1 é fornecida a estatística descritiva de $Q_{\text{máx}}$ e $\Delta tQ_{\text{máx}}$ para cada pulso de cada dia da semana para a unidade WCVD.

Os resultados mostraram um aumento de $Q_{\text{máx}}$ do primeiro para o segundo pulso de cada dia, na ordem de 65, 68, 86 e 82% para segunda, terça, quarta e quinta-feira, respectivamente.. Além disso, observou-se uma tendência de aumento de $Q_{\text{máx}}$ ao longo da semana de operação ao se comparar os mesmos pulsos a cada dia (Figura 29). O mesmo comportamento foi identificado em um WCVD preenchido com areia, com regime hidráulico de 4 pulsos ao longo do dia (PELLISSARI, 2013).

Infere-se que o aumento de $Q_{\text{máx}}$ ao longo do dia e da semana esteja relacionado com o aumento da umidade no maciço filtrante. Este aumento de umidade no meio poroso implica um aumento da condutividade hidráulica não saturada e, conseqüentemente, um aumento da vazão de saída (FETTER, 1993).

Todavia, o aumento gradual de $Q_{\text{máx}}$ ao longo de um mesmo dia operacional mostrou-se limitado. Observou-se diferença significativa ($p < 0,01$) de $Q_{\text{máx}}$ entre o primeiro pulso diário e os demais, enquanto que os demais pulsos mostraram-se similares entre si, caracterizando um patamar. A exceção ocorreu no primeiro dia operacional, segunda feira, que demonstrou uma diferença significativa entre os três pulsos do dia. Esta exceção pode estar relacionada ao maior período de repouso antes do primeiro pulso operacional da semana, que resulta em um maciço

filtrante mais seco e suscetível à variação de condutividade hidráulica não saturada com a aplicação de esgoto.

O patamar alcançado pela variável $Q_{\text{máx}}$ pode estar relacionado com um limite de saturação na unidade vertical obtido no regime operacional proposto para o sistema híbrido. Em outras palavras, o intervalo entre as aplicações não permite um aumento de saturação do meio filtrante de tal forma que $Q_{\text{máx}}$ aumente após o terceiro pulso aplicado em um mesmo dia de operação. Além disso, Fetter (1993) demonstrou que a condutividade hidráulica em meios porosos arenosos não-saturados não obedece relações lineares com o percentual de umidade do meio filtrante. Em termos quantitativos, o primeiro pulso diário em todos os dias de operação permaneceu com mediana inferior a $2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ (1,68, 1,80, 1,84 e 1,95, de segunda a quinta-feira, respectivamente), representando uma amortização maior que 97% em relação à vazão aplicada no sistema.

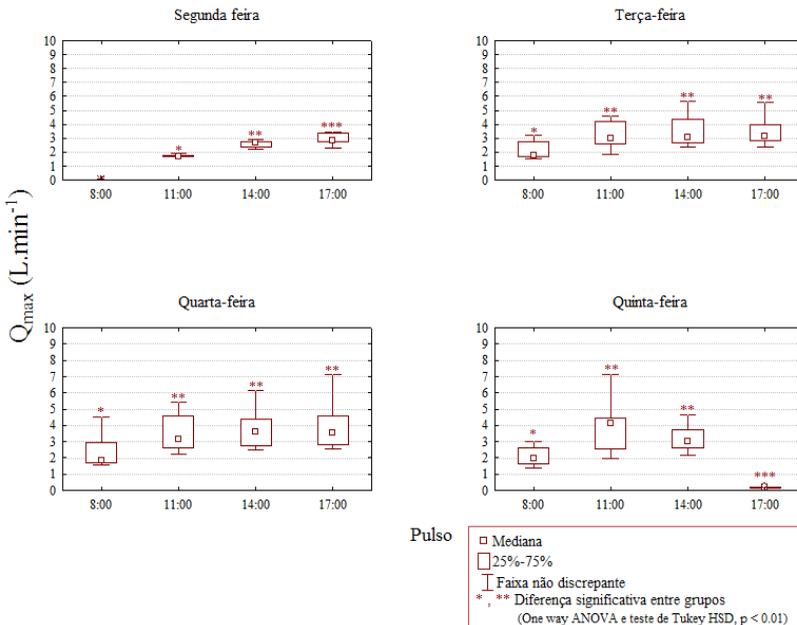


Figura 29 Comportamento da vazão máxima de saída ($Q_{\text{máx}}$) no WCVD discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.

Apesar de não haver pulso às 17h da quinta-feira, vazões de saída sempre foram registradas após 17h (Apêndice A.1.), indicando

propagação da cauda do pulso aplicado às 14h00. Porém, na segunda-feira às 8h00, momento em que também não há pulso, não houve registros de escoamento de forma recorrente. Isto ocorreu em dias não precedidos por precipitação pluviométrica, indicando que a cauda do hidrograma do último pulso de quinta-feira não foi capaz de se estender até a semana seguinte. Este fato observado foi determinante para tomada de decisão da metodologia para análise de balanço hídrico.

Em relação ao $\Delta t Q_{\text{máx}}$, foi possível observar que a variável comportou-se de forma mais homogênea para os diferentes pulsos ao longo da semana de operação, sem diferença significativa ($p < 0,01$) entre os pulsos ao longo do dia (Figura 30). A ordem de grandeza do tempo requerido para se atingir a vazão máxima foi em média de 15 minutos e de no máximo, 21 minutos.

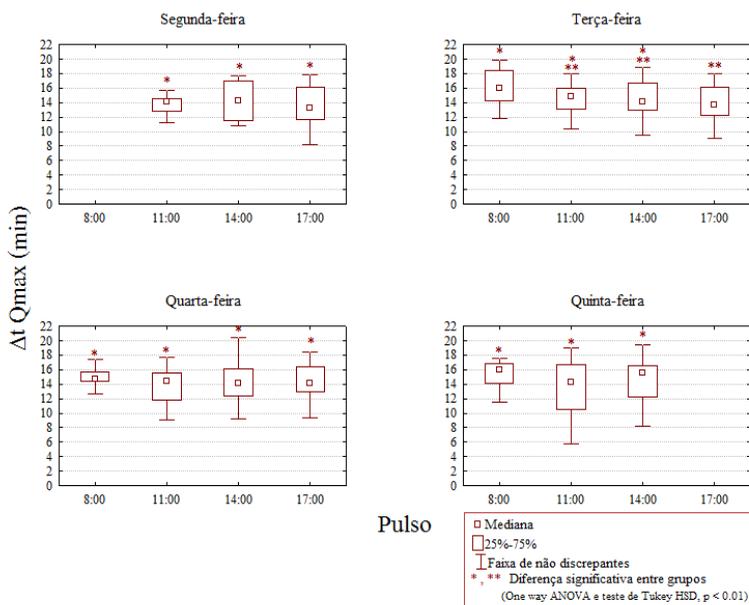


Figura 30 - Comportamento do tempo percorrido para se atingir $Q_{\text{máx}}$ no WCVD discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.

Além disso, contabilizaram-se os pulsos nos quais o maior valor de $Q_{\text{máx}}$ de um mesmo dia ($Q_{\text{máx}}$ diária) ocorreu, para cada dia operacional e para o conjunto de dias de operação (Figura 31). Corroborando com a tendência de um aumento de $Q_{\text{máx}}$ ao longo de um mesmo dia operacional, observou-se que aproximadamente 75% das

$Q_{\text{máx}}$ diárias registradas para todos os dias operacionais ocorreram nos pulsos das 14:00 e 17:00.

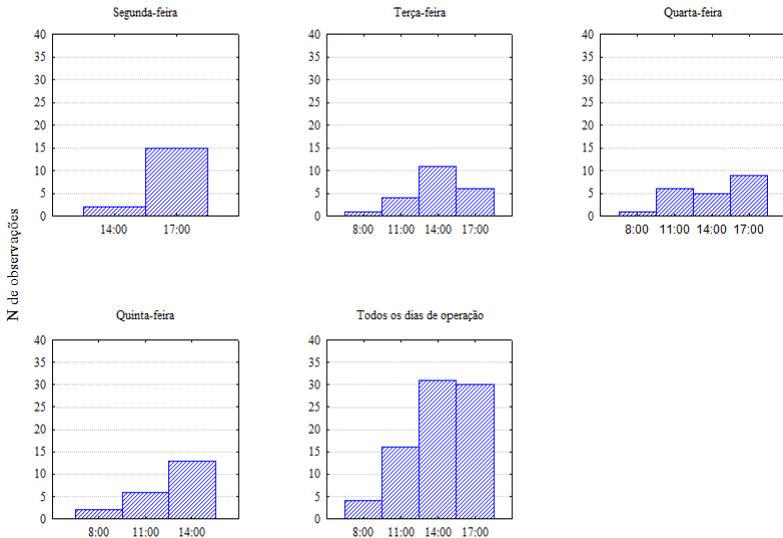


Figura 31 - Histogramas de vazão máxima na saída de WCVD, discriminados por pulsos e dias de operação.

A tendência temporal de $Q_{\text{máx}}$ e $\Delta tQ_{\text{máx}}$ também foi analisada. Os resultados apontam para uma diminuição de $Q_{\text{máx}}$ ao longo da operação, enquanto que $\Delta tQ_{\text{máx}}$ não apresentou tendências claras (Figura 32). Um comparativo entre os hidrogramas de saída de duas semanas de operação com 5 meses de intervalo entre si exemplifica a tendência de diminuição de $Q_{\text{máx}}$ ao longo da operação (Figura 33).

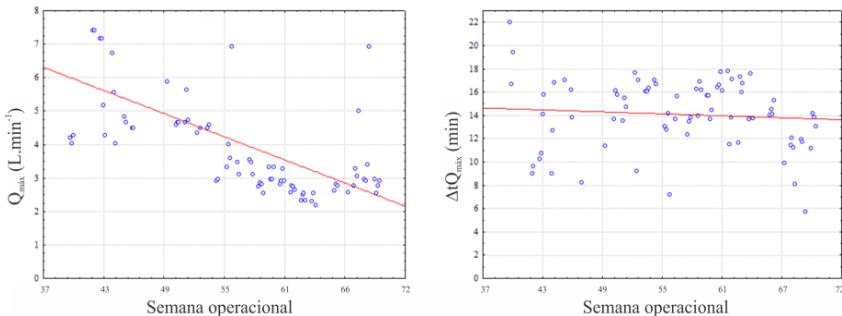


Figura 32 - Comportamento temporal de $Q_{\text{máx}}$ e $\Delta tQ_{\text{máx}}$ ao longo do monitoramento no WCVD

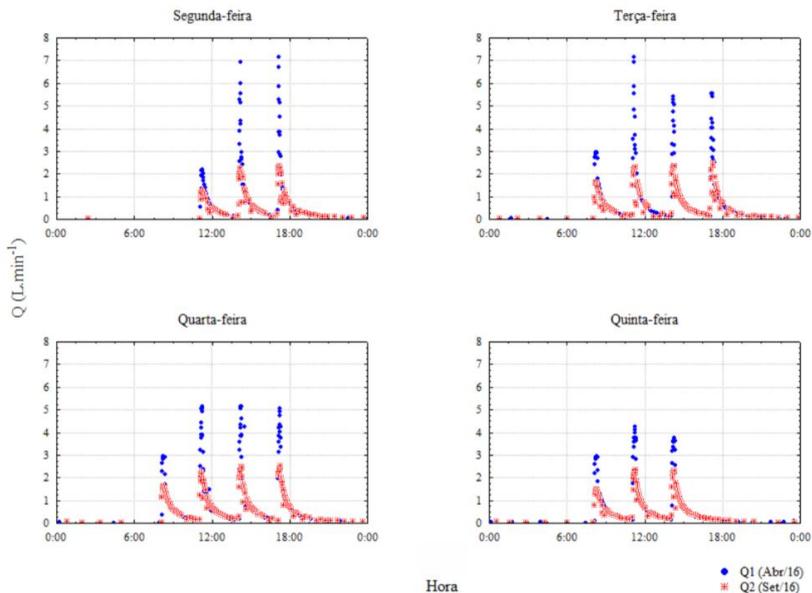


Figura 33 – Comparativo entre os hidrogramas de saída do WCVD registrados durante duas semanas de operação em momentos distintos do monitoramento.

A redução de $Q_{\text{máx}}$ de aproximadamente 50% (de 6 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$ para aproximadamente 3 $\text{L}\cdot\text{min}^{-1}$) ao longo da operação, pode estar correlacionada com a perda de condutividade hidráulica do maciço filtrante.

Os mecanismos fomentadores do processo de perda de condutividade hidráulica em WC relacionam-se principalmente com: *i*) os sólidos inertes presentes no esgoto, que se acumulam nos vazios do maciço filtrante, especialmente na região superficial; *ii*) o crescimento da biomassa aderida nos grãos do material filtrante; e *iii*) o crescimento de raízes (PLATZER; MAUCH, 1997; WINTER; GOETZ, 2003).

A fim de investigar se o acúmulo de sólidos inertes e o crescimento da biomassa no maciço filtrante ocorreram de forma concomitante com o decréscimo de $Q_{\text{máx}}$, foram analisadas amostras do maciço filtrante em duas camadas, superfície e fundo. O monitoramento mostra que não houve um aumento considerável de biomassa, expressa em termos de sólidos voláteis (SV), tanto na região superficial quanto no fundo do WCVD. Destaca-se que todas as amostras eram compostas unicamente por areia e umidade, sem a presença de raízes. Dessa forma, a parcela de SV refere-se unicamente à biomassa aderida.

A parcela biodegradável dos sólidos medidos no maciço filtrante representa a menor parte em termos de massa do total de sólidos. Os sólidos fixos (SF), por outro lado, representam a maior parcela dos sólidos totais. Contudo, assim como os SV, os SF também não apresentaram um aumento ao longo do período de monitoramento do WCVD (Figura 34).

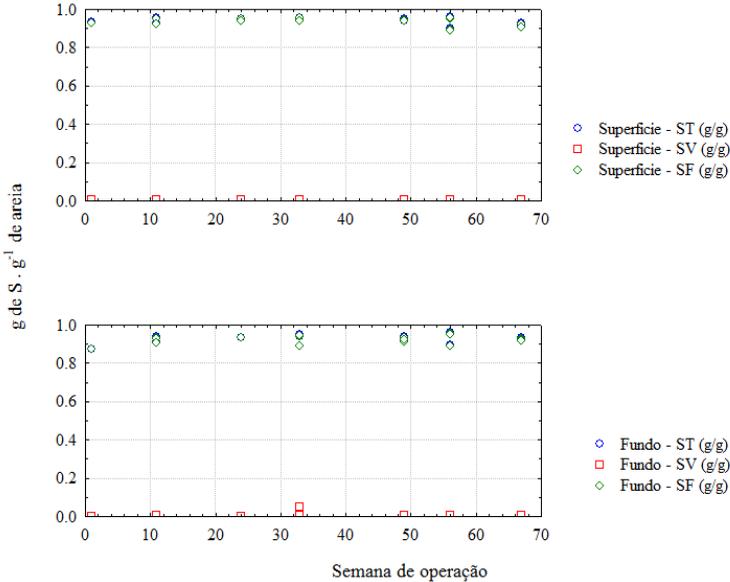


Figura 34 - Comportamento temporal de ST, SV e SF por grama de areia na superfície e fundo do WCVD.

Acredita-se que o não acúmulo de sólidos foi alcançado devido ao obediência da carga de projeto de sólidos suspensos totais (SST) ($<15 \text{ gSST} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$) e da alternância de módulos (3,5 dias de operação e 3,5 de repouso). Em específico, a carga média de SST aplicado no WCVD durante o monitoramento foi de $2,80 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$.

Assim, infere-se que o decréscimo de $Q_{\text{máx}}$ na unidade WCVD seja função principalmente do crescimento das raízes no maciço filtrante. De fato, Schwager e Boller (1997) relacionaram a presença de raízes de macrófitas como um dos fatores que dificultam a percolação inicial de esgoto em WCVD. Além disso, Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que o crescimento de raízes, especialmente em estágios iniciais de operação de WC, estejam relacionados com decréscimos das taxas de condutividade hidráulica k , o que resulta em um maior TDH e

menores vazões de saída. Ressalta-se, porém, que durante toda a operação do WCVD não se constatou colmatação superficial ao ponto de ocorrer empoçamentos prolongados após a aplicação de esgoto.

5.1.2. Vazões de saída WCH

Os valores registrados de $Q_{\text{máx}}$ no WCH apresentaram ordem de grandeza 10 vezes menor do que os valores registrados no WCVD (Apêndice A.2). No WCH, o maior valor de $Q_{\text{máx}}$ registrado, excluindo-se os momentos de chuvas intensas, foi de $2,64 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. Os valores registrados de $Q_{\text{máx}}$, contudo, mantiveram-se geralmente abaixo de $2 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. Esse fato está associado a dois fatores: *i*) as vazões aplicadas no WCH são menores às aplicadas no WCVD, uma vez que o WCVD já amortiza a vazão aplicada pelas bombas; e, *ii*) o WCH apresenta um volume duas vezes maior que o WCH, amortecendo ainda mais as vazões aplicadas.

Observou-se também uma diferença significativa ($p < 0,01$) entre $Q_{\text{máx}}$ gerada no primeiro pulso diário e os demais, para todos os dias da semana com exceção de quinta-feira (Figura 35). Porém, apesar de diferentes entre si, as $Q_{\text{máx}}$ registradas no WCH mostraram-se mais próximas entre si quando comparadas com as $Q_{\text{máx}}$ do WCVD. A saturação do meio filtrante resulta em uma maior uniformidade da condutividade hidráulica no WCH em relação ao WCVD, o que pode explicar a maior proximidade de $Q_{\text{máx}}$ na unidade WCH.

Como principal particularidade observada em relação ao comportamento médio de $Q_{\text{máx}}$, destaca-se que os primeiros picos semanais diários (segunda-feira às 11h00) foram menores que os demais. Infere-se que isto esteja relacionado ao repouso operacional de sexta a segunda-feira que, juntamente com a evapotranspiração que ocorre neste período, acarreta em uma redução do nível de água dentro do WCH em relação ao controlador hidráulico de saída. Acredita-se que tais fatos em conjunto resultariam em uma maior amortização da $Q_{\text{máx}}$ do primeiro pulso operacional da semana seguinte. Além disso, a vazão aplicada no WCH é reduzida neste momento, uma vez que o WCVD encontra-se com o maciço filtrante mais seco e gera menores vazões de entrada no WCH.

Os valores de $\Delta t Q_{\text{máx}}$ tem como referência o horário de aplicação do pulso no sistema híbrido. Assim, os valores de $\Delta t Q_{\text{máx}}$ apresentados para a unidade WCH representam o tempo acumulado para

que a vazão de pico se propague desde a bomba na EB, passando pelo WCVD, até a saída do WCH.

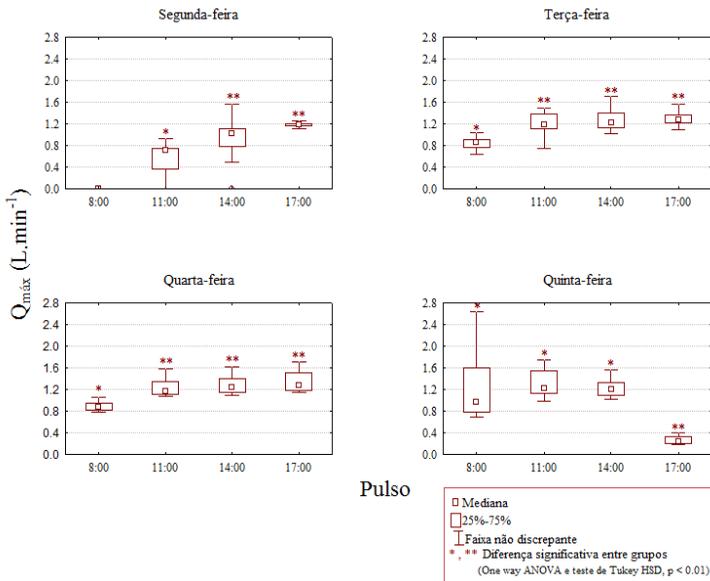


Figura 35 - Comportamento da vazão máxima de saída (Q_{\max}) no WCH discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.

Pode-se observar que o primeiro pulso semanal é o pulso no qual ocorrem os maiores valores e as maiores variabilidades registradas de ΔtQ_{\max} , sendo estatisticamente diferentes ($p < 0,01$) que os ΔtQ_{\max} para os demais pulsos semanais (Figura 36). Nota-se que o primeiro pulso diário, para todos os dias de operação, é o pulso no qual foi necessário maior tempo para se alcançar Q_{\max} .

Acredita-se que o motivo para ocorrência de maiores ΔtQ_{\max} nesses casos esteja relacionado ao mesmo motivo inferido à ocorrência de menores valores de Q_{\max} nos primeiros pulsos semanais: uma combinação da ação da evapotranspiração no WCH e uma redução da umidade do maciço filtrante do WCVD. A evapotranspiração seria responsável por diminuir o nível interno de água no WCH, requerendo um maior volume de esgoto aplicado para se atingir o nível de saída imposto pelo controlador hidráulico, enquanto que a menor umidade no WCVD estaria relacionada às menores vazões aplicadas no WCH.

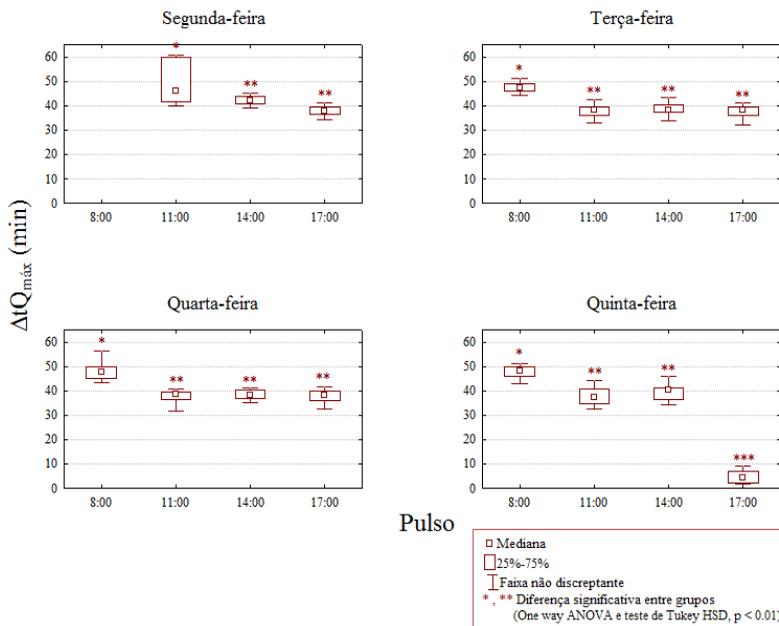


Figura 36- Comportamento do tempo percorrido para se atingir $Q_{\text{máx}}$ ($\Delta tQ_{\text{máx}}$) no WCH discriminada por dia de operação e por pulso aplicado.

De forma similar ao WCVD, a contabilização de $Q_{\text{máx}}$ diárias no WCH apresentou uma maior ocorrência (80%) nos últimos dois pulsos de um mesmo dia operacional (Figura 37). Acredita-se, porém, que este fato seja função principalmente das maiores vazões de saída do WCVD nestes mesmos pulsos, devido a maior umidade no maciço filtrante da unidade vertical nesses momentos.

Em relação ao comportamento temporal das variáveis $Q_{\text{máx}}$ e $\Delta tQ_{\text{máx}}$, o comportamento observado no WCH foi similar ao WCVD. Assim como no WCVD, o WCH apresentou uma tendência de redução da $Q_{\text{máx}}$ ao longo da operação. Contudo, esta redução se deu em menor escala (aproximadamente 15%) quando comparada à redução observada no WCVD. Em contrapartida, diferentemente do registrado no WCVD, o WCH apresentou uma tendência de aumento do $\Delta tQ_{\text{máx}}$. Na Figura 38 são expostas as linhas de tendência encontradas enquanto que na Figura 39 são exemplificados hidrogramas de saída de três semanas de operação com 4 meses de intervalo entre si.

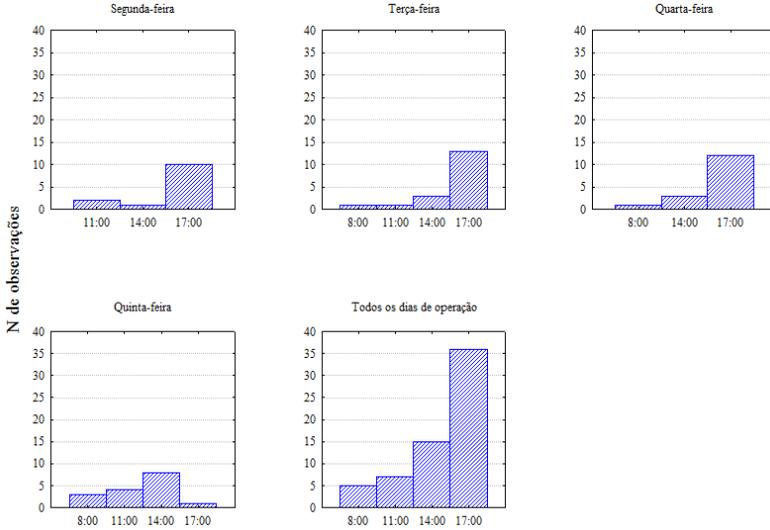


Figura 37 - Histogramas de vazão máxima na saída de WCH, discriminados por pulsos e dias de operação.

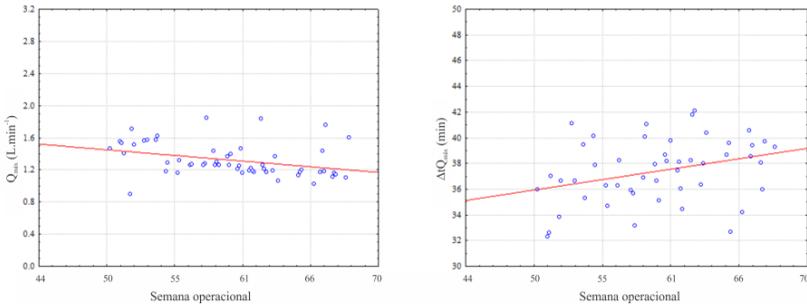


Figura 38 - Comportamento temporal de $Q_{máx}$ e $\Delta t Q_{máx}$ ao longo do monitoramento no WCVD

A fim de investigar se o decréscimo de $Q_{máx}$ e o aumento de $\Delta t Q_{máx}$ estariam correlacionados com um acúmulo de sólidos inertes ou biomassa aderida, realizaram-se amostragens do maciço filtrante em duas profundidades (superficial e fundo) ao longo das três seções estabelecidas de início, meio e fim. Na Figura 40 são apresentados o comportamento temporal das análises das amostras do maciço filtrante do WCH em termos de ST, SF (sólidos inertes) e SV (biomassa aderida e outros compostos biodegradáveis). Frisa-se que as amostras do maciço

filtrante não continham partes de raízes, fazendo com que a medida de SV refira-se unicamente à biomassa aderida.

De forma similar ao observado na unidade WCVD, não se observou um aumento considerável tanto na concentração de ST, SF e SV. Assim, descarta-se que a redução das vazões de saída e o aumento do tempo necessário para se atingir a vazão de pico estejam relacionados ao acúmulo de sólidos inertes e ao crescimento da biomassa.

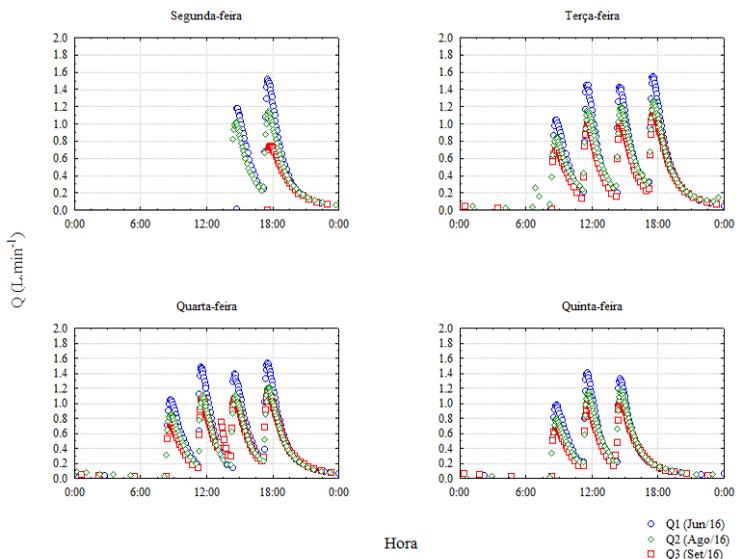


Figura 39 - Comparativo entre os hidrogramas de saída do WCH registrados durante três semanas de operação em momentos distintos do monitoramento.

Paralelamente, tendo em vista que o monitoramento foi realizado no momento inicial de operação e de acordo com o apresentado na literatura (SCHWAGER; BOLLER, 1997; KADLEC; WALLACE, 2009; PLATZER; MAUCH, 1997; WINTER; GOETZ, 2003), infere-se que o crescimento dos rizomas das macrófitas tenha ocorrido de forma acentuada, podendo ser este crescimento o principal ator na redução da condutividade hidráulica k do WCH. Isto resultaria, em última instância, em menores valores de $Q_{máx}$ e maiores tempos $\Delta t_{Q_{máx}}$. De fato, apesar de não ter ocorrido a quantificação do crescimento e densidade do rizoma ao longo do monitoramento, pôde-se notar nos momentos de coleta das amostras de areia um aumento

considerável da densidade de raízes na rizosfera do WCH, do início da operação até o final do monitoramento.

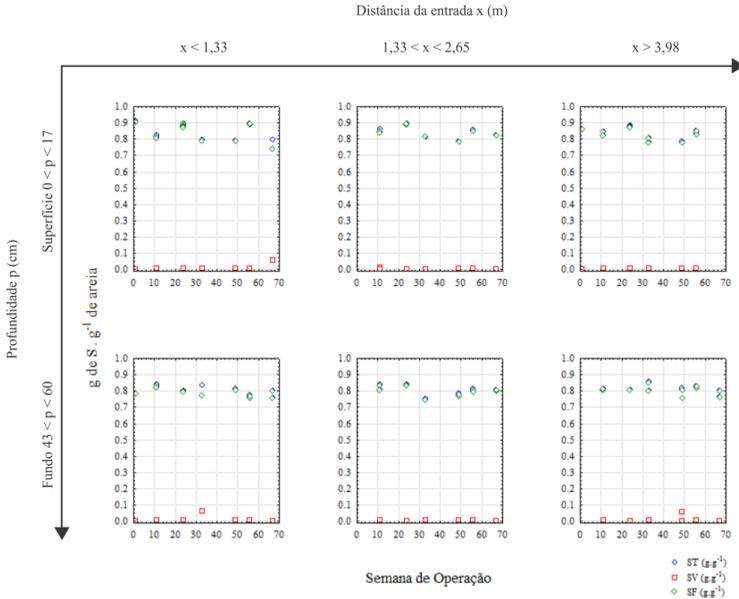


Figura 40 - Comportamento temporal de ST, SV e SF por grama de areia na superfície e fundo ao longo das seções de início, meio e fim do WCH.

5.2. BALANÇO HÍDRICO E EVAPOTRANSPIRAÇÃO DOS WC

O balanço hídrico das unidades foi utilizado para estimativa da taxa de evapotranspiração nas unidades WCVD e WCH. Para ambas as unidades, o cálculo realizado foi embasado na equação 13 (item 4.4.2).

5.2.1. Balanço hídrico WCVD

Os resultados obtidos de balanço hídrico na unidade WCVD apontaram para uma diferença entre as metodologias de análise ao se variar o intervalo temporal do balanço. A avaliação de balanço hídrico foi realizada em intervalos temporais diários e semanais. Na Tabela 10 é fornecida a estatística descritiva da ETP discriminada por dia da semana.

Pôde-se observar que existe uma clara distinção entre os resultados de balanço hídrico dos dias de operação (segunda a quinta-feira) e os dias de repouso (sexta-feira a domingo). Nos dias de repouso

o balanço hídrico é negativo, ou seja, contabilizaram-se maiores volumes de saída do que de entrada. Isto se deve à propagação da cauda do hidrograma do último pulso aplicado na quinta-feira, mesmo que não haja novas contribuições. Observa-se um aumento na mediana da ETP de sexta para domingo (de -2,4 a -0,4 mm.d⁻¹, respectivamente), referente à drenagem do esgoto aplicado quinta-feira. Já os dias de operação apresentam ETP positivas, traduzindo-se em três possibilidades: *i*) retenção de líquido no maciço filtrante, por capilaridade; *ii*) propagação da cauda do hidrograma de saída para o próximo dia; ou *iii*) evapotranspiração propriamente dita. Observou-se um aumento da ETP de segunda para terça-feira, seguido de um declínio até quinta-feira (Figura 41).

Tabela 10 - Estatística descritiva da ETP (mm.d⁻¹), da unidade WCVD, discriminada por dia

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
Segunda	19	10,35	12,12	-17,42	31,65	14,38
Terça	20	17,52	17,24	8,96	30,32	6,85
Quarta	19	13,82	12,14	-9,14	26,33	9
Quinta	20	8,51	7,62	-4,52	24,20	7,43
Sexta	8	-2,41	-2,41	-2,44	-2,37	0,04
Sábado	12	-0,58	-0,70	-0,97	0	0,32
Domingo	16	-0,58	-0,40	-2,04	0	0,59
Todos os dias	114	8,28	7,62	-17,42	31,65	10,56

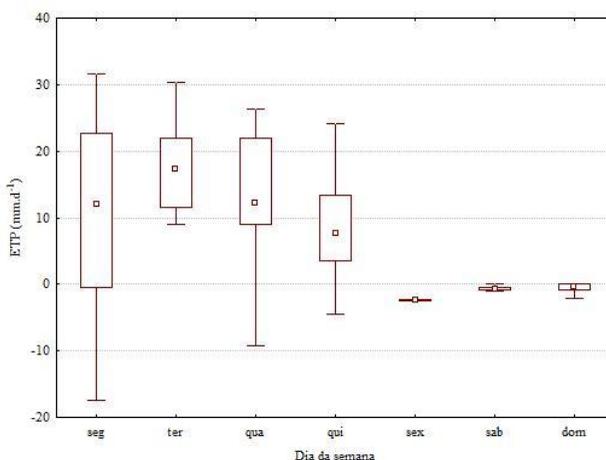


Figura 41 - Boxplot da ETP no WCVD por dia da semana.

O primeiro dia operacional da semana foi o dia que apresentou maior variabilidade. Infere-se que tal variabilidade esteja relacionada ao “*startup*” de operação semanal. Em outras palavras, em função das condições meteorológicas durante o repouso operacional, a umidade do maciço filtrante muda, o que pode vir a modificar de forma significativa o tempo de resposta dos hidrogramas de saída, interferindo na análise de balanço hídrico.

Em contrapartida, os demais dias de operação apresentaram uma variabilidade menor e um comportamento mais homogêneo. Infere-se, também, que isto seja devido ao maciço filtrante já se encontrar em regime operacional. Pode-se dizer, então, que nestes momentos o WCVD provavelmente possui condutividades hidráulicas não saturadas mais homogêneas. Como consequência, os resultados de balanço hídrico tornam-se mais confiáveis para se traduzir em evapotranspiração propriamente dita, ao invés de em efeitos de retenção de umidade no maciço filtrante, ou prolongamento acima do normal da cauda do hidrograma de saída.

Dessa forma, ao se observar diferenças de comportamento da ETP entre os dias da semana, partiu-se para análise do balanço hídrico usando a semana operacional como intervalo temporal. A modificação do intervalo temporal se deu em função de quatro aspectos.

O primeiro motivo se deve ao comportamento não homogêneo entre os diferentes dias da semana. Isto faz com que a avaliação em um único dia não seja representativa para o WCVD.

A segunda ponderação se refere também ao comportamento não homogêneo observado, porém relacionando-se com a ocorrência de falhas operacionais. As falhas operacionais acarretam um número distinto de registros dos diferentes dias da semana. Assim, dado o comportamento não homogêneo entre os dias da semana, este fato pode vir a direcionar o comportamento médio final da ETP. Destaca-se que ao longo do monitoramento registraram-se muitas falhas operacionais, especialmente no aparato de medição de vazão de saída, que acabaram por reduzir o número de dias válidos de monitoramento.

Em terceiro lugar, deve-se considerar que o sistema de WC é um sistema aberto sujeito às condições meteorológicas que não seguem necessariamente um intervalo de 24 horas. Assim, o intervalo temporal diário é mais suscetível de ser afetado por chuvas, devido ao menor intervalo de registro para o escoamento da precipitação.

Por fim, os resultados obtidos na análise de vazões de saída do WCVD (item 5.1.1) indicam que, na ausência de chuvas intensas próximas ao fim da semana, não há propagação do hidrograma de saída

do último dia operacional de uma determinada semana, até o primeiro dia operacional da semana seguinte. Assim, a adoção de períodos mais longos de análise, ou de semanas, aumenta a probabilidade de obtenção de balanços hídricos que reflitam de forma mais confiável à evapotranspiração do WCVD.

Como desvantagem da adoção da semana como intervalo temporal de análise, ressalta-se que a série histórica torna-se consideravelmente menor em casos de falhas recorrentes. Isto ocorre devido ao fato de que qualquer falha operacional durante a semana, acaba por excluir a semana inteira da série histórica.

Nesse sentido, após a seleção das semanas sem falhas operacionais e com comportamento não discrepante, chegou-se a um total de 6 semanas completas de balanço hídrico. Na Tabela 11 é fornecido o balanço hídrico e o cálculo da ETP para cada uma das semanas, enquanto que na Tabela 12 é exposta a estatística descritiva da ETP considerando a série histórica utilizando a semana como intervalo temporal de análise.

Tabela 11 - Balanço Hídrico e cálculo de ETP, da unidade WCVD, discriminada por semana

Semana	Entradas (L)		Saídas (L)	ETP		
	Prec.	Basc.	Basc. WCVD	V (L)	mm.sem ⁻¹	mm.d ⁻¹
44	192,3	2124,8	2038,7	278,3	36,6	5,2
59	146,2	1932,0	1828,2	250,0	32,9	4,7
60	60,8	1937,5	1686,4	313,9	41,3	5,9
61	158,1	1887,1	1720,7	324,5	42,7	6,1
62	0,0	2173,8	1841,4	332,4	43,7	6,2
63	834,5	1887,1	2404,1	317,6	41,8	6,0

Tabela 12 - Estatística descritiva da ETP (mm.d⁻¹), da unidade WCVD, para série histórica discriminada por semana

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
ETP (mm.d⁻¹)	6	5,7	6,0	4,7	6,2	1,3

Pôde-se observar que a ETP média, utilizando a semana como intervalo temporal, apresentou um desvio padrão inferior ao encontrado ao se utilizar o dia como parâmetro para análise. Isto reflete uma maior confiabilidade nos resultados.

O contexto climático apresenta uma importância significativa nos valores de ETP. Um estudo realizado na Tailândia, em clima tropical, comparou a ETP em WCVD constituídos de areia e brita, entre unidades plantadas com taboa e unidades não plantadas (KANTAWANICHKUL et al., 2009). Os resultados médios para os WCVD plantados são de $11,9 \text{ mm.d}^{-1}$ e para os não plantados, $7,9 \text{ mm.d}^{-1}$. Por sua vez, um estudo realizado na Polônia, região de clima temperado continental, avaliou a ETP em WCVD durante dois anos de operação (BIALOWIEC et al., 2014). As unidades verticais eram compostas por areia e plantadas com junco. Os autores obtiveram ETP variando de $0,98$ a $4,61 \text{ mm.d}^{-1}$, sendo os maiores valores, de $2,56$ a $4,61 \text{ mm.d}^{-1}$, obtidos no segundo ano de monitoramento.

Assim, o WCVD em estudo, situado em região de clima subtropical, apresentou valores intermediários coerentes quando comparado com a literatura. O valor encontrado de ETP de $6 \pm 1,3 \text{ mm.d}^{-1}$, na mediana, foi igual ao parâmetro de projeto, embasado em estudo de um WCVD similar, em termos de configuração, contexto climático e macrófita implementada (PELLISSARI, 2013).

A ETP igual a 6 mm.d^{-1} ou a aproximadamente 10% da TAH aplicada no WCVD, foi utilizado para cálculo de remoção de carga na unidade WCVD.

5.2.2. Balanço hídrico WCH

Os resultados obtidos no balanço hídrico da unidade WCH apontam para valores abaixo do esperado. Além disso, os resultados do balanço hídrico também variaram ao se utilizar diferentes intervalos temporais para análise do balanço.

A análise tendo o dia como intervalo temporal apresentou, quando comparado com o WCVD, resultados com uma variabilidade maior nos dias de operação e menores nos dias de repouso. Pôde-se observar que os valores de ETP no WCH foram menores que os valores registrados no WCVD, aproximando-se de valores nulos de ETP (Tabela 13).

O WCH não apresentou uma distinção clara de ETP entre os dias de operação e os dias de repouso (Figura 42). Contudo, seguindo os resultados obtidos da análise de vazões de saída (item 5.1.2), que apontam para a não propagação de vazões aplicadas entre semanas operacionais subsequentes, realizou-se também a análise do balanço hídrico usando a semana como intervalo temporal a fim de investigar.

De forma análoga ao WCVD, discriminaram-se as semanas sem falhas operacionais, resultando em um total de 6 semanas, e realizou-se o cálculo da ETP. Na Tabela 14 é apresentado o cálculo de balanço hídrico do WCH enquanto que na

Tabela 15 é fornecida a estatística descritiva da ETP obtida utilizando-se a semana como intervalo temporal de análise.

Tabela 13 - Estatística descritiva da ETP (mm.d^{-1}), da unidade WCH, discriminada por dia

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
Segunda	11	1,34	1,36	-3,52	7,92	3,43
Terça	12	-0,27	-0,15	-2,90	1,61	1,30
Quarta	9	-0,44	-0,03	-3,15	2,88	1,88
Quinta	13	0,06	0,86	-3,26	3,16	2,24
Sexta	15	0,72	0,71	-0,46	1,74	0,55
Sábado	11	0,30	0,39	0,00	0,66	0,19
Domingo	12	0,27	0,19	0,00	0,71	0,22
Todos os dias	83	0,31	0,39	-3,52	7,92	1,76

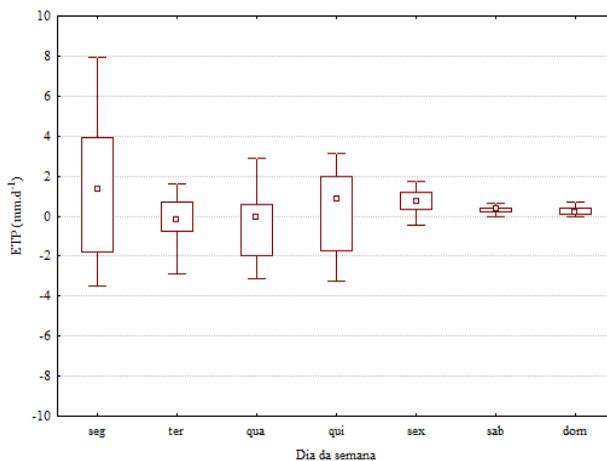


Figura 42 - Boxplot da ETP no WCH por dia da semana.

A análise com a semana como referência temporal forneceu somente valores positivos de ETP e com uma menor variabilidade quando comparado com a análise temporal diária, dando indícios de maior confiabilidade. De fato, um estudo avaliou a interferência do uso de diferentes intervalos temporais na análise de balanço hídrico com fins

de estimativa de ETP (BORIN et al., 2011). Os autores avaliaram dois conjuntos de WCH plantados e não plantados no sul da Itália, e concluíram que intervalos longos de até 10 dias apresentaram resultados mais confiáveis que os fornecidos por intervalos temporais de apenas 1 dia. Todavia, os valores de ETP obtidos no WCH usando a semana como intervalo temporal de análise, também foram abaixo do esperado.

Tabela 14 - Balanço Hídrico e cálculo de ETP, da unidade WCH, discriminada por semana.

Semana	Entrada (L)		Saída (L)	ETP		
	Prec.	Basc. WCVD	Basc. WCH	V (L)	mm.sem ⁻¹	mm.d ⁻¹
56	1967,8	2303,3	4114,8	156,3	9,8	1,4
59	307,8	1828,2	2048,5	87,5	5,5	0,8
60	128,0	1686,4	1746,0	68,4	4,3	0,6
62	0,00	1841,4	1738,8	102,6	6,4	0,9
63	1756,9	2204,1	3571,2	389,8	24,4	3,5
66	25,6	1407,4	1141,2	291,8	18,2	2,6

Tabela 15 - Estatística descritiva ETP (mm.d⁻¹), da unidade WCH, para série histórica discriminada por semana.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
ETP (mm.d ⁻¹)	6	1,6	1,0	0,6	3,5	1,2

De fato, os valores obtidos no monitoramento do WCH são inferiores aos usualmente encontrados na literatura. Pelissari (2013) monitorou um WCH situado no norte do Rio Grande do Sul e obteve taxa média de 22 mm.d⁻¹. Brasil e Matos (2008) monitoraram 4 WCH cultivados com taboa, localizados em região com clima tropical de altitude. Os autores encontraram, para os 4 WCH, uma ETP média de 9,3 mm.d⁻¹, variando de 3,6 a 14 mm.d⁻¹. Outro estudo monitorou dois conjuntos de WCH de pequena escala plantados e não plantados, localizados no sul da Itália (BORIN et al., 2011). Os autores obtiveram valores de ETP variando entre 0,2 e 50,4 mm.d⁻¹. Como esperado as unidades não plantadas apresentaram ETP inferiores às plantadas. Os autores atribuem como um dos motivos para obtenção de altas taxas de ETP alcançadas o fato das unidades serem de pequena escala, minimizando os efeitos de *clothsline*, onde a vegetação de um ponto é maior que as do entorno, e o de *oasis*, onde a disponibilidade de água em um ponto é maior que no entorno (KADLEC; WALLACE, 2009).

Dentre os fatores que podem ter contribuído para a obtenção de uma ETP com mediana de apenas 1 mm.d^{-1} , destacam-se três especificidades operacionais que ocorreram durante o período de monitoramento.

Primeiramente, após sete meses de operação (32ª semana de operação), notou-se que a unidade WCH apresentava quantidades significativas de nitrato em seu efluente (maior detalhamento no item 5.3.2.3). Uma das possíveis causas para a não desnitrificação no WCH foi uma baixa relação de C:N identificada, que acaba por limitar o esperado processo de remoção de nitrato. Como estratégia operacional, optou-se por limitar a poda de forma que parte do carbono retirado pelas plantas retornasse ao maciço filtrante após sua senescência.

Em segundo lugar, um surto de afídeos (popularmente chamados de pulgões ou piolhos-das-plantas) ocorreu em toda EETE em meados de junho de 2016 (54ª semana de operação). Os pulgões atacaram significativamente as macrófitas, o que demandou, após duas tentativas de eliminação da praga com aplicações de solução de fumo, a poda e transplante de novas macrófitas no fim de setembro de 2016 (67ª semana de operação). A infestação de afídeos resultou na morte da parte aérea de grande parte das macrófitas no WCH.

O terceiro fator que provavelmente influenciou a baixa ETP observada foi o momento de monitoramento. Os dados obtidos, da 56ª semana à 66ª semana de operação, referem-se aos meses de julho a setembro de 2016, época com baixas temperaturas na localidade em estudo. De acordo com os dados da estação meteorológica da UFSC, a temperatura média do ar durante estas semanas foi de $17,7 \text{ }^\circ\text{C}$, com temperatura mínima diária de $10,9 \text{ }^\circ\text{C}$ e máxima diária de $23,5 \text{ }^\circ\text{C}$.

Estes três fatores combinados, possivelmente, afetaram o processo de evapotranspiração das macrófitas durante o período de monitoramento. Efetivamente, as maiores taxas de evapotranspiração aparecem recorrentemente associadas às maiores áreas foliares, comuns em macrófitas em pleno desenvolvimento, e durante as estações mais quentes e secas do ano (HEADLEY et al., 2012).

Pelissari (2013) observou as maiores taxas de evapotranspiração em um WCH durante as estações mais quentes do ano, quando as macrófitas possuíam as maiores áreas foliares registradas pela autora. Outro estudo, realizado por Brasil e Matos (2008), relata que a macrófita *Typha domingensis* apresentou maior ETP quando as plantas atingiram altura média superior a 2 metros e encontravam-se em estágio reprodutivo.

Apesar das dificuldades e limitações, o valor de ETP de 1 mm.d^{-1} (ou aproximadamente 5% da TAH aplicada no WCH) foi adotado para cálculo de remoção de carga na unidade horizontal. O valor adotado foi a mediana pelo fato dos dados não se mostrarem normais.

5.3. DESEMPENHO DE REMOÇÃO DE POLUENTES NAS UNIDADES DE TRATAMENTO

A análise de desempenho de tratamento de poluentes no sistema híbrido e suas unidades constituintes, foi realizada em termos de carga aplicada e removida, e de concentração. Além disso, avaliou-se o comportamento dos parâmetros de qualidade ao longo do perfil de escoamento nos WC.

A apresentação de resultados foi estruturada, primeiramente, de forma individual para as unidades WCVD e WCH e, posteriormente, para o sistema híbrido de forma global.

5.3.1. WCVD

A análise de desempenho do WCVD em termos de concentração englobou a compreensão do desempenho médio da unidade, seu comportamento ao longo da operação e a busca de correlações entre os parâmetros de qualidade. Na Tabela 16 é fornecida a estatística descritiva do desempenho médio da unidade WCVD, em termos de concentração durante o período de monitoramento.

A avaliação em termos de carga se limitou à descrição do comportamento médio de remoção de poluentes, uma vez que para esta análise não se considerou as primeiras 8 semanas de operação, em virtude da ausência de dados de vazão aplicada. A estatística descritiva dos parâmetros analisados em termos de carga é apresentada na Tabela 17. A área superficial foi a referência utilizada para o cálculo da carga.

A taxa de aplicação hidráulica no WCVD manteve-se dentro do previsto em projeto, com média igual a $63 \pm 14 \text{ mm.d}^{-1}$.

Tabela 16 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCVD em termos de concentração.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
pH Afluente	35	7,25	7,20	7,05	7,62	0,16
pH Efluente	37	6,58	6,55	5,98	7,51	0,32
Variação pH	35	-0,64	-0,64	-1,22	-0,19	0,31
DQO Afluente (mg.L⁻¹)	26	586	588	217	914	154
DQO Efluente (mg.L⁻¹)	27	53	53	28	213	15
DQO Eficiência (%)	25	87,42	90,33	63,33	98,60	7,75
DBO₅ Entrada (mg.L⁻¹)	24	269	265	199	341	38
DBO₅ Efluente (mg.L⁻¹)	24	34	33	21	51	8
DBO₅ Eficiência (%)	24	87,60	87,70	80,00	91,50	2,17
SST Afluente (mg.L⁻¹)	32	44,78	45,75	15,00	88,00	18,84
SST Efluente (mg.L⁻¹)	34	3,72	1,00	0,00	14,00	4,89
SST Eficiência (%)	34	92,80	97,90	49,40	100	10,95
N-NH₄⁺ Afluente (mg.L⁻¹)	32	76,42	75,85	53,40	92,75	10,59
N-NH₄⁺ Efluente (mg.L⁻¹)	30	28,04	28,96	14,15	39,20	7,05
N-NH₄⁺ Eficiência (%)	27	62,90	63,60	47,10	79,60	8,28
N-NO₃⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	26	0,10	0,00	0,00	0,54	0,17
N-NO₃⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	28	25,11	25,88	6,18	43,12	8,62
N-NO₃⁻ Produção (mg.L⁻¹)	23	28,09	26,46	9,56	57,20	10,63
N-NO₂⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	31	0,18	0,18	0,10	0,26	0,04
N-NO₂⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	36	1,05	0,86	0,05	3,50	0,78
N-NO₂⁻ Produção (mg.L⁻¹)	32	0,78	0,61	-0,12	2,78	0,67
NT Afluente (mg.L⁻¹)	17	76,41	78,00	54,00	105,00	14,71
NT Efluente (mg.L⁻¹)	15	52,20	48,00	34,00	81,00	12,99
NT Eficiência (%)	14	33,40	31,90	12,30	57,10	11,93
P-PO₄³⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	32	31,89	32,56	23,18	41,50	4,66
P-PO₄³⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	35	8,38	8,67	1,60	13,27	2,48
P-PO₄³⁻ Eficiência (%)	32	73,60	74,00	61,20	83,10	5,36
Alk Afluente (mg.L⁻¹)	34	280	278	195	340	34
Alk Efluente (mg.L⁻¹)	32	56	45	15	140	33
Balanco Alk (mg.L⁻¹)	31	-214	-215	-260	-150	29

Tabela 17 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCVD em termos de carga, considerando a área superficial.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
TAH WCVD (mm.d ⁻¹) ^a	230	63,20	58,87	0,00	83,85	14,58
THS WCVD (mm.d ⁻¹) ^b	230	55,23	51,48	0,00	73,32	12,75
DQO Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	39,60	39,46	4,28	64,84	11,50
DQO Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	3,30	2,94	0,26	8,66	1,60
DQO Removida (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	36,30	36,16	3,35	60,75	10,80
SST Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	2,80	2,67	0,54	6,24	1,30
SST Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	0,15	0,00	0,00	0,99	0,30
SST Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	106	2,53	2,50	0,00	6,02	1,26
N-NH ₄ ⁺ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	4,75	4,86	1,01	7,47	1,55
N-NH ₄ ⁺ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	118	1,65	1,54	0,00	3,55	0,55
N-NH ₄ ⁺ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	3,10	3,27	-1,16	5,28	1,30
N-NO ₃ ⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹) ^c	122	2,30	1,92	0,19	7,79	1,52
N-NO ₂ ⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹) ^c	122	0,06	0,05	0,00	0,17	0,04
NT Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	49	4,90	4,88	1,07	6,81	1,16
NT Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	49	3,45	3,36	0,85	5,75	1,04
NT Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	49	1,45	1,47	-0,22	2,72	0,78
P-PO ₄ ³⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	2,10	2,06	0,49	2,94	0,45
P-PO ₄ ³⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	118	0,55	0,55	0,08	0,99	0,17
P-PO ₄ ³⁻ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	1,55	1,53	0,41	2,27	0,35

^a: TAH: Taxa de Aplicação Hidráulica.

^b: THS: Taxa Hidráulica de Saída.

^c: Apresentaram-se somente as cargas de saída para N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ devido às concentrações próximas a 0 no afluente para estes dois parâmetros de qualidade.

5.3.1.1. Matéria Orgânica Carbonácea

A carga aplicada no WCVD durante as primeiras 70 semanas de operação, igual a $39,6 \pm 11,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, aproximou-se da carga de projeto de $41 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A alta variabilidade registrada é função principalmente da operação não uniforme do sistema híbrido, com dias com 3 ou 4 pulsos aplicados. Outro contribuinte para essa variabilidade foram as flutuações de qualidade do esgoto afluente, notadamente em momentos de precipitação pluviométrica intensa onde o esgoto mostrou-se diluído.

O WCVD apresentou elevado percentual de remoção de DQO, de ordem superior a 87% ou $36 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A eficiência média obtida superou o desempenho previsto em projeto de aproximadamente 78%.

Comparativamente à revisão de sistemas híbridos realizada por Vymazal (2013), o WCVD apresentou eficiência de remoção de DQO superior à média de $69,5 \pm 8,2 \%$. Um único estudo na revisão atingiu eficiência igual a 90% (SERRANO et al., 2011).

Em termos de carga o WCVD também apresentou valores elevados quando comparados com outros estudos. Kantawanichkul et al. (2009) avaliaram 9 WCVD tratando esgotos concentrados em DQO e N-NH_4^+ . Os WCVD eram compostos por areia, brita e plantados com *Typha angustifolia* ou *Cyperus involucratus*. As unidades verticais recebiam esgoto afluyente sintético com concentração de 300 mgDQO.L^{-1} e $300 \text{ mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$ com três TAH distintas (20, 50 e 80 mm.d^{-1}). As unidades obtiveram uma remoção média de $17,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ para a TAH igual a 80 mm.d^{-1} , após 5 meses de monitoramento. Não houve diferença significativa de desempenho entre as unidades plantadas com *Typha angustifolia* ou *Cyperus involucratus*. Outro estudo avaliou um sistema híbrido WCVD-WCH localizado na Alemanha, plantado com *Phragmites australis* e recebendo uma carga orgânica igual a $12,4 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ (TUSZYŃSKA; OBARSKA-PEMPKOWIAK, 2008), A unidade vertical removeu uma média de 92% ou $11,5 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Liu et al. (2013) avaliaram a remoção de DQO em um WCVD plantado com *Iris pseudoacorus* variando a relação C:N, de 0:1 a 10:1, com carga de NT constante e de DQO variando, até um máximo de $23 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O melhor desempenho foi obtido na relação 5:1, com remoção de 69% ou $8,4 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, inferior ao obtido neste estudo, que apresentou C:N [DQO:NT] aproximadamente igual a 8:1 e remoção de 87%, ou $36 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

A relação DQO/DBO₅ média afluyente foi de aproximadamente 2, o que reflete um afluyente com elevada fração biodegradável e apto para tratamentos biológicos (VON SPERLING, 1996), como é o caso da tecnologia de WC.

Contudo, contrariamente ao esperado após a passagem por tratamentos biológicos, a relação DQO/DBO₅ efluyente não aumentou em relação ao afluyente, mas diminuiu para aproximadamente 1,5. Um aumento desta proporção é esperado em virtude do consumo da matéria orgânica facilmente biodegradável e da remanescência de compostos de difícil degradação (VON SPERLING, 1996).

Pelissari (2013) também observou uma redução da relação da matéria orgânica de fácil degradação em relação às recalcitrantes, após a passagem de efluyente de bovinocultura em dois WC. A autora atribuiu esta redução ao processo de filtração que ocorre em WC, onde se retém a maior parte da fração sólida inerte. Esta retenção acaba por diminuir os valores de DQO não por processos biológicos, mas físicos.

Em termos espaciais do WCVD, observou-se uma remoção gradual da DQO ao longo do perfil vertical (Figura 43). Os resultados obtidos não condizem com os estudos que descrevem a distribuição da

microbiota ao longo do perfil de WCVD. Langergraber et al. (2006) relatam que a maior densidade microbiana heterotrófica encontra-se nos primeiros 20 cm de WCVD. Assim, espera-se que a maior taxa de remoção de matéria orgânica ocorra na camada superior, devido à maior quantidade de micro-organismos, à filtração da matéria orgânica particulada e à maior disponibilidade de oxigênio (KADLEC; WALLACE, 2009). Contudo, a maior remoção observada, de aproximadamente $43 \pm 16\%$ do total de DQO afluente, deu-se na camada intermediária do WCVD, entre 0,30 e 0,50 m de profundidade. O fundo do WCVD removeu $31 \pm 5\%$ enquanto que a camada entre a superfície e 0,30 cm de profundidade, limitou-se à $16 \pm 12\%$.

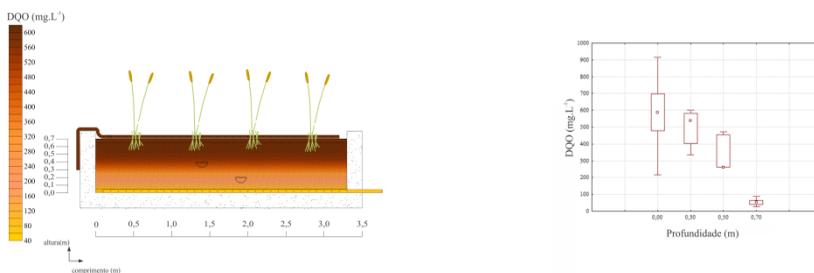


Figura 43 - Comportamento médio da DQO ao longo do perfil vertical do WCVD.

Em termos temporais, destaca-se que as eficiências de DQO se tornaram estáveis após um período de *startup* (Figura 44). Observou-se que a DQO efluente do WCVD estabilizou-se após a 10^a semana de operação, reduzindo gradualmente a partir da 1^a semana de operação (Figura 40).

Até a 10^a semana de operação, a eficiência média de remoção foi de $77 \pm 7\%$, com eficiência mínima de 63% e máxima de 87%. Durante este período, a performance de remoção média se aproximou do desempenho esperado de projeto, igual a 78%.

A resiliência do WCVD frente às variações de qualidade do esgoto afluente é outro fato que pôde ser observado. Apesar do afluente oscilar entre valores de 200 até mais de 900 mg.L⁻¹, as concentrações do efluente mantiveram-se sempre abaixo de 90 mg.L⁻¹, após a 10^a semana de operação, o que representa a capacidade da unidade vertical em amortecer cargas poluidoras variáveis.

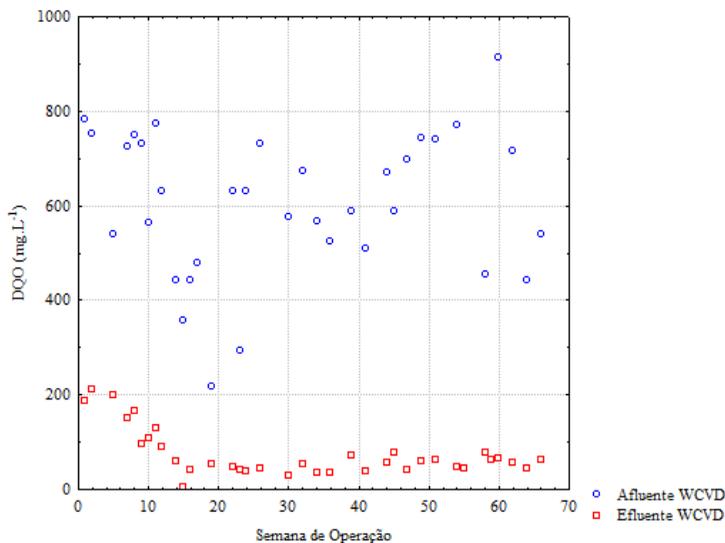


Figura 44 – Comportamento temporal da DQO afluente e efluente ao WCVD, em termos de concentração.

5.3.1.2. Sólidos Suspensos Totais

O carregamento de SST mostrou-se dentro do limite de projeto de $15 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, apresentando uma carga média aplicada de $2,8 \pm 1,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e não ultrapassando valores de $7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

O WCVD foi capaz de remover a maior parte dos sólidos suspensos totais durante o período de monitoramento, alcançando valor médio superior a 92% ou $2,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

O monitoramento em campo superou as expectativas de projeto, que previam uma redução de aproximadamente 75% dos SST na unidade vertical. Considerando unicamente as unidades verticais da revisão de Vymazal (2013), a eficiência média apresentada foi de apenas $72 \pm 15\%$, não havendo nenhuma que ultrapassasse 84% de remoção.

As amostragens ao longo do perfil vertical não forneceram resultados confiáveis para o parâmetro SST. A metodologia utilizada, com aplicação pontual de uma maior quantidade de esgoto especificamente sobre a posição dos amostradores parciais, a fim de viabilizar a coleta de volume suficiente de amostra para as análises físico químicas, acabou por não representar o comportamento real do WCVD em termos de remoção de SST em função deste maior fluxo induzido de esgoto. Portanto, esses dados não foram considerados.

Em termos temporais, a eficiência atingiu valores superiores a 90% depois da 10ª semana de operação, e manteve-se estável com 100% de remoção até a 40ª semana. Após a 40ª semana operacional, a eficiência reduziu consideravelmente (Figura 45).

Uma das possíveis causas que pode ter contribuído para a redução da eficiência de remoção de sólidos na 41ª semana de operação, foi a intensa precipitação pluviométrica registrada nas semanas antecedentes, destacadas na Figura 46

Ressalta-se que o período chuvoso em questão não foi o momento em que se registraram as chuvas mais intensas. Foi, porém, o único momento onde perduraram precipitações pluviométricas acima de $100 \text{ mm.semana}^{-1}$ por 3 semanas seguidas. Este evento acarretou, em 4 semanas, um total de 385 mm ou 2926 L provenientes de chuvas, um incremento de aproximadamente 45% quando comparado aos momentos sem precipitação ($63,2 \pm 14 \text{ mm.d}^{-1}$). Dessa forma, a exposição prolongada e contínua a precipitações pluviométricas de alta intensidade é a característica particular deste evento.

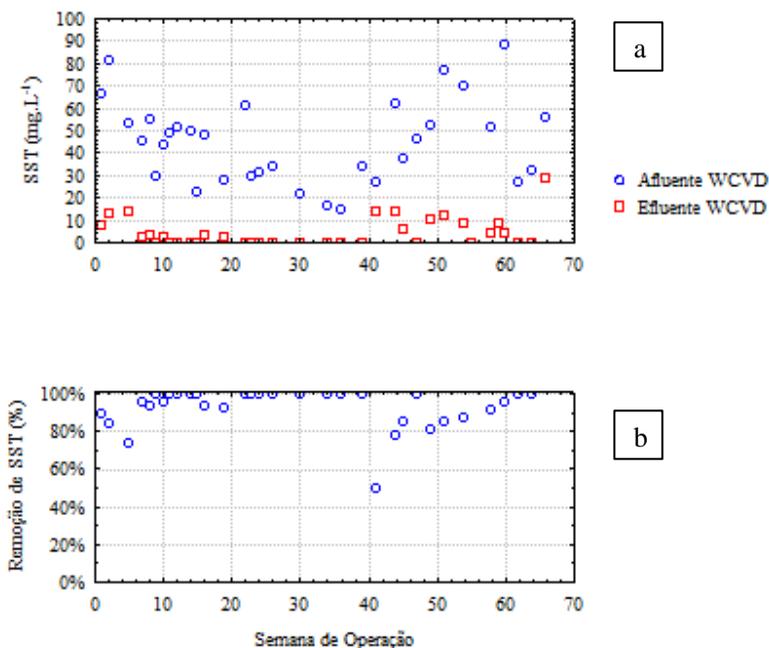


Figura 45 - Comportamento temporal dos SST na unidade WCVD em termos a) de concentração afluente e efluente, e b) eficiência de remoção

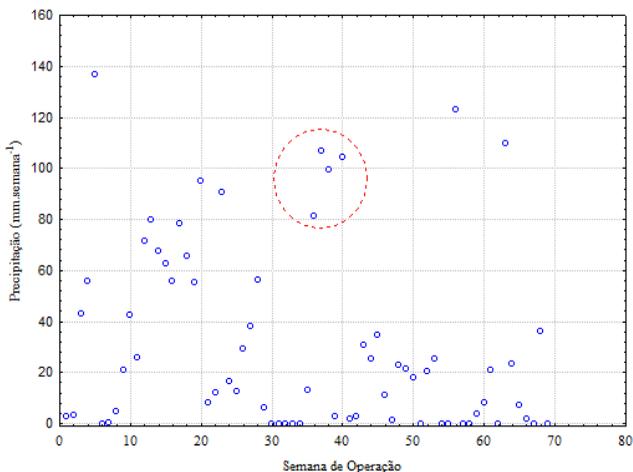


Figura 46 - Taxas de precipitação ao longo da operação, em mm.semana⁻¹.

A intensa precipitação pluviométrica nessas semanas acabou por diluir o esgoto afluente aos menores teores de SST registrados, abaixo de 20 mg.L^{-1} (Figura 45). Isto poderia, em primeira instância, contribuir para com a remoção de SST pelo fato de se ter um menor carregamento de sólidos na unidade vertical.

Contudo, essa mesma intensa precipitação pluviométrica por um período prolongado, pode ter intensificado o fluxo de água no maciço filtrante, criando caminhos preferenciais de escoamento e, por fim, arrastando sólidos então retidos no maciço filtrante ou simplesmente impedindo a remoção dos sólidos suspensos do afluente. Dessa forma, mesmo com concentrações afluentes inferiores ao usual, um possível carreamento de sólidos devido a maiores fluxos de água no interior do WCVD pode ter ocorrido, reduzindo a eficiência da unidade vertical. Em consonância, o monitoramento hidráulico mostra que a maior $Q_{\text{máx}}$ diária registrada na saída do WCVD, igual a $7,6 \text{ L.min}^{-1}$, ocorreu no mesmo período, na 40^a semana (vide item 5.1.1, Figura 32). Isto corrobora com a hipótese de arraste de sólidos ao longo do maciço filtrante em virtude de maiores velocidades de fluxo no interior do WCVD, e a criação de caminhos preferenciais.

De fato, um estudo avaliou o desempenho de um sistema híbrido WCVD-WCH-WC de lâmina livre durante eventos chuvosos intensos que duplicaram a TAH do sistema (ÁVILA et al., 2013). Os autores observaram a perda de desempenho na remoção de DQO e SST nesses momentos, especialmente da unidade WCH, a qual gerou

efluentes com concentrações superiores de SST que seu afluente. A unidade WCVD apresentou uma redução de 90% para 65% em termos de remoção de SST. Os autores atribuem esta perda de remoção devido ao fenômeno de *washout*, onde o aumento abrupto da TAH acaba por carrear os sólidos retidos previamente no maciço filtrante.

Posteriormente ao referido evento de precipitações pluviométricas intensas, houve uma redução considerável de intensidade de chuva nas semanas, não ultrapassando $35 \text{ mm.semana}^{-1}$ até a 56ª semana de operação. Concomitantemente, o WCVD foi capaz de recuperar progressivamente seu desempenho, até atingir novamente os níveis de remoções máximos na 70ª semana de monitoramento.

Dessa forma, a partir dos resultados obtidos, infere-se que o desempenho de remoção de SST em WCVD esteja sujeito a reduzir em casos de precipitações pluviométricas intensas prolongadas. Contudo, a unidade vertical não apresentou perda de eficiência em casos de chuvas intensas pontuais e, mesmo em casos de eventos críticos prolongados, o WCVD foi capaz de recuperar progressivamente seu desempenho de remoção de SST.

5.3.1.3. Compostos Nitrogenados

Dentre as razões pelas quais unidade WCVD é a primeira unidade no sistema híbrido WCVD-WCH, a principal se refere à otimização de desempenho em termos de compostos nitrogenados. Espera-se que esta unidade realize a primeira etapa da via clássica de remoção de nitrogênio: a nitrificação (KADLEC; WALLACE, 2009). O resultado esperado é a geração de um efluente nitrificado para o WCH a jusante, otimizando a remoção de compostos na unidade horizontal. A nitrificação consiste, basicamente, na oxidação de amônia a nitrito e, posteriormente a nitrato.

Como esperado em esgotos sanitários, a totalidade de nitrogênio no esgoto afluente se apresentou sob forma de íon amônio, não sendo identificado nitrogênio oxidado no afluente (Tabela 16). Isto resultou em cargas aplicadas de NT e N-NH_4^+ similares entre si ($4,9 \pm 1,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $4,8 \pm 1,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente). Von Sperling (1996) afirma que a principal fonte de nitrogênio em esgotos sanitários é a uréia, advinda em maior escala da urina, que rapidamente se hidrolisa à amônia. Em soluções com pH inferior a 8, o equilíbrio $\text{NH}_3 \leftrightarrow \text{NH}_4^+$ tende em sua totalidade para a direita (METCALF & EDDY, 1991).

A remoção média de N-NH_4^+ foi de aproximadamente $63 \pm 8 \%$ ou de $3 \pm 1,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, valores abaixo do critério de projeto de 80% de remoção.

Contudo, a eficiência obtida superou os valores apresentados na revisão realizada por Vymazal (2013). Quando comparado às unidades verticais descritas na revisão, a eficiência de $63 \pm 8 \%$ obtida superou a média de $44 \pm 30\%$. Contudo, destaca-se que este parâmetro de qualidade apresentou alta variabilidade entre os estudos, onde 2 autores igualaram aproximadamente 60% de remoção de N-NH_4^+ (KEFFALA; GHRABI, 2005; FOLADORI et al., 2012), 3 casos superaram as eficiências com valores de 86, 80 e 71%, respectivamente (HERRERA MÉLIAN et al., 2010; FOLODORI et al., 2012), e as 6 configurações restantes obtiveram eficiências inferiores, inclusive negativas (SERRANO et al., 2011). Esta variação ocorre por diversos motivos específicos relacionáveis em cada caso (macrófita, material filtrante, regime operacional). Contudo, destaca-se que a relação afluyente de C:N possui um importante papel no processo de oxidação de amônia (KADLEC; WALLACE, 2009).

Um estudo comparou a eficiência de remoção de N-NH_4^+ em WCVD variando a relação C:N [DQO:NT] e introduzindo aeração (LIU et al., 2013). As relações C:N testadas foram 0:1, 2,5:1, 5:1 e 10:1, mantendo a carga aplicada de NT e N-NH_4^+ próximas a 2,5 e $2,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente, e variando a carga de DQO. Para os casos sem aeração, o WCVD removeu cargas de 1,07 a $1,45 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e 0,69 a $1,17 \text{ gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A menor remoção ocorreu na relação C:N igual a 0:1, e a maior quando igual a 2,5:1. Posteriormente, com o aumento de C:N, o desempenho de remoção tanto de NT quanto de N-NH_4^+ diminuiu. Dessa forma, os autores indicam que menores relações C:N favorecem a nitrificação, contudo a ausência ou teores muito reduzidos de carbono também limitam a nitrificação. Comparativamente ao presente estudo, que apresentou relação C:N [DQO:NT] aproximadamente igual a 8:1 com remoção de $63 \pm 8 \%$ ou de $3 \pm 1,3 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, os autores apresentam remoções inferiores para as relações C:N de 5:1 e 10:1, sendo iguais respectivamente a 54% ou $1,27 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e 46% ou $1,04 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

A remoção de N-NH_4^+ ao longo do perfil do WCVD em estudo foi maior na camada intermediária, entre 0,3 e 0,5 m. Nesta camada, aproximadamente $33 \pm 8\%$ do N-NH_4^+ afluyente foi removido. Em seguida, a camada superficial (superfície até 0,3 m) removeu $26 \pm 5\%$, enquanto que o fundo do WCVD (entre 0,5 e 0,7 m) se limitou à apenas $9 \pm 4\%$ (Figura 43).

Um estudo avaliou a distribuição de micro-organismos oxidantes de amônia na camada da superfície e de fundo de um WCVD, operado sob regime similar ao WCVD em estudo (carregamento orgânico de $41 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, TAH igual a 133 mm.d^{-1} e $3,8 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) (PELLISSARI, 2017). Os resultados indicam que as arqueas oxidadoras de amônias (AOA) são os micro-organismos mais ativos em mesocosmo com esta configuração, com maior abundância de AOA na camada superior, corroborando com os resultados obtidos de maior remoção de N-NH_4^+ na camada superficial, quando comparada com o fundo do WCVD. Apesar disso, atividade das AOA foi identificada em todo perfil do WCVD, explicando a remoção de N-NH_4^+ ao longo de todo o perfil. Em contraste, outros estudos nos quais a concentração afluyente de N-NH_4^+ foi superior ($36,1$ a $422,3 \text{ mg.L}^{-1}$), apontam para as bactérias oxidadoras de amônia (BOA) como os principais micro-organismos envolvidos na degradação da amônia, com abundância 4 vezes maior que as AOA (LIMPIYAKORN et al., 2011)

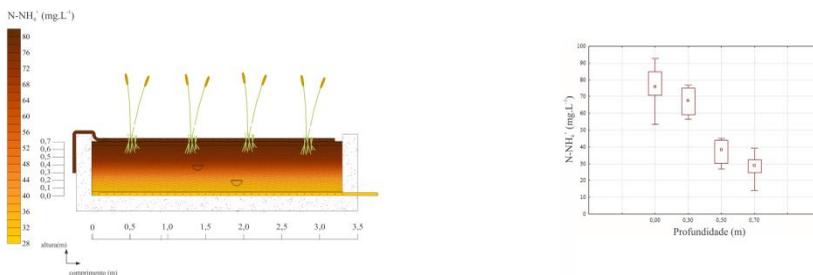


Figura 47 - Comportamento médio do N-NH_4^+ ao longo do perfil vertical do WCVD.

Dentre o percentual de N-NH_4^+ removido (63% ou $3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), aproximadamente 77% ou $2,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ destes se referem à nitrificação. Em outras palavras, pode-se dizer que aproximadamente 48% do total de N-NH_4^+ afluyente se transformou em N-NO_3^- . De forma similar, Sezerino (2006) reporta uma taxa de nitrificação de 73% , do total de N-NH_4^+ removido, em um WCVD sob as mesmas condições operacionais (dimensão e composição do material filtrante, tipo de macrófita e carregamento de DQO). Destaca-se, porém, que o carregamento de N-NH_4^+ durante a operação do autor foi quase 3 vezes superior ao WCVD em estudo, sendo igual a $12,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, enquanto que a do presente estudo limitou-se a $4,75 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Dessa forma, uma menor relação C:N

[DQO:NT] não resultou em taxas de nitrificação significativamente maiores como esperado pela literatura (KADLEC; WALLACE, 2009).

De toda forma, a nitrificação apresentou um papel importante na remoção de amônia no WCVD. Uma correlação linear de Pearson (0,5516) foi identificada entre a produção de N-NO_3^- e a eficiência de remoção de N-NH_4^+ (Figura 48a). Observou-se que tão maior a remoção de amônia, maior a produção de nitrato. Isto demonstra que a nitrificação esteve diretamente relacionada com a remoção de amônia no WCVD. Na Figura 48a também pode-se verificar que o WCVD sempre apresentou eficiência de remoção de N-NH_4^+ superior a 50%, com exceção de uma análise, que ocorreu na 12ª semana de operação.

Já em relação à concentração de N-NO_3^- , o WCVD produziu um efluente com teores médios de $25,1 \pm 8,6 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $2,3 \pm 1,5 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, igualando ao esperado em projeto, que previa efluentes com concentração de 25 mg.L^{-1} .

Liu et al. (2013) avaliaram a produção de N-NO_3^- em WCVD submetidos à diferentes relações C:N, todas sob carregamento de NT e e N-NH_4^+ próximos a 2,5 e 2,4 $\text{g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente. A maior produção de N-NO_3^- ocorreu na relação 0:1, igual a $0,27 \text{ gN-NO}_3^-.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Já em relações C:N superiores (5:1 e 10:1) a carga de saída de N-NO_3^- limitou-se a 0,07 e 0,02 $\text{gN-NO}_3^-.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente. Os resultados discordam dos resultados obtidos no WCVD do presente estudo, que mesmo com uma relação C:N elevada foi capaz de produzir uma carga similar de N-NO_3^- ao máximo registrado pelos autores.

Em relação ao comportamento do parâmetro N-NO_3^- ao longo do WCVD, a sua produção ocorreu de forma gradual ao longo de todo o perfil vertical, aumentando de valores nulos na superfície até os valores máximos registrados na saída do WCVD (Figura 49). A camada intermediária, de 0,3 a 0,5 m foi o local onde a maior quantidade de N-NO_3^- foi produzida ($43 \pm 8\%$ do total produzido). As camadas superficiais (0 a 0,3 m de profundidade) e de fundo (0,5 a 0,7 m) apresentaram um papel similar em relação à produção de N-NO_3^- , sendo cada uma responsável por gerar aproximadamente 29% do total gerado na unidade vertical.

Pelissari (2017) encontrou predominância de bactérias oxidadoras de nitrito ativas do gênero *Nitrospira* em mesocosmos simulando um WCVD com características de carregamento orgânico similar ao do abordado no presente estudo. Essa população apresentou uma abundância relativa de 2 e 2,5% nas camadas de fundo e de superfície, indicando que o processo de nitratação ocorre em todo perfil do WCVD.

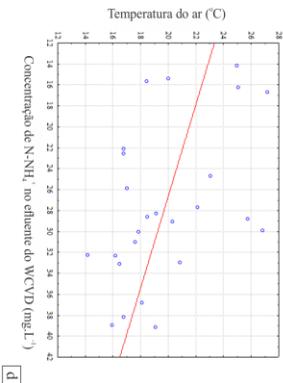
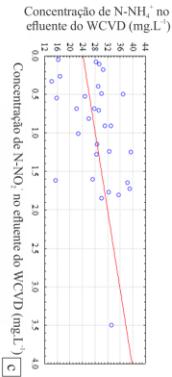
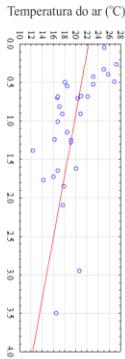
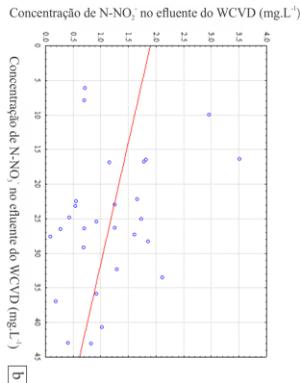
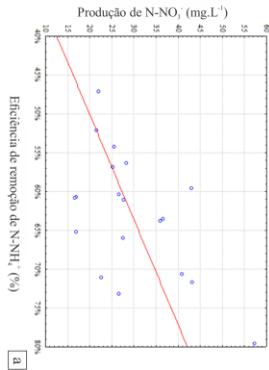


Figura 48 - Correlações lineares de Pearson observadas entre os compostos nitrogenados.

- Correlação entre a produção líquida de NO_3^- ($mg.L^{-1}$) e a eficiência de remoção de $N-NH_4^+$ (%) no efluente do WCVD.
- Correlação entre a concentração de $N-NO_3^-$ no efluente do WCVD e da concentração de $N-NO_3^-$ no efluente do WCVD.
- Correlações entre a produção de $N-NO_3^-$ no efluente do WCVD com a temperatura do ar e a concentração de $N-NH_4^+$ no efluente do WCVD.
- Correlação entre a concentração de $N-NH_4^+$ no efluente do WCVD e a temperatura do ar.

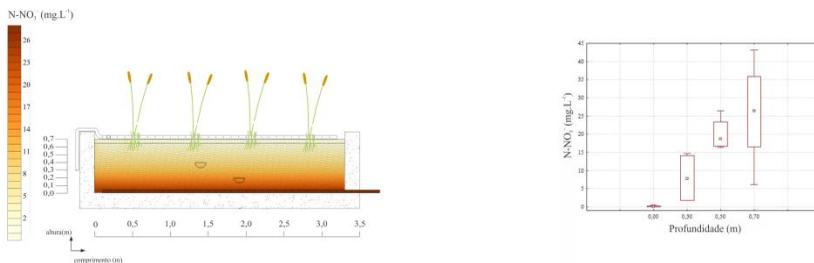


Figura 49 - Comportamento médio de produção de N-NO_3^- ao longo do perfil vertical do WCVD.

Ao longo do estudo, tanto a remoção de amônia quanto a produção de nitrato não apresentaram tendências claras. Um fato notável, porém, foi a identificação de que os momentos com menores produções de nitrato foram, geralmente, concomitantes com maiores teores de nitrito no efluente do WCVD (Figura 50). Corroborando com a observação de simultaneidade temporal entre menores produções de nitrato e maiores produções de nitrito, observou-se uma correlação linear negativa de Pearson (-0,4971) entre a produção de N-NO_2^- e a de N-NO_3^- (Figura 48b).

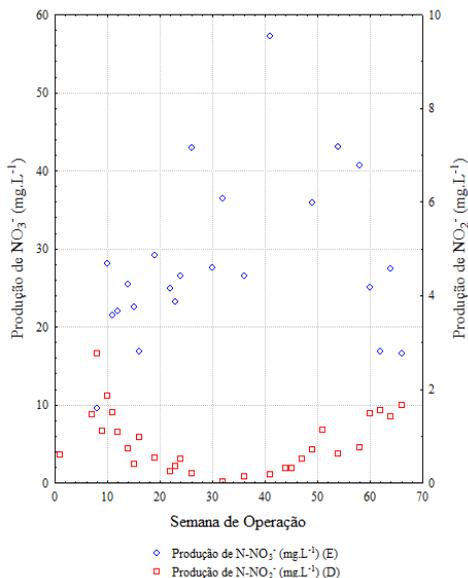


Figura 50 - Comportamento temporal da Produção líquida de N-NO_3^- e a Produção líquida de N-NO_2^- no WCVD.

O nitrito é um composto intermediário tanto no processo de nitrificação quanto no de desnitrificação. A sua presença em quantidades elevadas no efluente de um reator biológico indica que alguma das duas etapas não foi completamente concluída (USEPA, 1993). Assim, nos momentos em que a produção de nitrito aumentou, os processos de nitrificação parcial ou desnitrificação parcial podem ter ocorrido.

Em tese, a modalidade clássica de WCVD oferece primordialmente condições oxidativas, o que desfavorece o processo de desnitrificação. Porém, estudos atuais mostram que bactérias desnitrificantes são capazes de se manter ativas ao longo de todo o perfil vertical de um WCVD. Pelissari (2017) avaliou um WCVD com 1,5 m² de área superficial, com características de material filtrante e carregamento de esgoto afluyente similares ao do objeto de estudo desta dissertação, e encontrou bactérias desnitrificantes ativas tanto na superfície quanto no fundo da unidade vertical, mesmo que em menor atividade que AOA e AOB.

Assim, ambos os casos são passíveis de ocorrer em WCVD. Avaliando-se os resultados obtidos durante o monitoramento, observaram-se correlações lineares de Pearson entre a produção de N-NO₂⁻ e outras variáveis, dando indícios do processo que predominantemente ocorreu no WCVD.

Especificamente, encontraram-se correlações da concentração de N-NO₂⁻ com a temperatura do ar (-0,9917) e com a concentração de N-NH₄⁺ (+0,7170) no efluente do WCVD (Figura 48c). Infere-se, a partir das correlações, que o processo de nitrificação parcial tenha predominado nos momentos que a produção de nitrito aumentou.

Kadlec e Knight (1996) afirmaram que a degradação biológica de nitrogênio varia positivamente com incremento de temperatura. Paralelamente, temperaturas inferiores a 15 °C diminuem consideravelmente as taxas de degradação dos micro-organismos nitrificantes, sendo que temperaturas inferiores a 4 a 5 °C inibem por completo a nitrificação (USEPA, 1993).

A observação de maiores concentrações de nitrito em temperaturas reduzidas condiz com essas afirmações, assumindo-se que o processo de nitrificação seja desfavorecido em tais cenários. De fato, Alleman (1985) relatou a tendência de acúmulo de nitrito às baixas temperaturas em diversos sistemas de tratamento de águas residuárias, resultando em nitrificação parcial.

Ao mesmo tempo, a tendência de aumento de concentração de N-NH₄⁺ e N-NO₂⁻ no efluente do WCVD de forma simultânea reflete que os momentos nos quais se produziu mais nitrito foram os mesmos

nos quais o WCVD apresentou menor desempenho de remoção de N-NH_4^+ . A redução de eficiência de remoção de N-NH_4^+ , ou o aumento de sua concentração no efluente do WCVD, correlacionou-se de forma inversa com a temperatura (-0,7200) (Figura 48d)

Dessa forma, tanto a atividade das bactérias oxidadoras de amônia quanto as de nitrito podem ter apresentado uma menor atividade em momentos de temperatura baixas, reduzindo o desempenho geral do WCVD no processo de nitrificação. Apesar disso, a nitrificação não foi comprometida por completo nestes momentos. De fato, há estudos que relatam que as comunidades nitrificantes são capazes de se adaptar a variações de temperatura, mantendo-se metabolicamente ativas mesmo em temperaturas mais baixas (COOKSON et al., 2002).

No aspecto espacial, a produção de N-NO_2^- ocorreu de forma similar à produção de N-NO_3^- , com valores nulos na superfície e um aumento gradual ao longo do perfil vertical, atingindo valores máximos na saída do WCVD (Figura 51). A camada superficial (0 a 0,3 m) apresentou menor produção de nitrito ($12 \pm 7\%$) sendo as maiores produções ocorrentes na camada intermediária (0,3 a 0,5 m) ($58 \pm 17\%$) e do fundo (0,5 m a 0,7 m) ($30 \pm 22\%$) do WCVD, respectivamente.

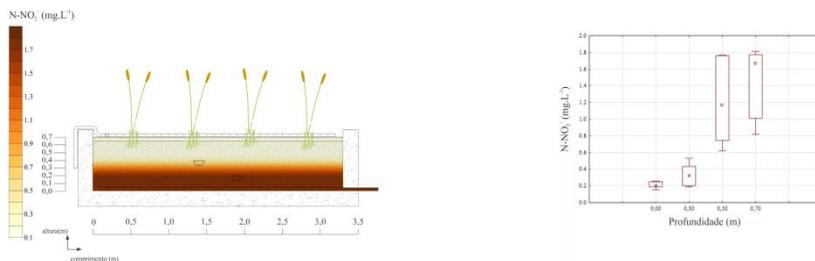


Figura 51 - Comportamento médio do N-NO_2^- ao longo do perfil vertical do WCVD.

Referente à remoção de nitrogênio total, o parâmetro NT apresentou eficiência média de $33 \pm 12\%$ ou de $1,45 \pm 0,78 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O valor de eficiência de remoção de NT obtido se equipara à média de $28 \pm 39\%$ de remoção apresentada pelos 7 WCVD discriminados na revisão de Vymazal (2013). Contudo, apesar da média de remoção de $33 \pm 12\%$ de NT ser superior a média aritmética aos casos apresentados na revisão de Vymazal (2013), a mesma manteve-se abaixo da maior parte dos estudos relatados (ÖÖVEL et al., 2007; VERA et al., 2010; FOLADORI et al., 2012; SERRANO et al., 2011). Assim como a remoção de N-

NH_4^+ , a remoção de NT depende fortemente, entre outros fatores, da relação C:N afluyente ao sistema (KADLEC; WALLACE, 2009).

Liu et al. (2013) avaliaram o comportamento de compostos nitrogenados em um mesocosmos simulando um WCVD em diferentes relações C:N [DQO:NT], e relataram remoções superiores de NT para carregamentos similares ao do presente estudo (47,7 % ou $1,15 \text{ gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e 40,6 % ou $0,97 \text{ gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, para C:N iguais a 5:1 e 10:1, respectivamente). Os autores relatam um aumento no papel das macrófitas na remoção de NT com o aumento de C:N, atingindo valor máximo de 27,4 %, quando a relação C:N foi igual a 10:1.

Assim, infere-se que o desempenho reduzido de remoção de NT no WCVD em estudo possa estar relacionado com a baixa densidade das macrófitas observadas no WCVD durante o monitoramento, somada ainda ao evento de infestação de afídeos ocorrido próximo a 54ª semana.

Destaca-se, por fim, que a eficiência de remoção de NT (33% ou $1,45 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) coincidiu aproximadamente com a fração de amônia removida por outra via que a nitrificação (39% ou $1,68 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). As outras vias de remoção podem ser a assimilação pelas plantas, a adsorção e a outras rotas metabólicas dos micro-organismos (KADLEC; WALLACE, 2009). De toda forma, baixos valores de remoção de NT, em geral inferiores a 50 %, são esperados em WCVD devido à predominância da nitrificação nessas unidades (VYMAZAL, 2005), o que remete a transformações de compostos nitrogenados e não à sua completa remoção da fração líquida.

5.3.1.4. Ortofosfato

A unidade WCVD apresentou elevada remoção de P-PO_4^{3-} em seu início operacional, atingindo eficiência de remoção média igual a $74 \pm 5 \%$ ou $1,50 \pm 0,35 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Vymazal (2013) relatou uma remoção média de PT de apenas $49 \pm 24\%$ para as unidades WCVD de sistemas híbridos.

Somente em um estudo de caso apresentado na revisão do autor o desempenho apresentado pelo WCVD foi superado. O estudo em questão se refere a Philippi et al. (2010), que relataram eficiência média de remoção do WCVD de 83%. Outro relato presente na revisão (ÖÖVEL et al., 2007) obteve eficiência similar (73%), enquanto que o restante dos estudos apresentam taxas de remoção inferiores em termos de percentuais de fósforo removido.

Para fins comparativos entre os resultados descritos na revisão de Vymazal (2013), em termos de concentração, utilizou-se a relação de $[\text{PO}_4^{3-}] \approx 0,7[\text{PT}]$, segundo WPC (1983).

Destaca-se que, em termos de concentração, o afluente do WCVD apresentou valores muito superiores aos relatados por Vymazal (2013). A concentração média afluente de $31,9 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $45,6 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$ superou em quase 9 vezes a concentração média de $8,78 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$ dos 15 sistemas híbridos descritos na revisão. Por exceção de um único estudo (KEFFALA; GHRABI, 2005), o qual apresentou efluente com concentração de $31 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$, todos os demais apresentaram valores inferiores a $20 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$, dos quais 71% apresentaram concentrações inferiores a $10 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$. Dessa forma, o efluente do WCVD do presente estudo, com concentração média igual a $8,38 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ ou $12 \text{ mgPT} \cdot \text{L}^{-1}$, apresentou teores de fósforo superiores a maioria dos afluentes dos estudos em comparação. Infere-se que a característica de maiores teores de fósforo no afluente se dá em função da característica da bacia de esgotamento do bairro Pantanal, cidade de Florianópolis/SC, na qual há um grande número de restaurantes e outros estabelecimentos comerciais, como lavanderias, que produzem efluentes ricos em fósforo.

A remoção de P-PO_4^{3-} ao longo do WCVD ocorreu de forma gradual, sendo os percentuais de remoção similares entre as diferentes camadas (Figura 52).

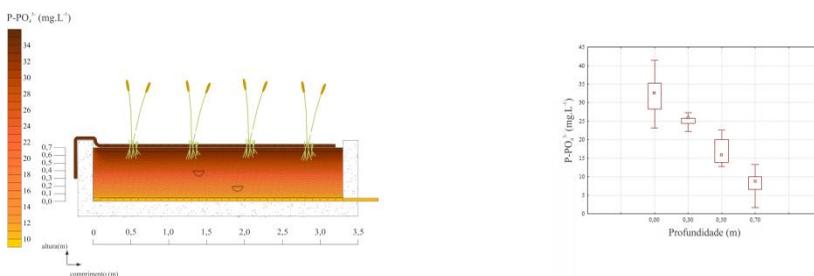


Figura 52 - Comportamento médio do P-PO_4^{3-} ao longo do perfil vertical do WCVD.

Infere-se que a remoção gradual tenha se comportado de forma mais próxima à linearidade, pelo fato da remoção deste nutriente em WC ser função principalmente de um processo químico e não biológico, além da unidade encontrar-se em estado inicial de operação sem camadas já saturadas. Tercero et al. (2017) simularam um WCVD em um

mescosmo composto por de solo de *wetlands* naturais ricos em areia, e constataram que o solo possui papel predominante na remoção de fósforo quando comparado com as raízes das macrófitas, o que não induz à uma maior remoção deste nutriente na camada superficial.

Em termos de desempenho de remoção de ortofosfato ao longo da operação, o WCVD mostrou-se estável, gerando um efluente com concentração inferior a $10 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ (média de $7,05 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$) em todas as semanas até a 44ª semana de operação. Após esta data, notou-se um aumento na concentração efluente, superando o limiar de $10 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ até o término do monitoramento (média de $10,63 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$) (Figura 53).

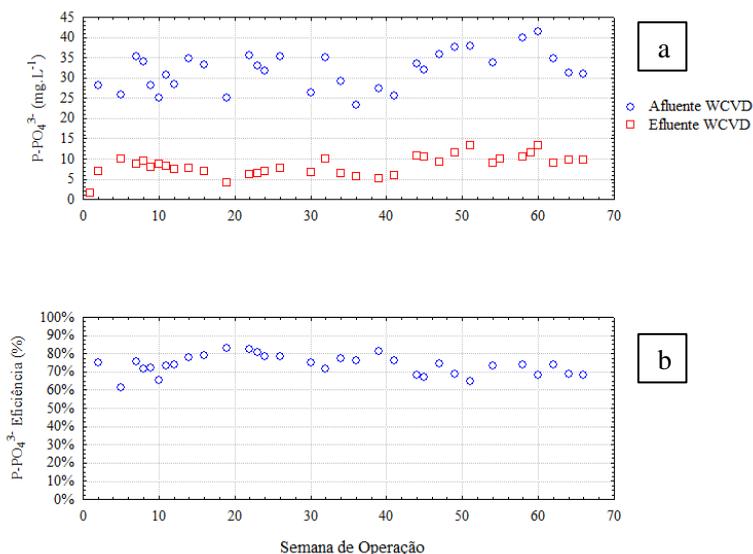


Figura 53 - Comportamento temporal de do P-PO₄³⁻ no WCVD em termos a) de concentração afluyente e efluente, e b) eficiência de remoção

A redução de eficiência de remoção de ortofosfato ao longo do tempo é esperada em WC. Isto se dá pelo fato do fósforo ser removido principalmente por processos químicos, e não biológicos. A adsorção é sugerida como o mecanismo predominante na remoção do ortofosfato em WC (KADLEC; WALLACE, 2009; BRIX et al., 2001), enquanto que a assimilação pelas macrófitas (BRIX, 1997) e a remoção pelos micro-organismos (KADLEC; WALLACE, 2009) geralmente apresentam percentuais insignificantes frente à parcela total presente nos

esgotos. Dessa forma, visto que a adsorção é função da capacidade de troca catiônica do material filtrante e que este é passível de saturação, espera-se que a remoção deste nutriente diminua ao longo da vida útil de WC (TANNER et al., 1999).

Todavia, mesmo com a leve tendência de redução de desempenho de remoção de compostos fosforados observada no WCVD, a unidade vertical continuou apresentando eficiências satisfatórias de remoção até o fim do monitoramento, mantendo-se sempre acima de 60%.

5.3.1.5. Alcalinidade e pH

A alcalinidade e o pH são medidas que refletem condições gerais do meio. Elas são medidas utilizadas para inferir a ocorrência e tendência de processos bioquímicos em unidades de tratamento de águas residuárias.

O pH afluente mostrou-se perto da neutralidade durante todo o monitoramento, com média de 7,25 (Tabela 16), favorecendo o tratamento de esgotos por processos biológicos (VON SPERLING, 1996). Em geral, houve uma redução média de $0,65 \pm 0,31$ no pH após a passagem pelo WCVD.

A alcalinidade se refere à capacidade de uma determinada solução a neutralizar íons H^+ (em outras palavras, compostos ácidos) e, por consequência, a resistir a variações de pH (VON SPERLING, 1996). Assim, o pH e a alcalinidade são parâmetros químicos de qualidade da água que estão intimamente relacionados. Isto foi observado durante o monitoramento através da correlação linear de Pearson (+0,8047) observada entre as variáveis (Figura 54).

Além da correlação entre os valores, pode-se observar uma sincronia no comportamento temporal entre as variáveis (Figura 55). Observa-se que até a 10ª semana de operação a variação entre o afluente e efluente em termos de pH se mostrou mais instável e que o consumo de alcalinidade se deu em menor escala. A partir da 15ª semana de operação os valores de alcalinidade no efluente reduziram, mantendo-se sempre abaixo de $100 \text{ mgCaCO}_3.L^{-1}$ até o fim do monitoramento.

O consumo de alcalinidade e a redução de pH são reflexos da ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação (VON SPERLING, 1996). O aumento de consumo de alcalinidade após a 10ª semana operacional pode indicar um aumento de processos oxidativos, possivelmente devido à nitrificação. Um estudo realizado em microcosmos de areia simulando o perfil vertical de WCVD e WCVD-

FS, submetido à carregamento orgânico e hidráulico similar ao WCVD em estudo, observou que após a 9ª semana de operação, as concentrações efluentes de N-NH_4^+ começaram a reduzir gradativamente. O microcosmo com drenagem livre, similar ao WCVD, foi o reator com os menores teores de N-NH_4^+ na saída. (SANTOS, 2015).

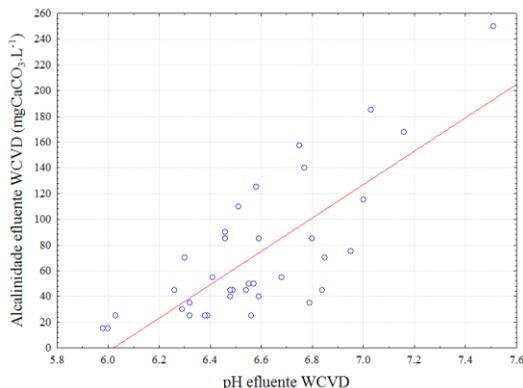


Figura 54 - Correlação entre a Alcalinidade e o pH no efluente do WCVD.

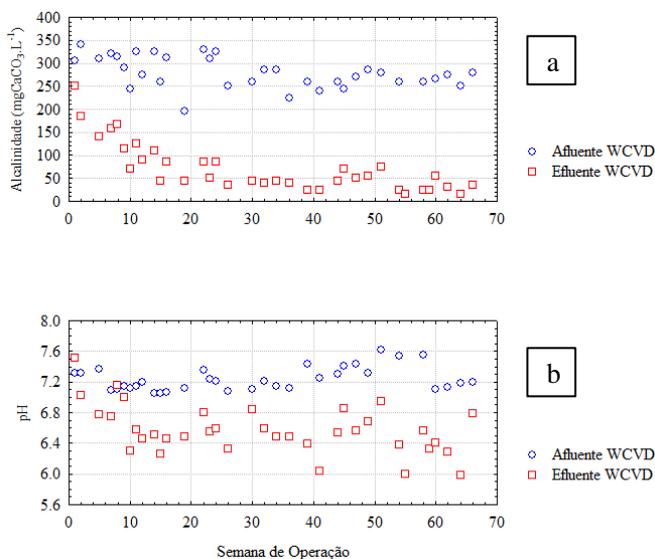


Figura 55 - Comportamento temporal do afluente e efluente do WCVD em relação às variáveis a) Alcalinidade e b) pH.

O monitoramento realizado no WCVD revelou uma correlação linear de Pearson entre as concentrações efluente de Alcalinidade e pH com as concentrações efluente de N-NH_4^+ , iguais a +0,6609 e +0,7493, respectivamente (Figura 56).

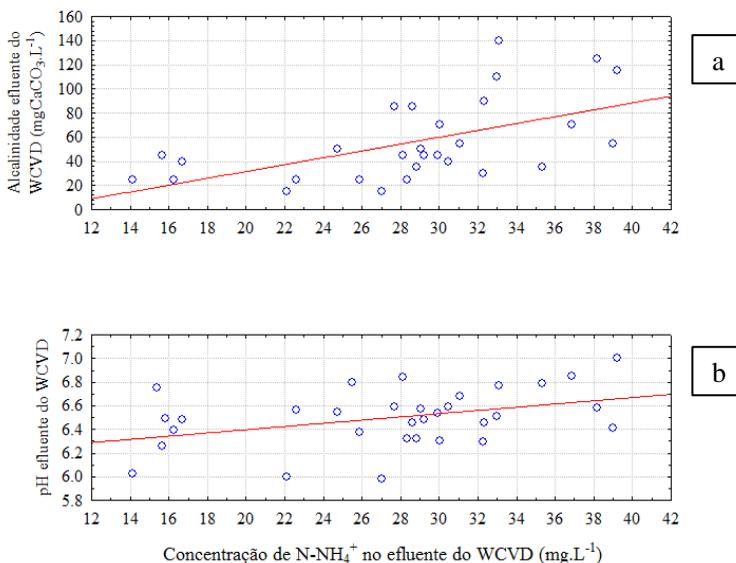


Figura 56 – Correlações entre os parâmetros de qualidade N-NH_4^+ e a a) Alcalinidade e b) pH, no efluente do WCVD.

Pôde-se observar a existência de uma tendência de menores concentrações de N-NH_4^+ no efluente do WCVD serem concomitantes aos menores teores de alcalinidade na saída da unidade vertical. Infere-se, a partir disso, que a amônia seja consumida pelas populações oxidantes de amônia no processo de nitrificação, enquanto que a alcalinidade é reduzida para neutralizar os íons H^+ resultantes destas reações. Por fim, com a redução da capacidade de neutralizar ácidos, o pH diminui. Dessa forma, juntamente com o exposto em relação aos compostos nitrogenados no item 5.3.1.3, os resultados obtidos em relação à alcalinidade e pH ratificam a ocorrência de nitrificação no WCVD.

Em termos espaciais, a alcalinidade foi consumida ao longo do perfil vertical do WCVD (Figura 57). O maior consumo se deu na camada intermediária, de 0,3 a 0,5 m de profundidade ($48 \pm 17\%$) e na

camada superior ($32 \pm 5\%$). A camada intermediária também foi o local onde houve maior produção de N-NO_3^- .

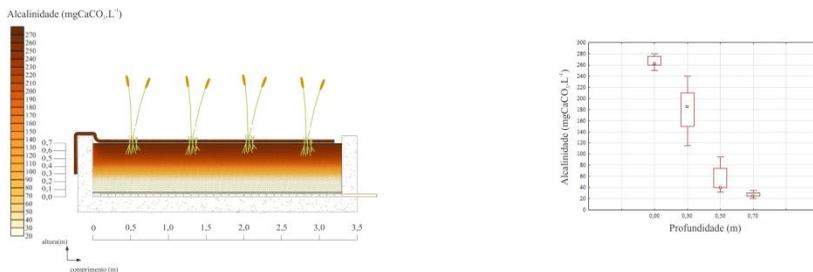


Figura 57 – Comportamento médio da Alcalinidade ao longo do perfil vertical do WCVD.

5.3.2. WCH

A análise de desempenho do WCH em termos de concentração englobou a compreensão do desempenho médio da unidade, seu comportamento ao longo da operação e a busca de correlações entre os parâmetros de qualidade. Na Tabela 18 é fornecida a estatística descritiva do desempenho médio da unidade WCH em termos de concentração durante o período de monitoramento.

A análise em termos de carga se limitou à descrição do comportamento médio de remoção de poluentes durante o período analisado, sendo a estatística descritiva dos parâmetros analisados apresentados na Tabela 19. A área referência para o cálculo da carga foi a área superficial.

O tempo de detenção hidráulico (TDH) teórico do WCH, considerando a porosidade efetiva da areia igual a 30% (MCWHORTER; SUNADA, 1977), o volume diário aplicado igual a 390 L.d^{-1} e o volume do reator de aproximadamente 8 m^3 , é de 6,15 d operacionais completos, ou aproximadamente 9 dias corridos, considerando a alternância entre os módulos.

Tabela 18 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do WCH em termos de concentração.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
pH Afluente	37	6,58	6,55	5,98	7,51	0,32
pH Efluente	37	6,71	6,73	5,66	7,49	0,37
Variação pH	37	0,13	0,12	-0,75	0,89	0,43
DQO Afluente (mg.L⁻¹)	27	53	53	28	89	15
DQO Efluente (mg.L⁻¹)	34	12	10	0	43	9
DQO Eficiência (%)	26	79,51	83,15	46,3	100	12,64
SST Afluente (mg.L⁻¹)	34	3,72	1,00	0,00	14,00	4,89
SST Efluente (mg.L⁻¹)	27	0,04	0,00	0,00	0,40	0,09
SST Eficiência (%)	18	98,92	100	-	100	3,25
N-NH₄⁺ Afluente (mg.L⁻¹)	30	28,04	28,96	14,15	39,20	7,05
N-NH₄⁺ Efluente (mg.L⁻¹)	33	6,64	4,08	0,00	19,50	6,23
N-NH₄⁺ Eficiência (%)	32	79,83	87,16	39,70	100	17,85
N-NO₃⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	28	25,11	25,88	6,18	43,12	8,62
N-NO₃⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	31	19,40	18,80	0,00	43,10	10,00
N-NO₃⁻ Eficiência (%)	28	36,27	33,89	-33,80	86,17	31,11
N-NO₂⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	36	1,05	0,86	0,05	3,50	0,78
N-NO₂⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	26	0,02	0,02	0,00	0,10	0,02
N-NO₂⁻ Eficiência (%)	21	98,42	98,60	95,60	100	1,17
NT Afluente (mg.L⁻¹)	15	52,20	48,00	34,00	81,00	12,99
NT Efluente (mg.L⁻¹)	16	24,81	24,00	0,00	40,00	11,01
NT Eficiência (%)	16	51,93	50,00	11,1	100	22,56
P-PO₄³⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	35	8,38	8,67	1,60	13,27	2,48
P-PO₄³⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	32	1,04	0,98	0,00	2,10	0,49
P-PO₄³⁻ Eficiência (%)	32	87,58	86,43	7,58	100	5,48
Alk Afluente (mg.L⁻¹)	32	56	45	15	140	33
Alk Efluente (mg.L⁻¹)	36	75	67	30	145	29
Balanco Alk (mg.L⁻¹)	36	4	10	175	110	49

Tabela 19 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade de entrada e saída do WCH em termos de carga, considerando a área superficial.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
TAH WCH (mm.d ⁻¹) ^a	236	25,60	24,39	0,00	34,82	7,30
THS WCH (mm.d ⁻¹) ^b	236	24,40	23,27	0,00	33,24	6,95
DQO Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	1,60	1,40	0,12	4,11	0,75
DQO Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,30	0,26	0,00	0,86	0,20
DQO Removida (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	1,30	1,15	0,12	3,77	0,70
SST Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	0,08	0,00	0,00	0,47	0,10
SST Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	118	0,03	0,00	0,00	0,28	0,05
SST Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	106	0,05	0,00	0,00	0,45	0,10
N-NH ₄ ⁺ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	118	0,80	0,73	0,13	1,69	0,25
N-NH ₄ ⁺ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,15	0,10	0,00	0,58	0,15
N-NH ₄ ⁺ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	118	0,65	0,60	0,04	1,56	0,30
N-NO ₃ ⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	1,10	0,91	0,09	3,70	0,70
N-NO ₃ ⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,75	0,69	0,12	1,82	0,40
N-NO ₃ ⁻ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,34	0,26	-1,33	2,46	0,76
N-NO ₂ ⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,03	0,02	0,00	0,08	0,02
N-NO ₂ ⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
N-NO ₂ ⁻ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,03	0,02	0,00	0,07	0,02
NT Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	49	1,65	1,60	0,40	2,73	0,50
NT Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	53	0,80	0,82	0,16	1,33	0,30
NT Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	49	0,85	0,72	0,24	2,11	0,45
P-PO ₄ ³⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,30	0,26	0,04	1,05	0,15
P-PO ₄ ³⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,05	0,03	0,00	0,18	0,03
P-PO ₄ ³⁻ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,25	0,22	0,03	1,01	0,15

^a: TAH: Taxa de Aplicação Hidráulica.

^b: THS: Taxa Hidráulica de Saída.

5.3.2.1. Matéria Orgânica Carbonácea

A unidade WCH apresentou uma remoção satisfatória de matéria orgânica carbonácea. Em termos de DQO, a remoção média foi de $79,5 \pm 12,6 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $1,3 \pm 0,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Ressalta-se que os poluentes carbonáceos pós WCVD já estavam em baixa quantidade ($53 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $1,6 \pm 0,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), o que indica que o afluente ao WCH possuía compostos mais dificilmente degradáveis quando comparado com o afluente ao WCVD.

Isto foi observado durante o monitoramento ao se avaliar os resultados de DBO₅, os quais se mostraram superiores à DQO. Este fato, comum em reatores anaeróbios que recebem esgotos previamente tratados, refere-se ao consumo de oxigênio devido à degradação de compostos nitrogenados pelas bactérias (DBO_{última}), devido à pouca disponibilidade de carbono (VON SPERLING, 1996). Já no método analítico da DQO, utilizando-se dicromato de potássio, a amônia não é

oxidada (APHA, 2005), o que pode resultar em valores de DBO_5 superiores aos de DQO. Como consequência, os resultados de DBO_5 obtidos no WCH não refletem a demanda biológica de oxigênio para degradação de compostos carbonados. Dessa forma, os resultados de DBO_5 não foram considerados para avaliação do desempenho do WCH.

Comparativamente às unidades horizontais de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH relatadas por Vymazal (2013), a unidade em estudo apresentou eficiência de remoção superior à média de $50,9 \pm 16,3 \%$, mesmo seu afluente possuindo concentração inferior a todos os estudos em comparação, cuja média foi de $425 \pm 585 \text{ mg.L}^{-1}$ enquanto que a do presente estudo foi igual a $53 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$. Dentre os estudos de caso apresentados na revisão, somente Serrano et al. (2011) obtiveram eficiência de remoção de DQO (79,1%) similar ao registrado pelo WCH. Sua concentração afluente (688 mg.L^{-1}) foi, porém, mais de 10 vezes maior que o afluente do WCH em estudo. Destaca-se que nenhum WCH presente na revisão de Vymazal (2013) alcançou efluentes com concentrações de DQO abaixo de 20 mg.L^{-1} . A DQO média no efluente do WCH monitorado foi de $12 \pm 9 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $0,3 \pm 0,2 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

A maior parte de degradação de matéria orgânica carbonácea ocorreu nos primeiros 1,30 m do WCH ($60 \pm 11\%$ do total afluente ou $72 \pm 13\%$ do total removido no WCH). Os 4 m restantes do WCH tiveram menor participação na remoção de DQO, limitando-se a menos de 30% de remoção ou, em termos de concentração, a $15 \pm 9 \text{ mg.L}^{-1}$ (Figura 58). De fato, estudos relatam um maior consumo de matéria orgânica carbonácea, de até 80%, no primeiro quarto de distância longitudinal de WCH (KADLEC; WALLACE, 2009). Em virtude do baixo carregamento da unidade ($1,6 \pm 0,8 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ ou $53 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$) o papel de depuração de DQO das seções finais do WCH se tornaram de menor relevância.

Os valores de DQO mantiveram-se baixos durante a maior parte do monitoramento (Figura 59). Previamente à 10ª semana de operação, o WCH produziu efluentes com concentrações superiores a 20 mg.L^{-1} . O valor máximo registrado foi de 76 mg.L^{-1} na 1ª semana de operação, o qual diminuiu gradativamente. Os maiores valores efluente do WCH ocorreram nos mesmos momentos que o WCVD produziu efluentes com maiores concentrações de DQO. Por outro lado, não se observou correlação entre o desempenho de remoção de DQO e a temperatura do ar, demonstrando uma reduzida variação do desempenho do WCH em virtude das estações do ano.

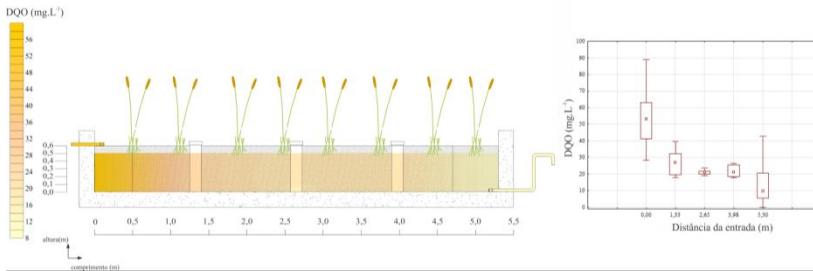


Figura 58 - Comportamento médio da DQO ao longo do WCH.

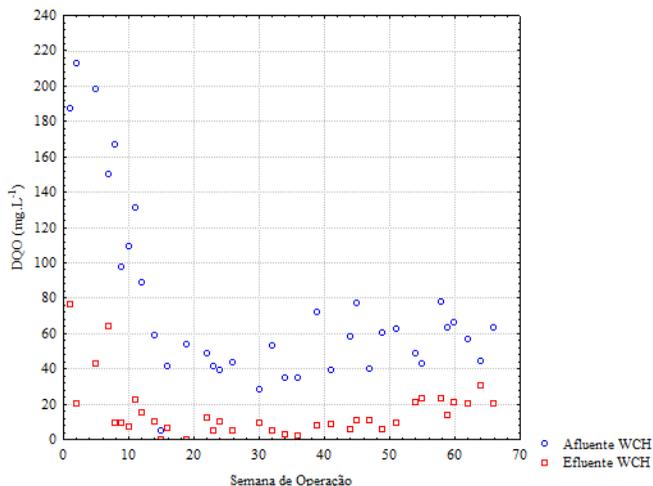


Figura 59 - Comportamento temporal do afluente e efluente do WCH em termos de DQO.

Além do momento inicial de operação, o WCH apresentou uma redução na eficiência próximo à semana 54 de operação. Neste momento a EETE sofreu com uma infestação de afídeos, popularmente conhecidos como pulgões. A infestação durou aproximadamente 13 semanas. Duas sessões de tratamento com solução de fumo foram realizadas, porém a parte aérea das macrófitas do WCH foram comprometidas a tal ponto que a poda total e transplântio foram necessários. Infere-se que o comprometimento das macrófitas esteja relacionado com a diminuição da eficiência do WCH na remoção da DQO.

De fato, muitos estudos investigaram a influência das plantas na remoção de matéria orgânica carbonácea. Brisson et al. (2006) revisaram

16 WCH submetidos às análises comparativas de DBO e DQO com uma unidade controle não plantada. A conclusão dos autores foi de que existe uma correlação significativa e positiva entre a remoção de DBO e DQO e a existência de macrófitas. Tanner (2001) realizou a comparação entre WCH plantados e não plantados, considerando diferentes carregamentos orgânicos e TDH. O autor observou uma tendência de um aumento no desempenho de remoção de 2 e 5 mg.L⁻¹ de DBO e DQO, respectivamente, para sistemas plantados em comparação com sistemas não plantados.

Dessa forma, a presença de plantas, de forma geral é associada como benéfica para o desempenho de WCH. Contudo, como destaca Kadlec e Wallace (2009), essa afirmativa nem sempre é verdadeira, pois alguns estudos (TANNER et al. 1995; THEIS; YOUNG, 2000; BAVOR et al., 1988) obtiveram maiores taxas de degradação k em sistemas não plantados quando comparados com sistemas com macrófitas.

5.3.2.2. Sólidos Suspensos Totais

Em relação à remoção de sólidos suspensos totais, o WCH produziu efluentes com teores nulos de SST ao longo do monitoramento. De fato, o afluente ao WCH apresentou baixos teores de SST (média de $3,7 \pm 4,9$ mg.L⁻¹, $0,1 \pm 0,1$ g.m⁻².d⁻¹, em relação à área superficial, ou $0,4 \pm 0,3$ g.m⁻².d⁻¹, em relação à área transversal).

Concentrações efluentes de SST nulas ocorreram em 74% das análises realizadas, sendo os demais 26% momentos com concentrações menores que 0,40 mg.L⁻¹. A carga média de saída de sólidos foi de 0,03 g.m⁻².d⁻¹ em relação à área superficial ou 0,09 g.m⁻².d⁻¹, em relação à área transversal.

Comparativamente aos outros WCH pertencentes aos sistemas híbridos com uma unidade WCVD a montante, a unidade horizontal em estudo apresentou eficiência igual a $98,9 \pm 3,2\%$, superior à média dos valores apresentados por Vymazal (2013), igual a $69,4 \pm 7,4\%$. Infere-se que o alto desempenho ocorreu em virtude do baixo carregamento de SST ao qual o WCH foi submetido, além do mesmo estar em estágio inicial de operação.

A metodologia adotada para amostragem ao longo do WCH não forneceu resultados coerentes. Acredita-se que a bomba peristáltica acabou por succionar parte dos SST retidos no maciço filtrante, uma vez que os resultados de SST nos amostradores parciais sempre foram superiores aos de entrada e saída do WCH.

5.3.2.3. Compostos Nitrogenados

A presença do WCH no final da linha de tratamento de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH, objetiva completar o processo de remoção de compostos nitrogenados e dar polimento final ao esgoto (KADLEC; WALLACE, 2009).

O WCH foi capaz de remover $79,8 \pm 17,8 \%$ ou $0,6 \pm 0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de N-NH_4^+ durante o período de monitoramento, com teores afluentes médios de N-NH_4^+ iguais a $28 \pm 7 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $0,8 \pm 0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O valor médio de concentração afluente encontra-se próximo à mediana afluente ao WCH, sendo igual a 24 mg.L^{-1} , segundo revisão realizada em 112 unidades horizontais apresentada por Kadlec e Wallace (2009).

A remoção obtida foi superior à média das unidades WCH de sistemas híbridos apresentadas na revisão realizada por Vymazal (2013). O valor médio descrito pelo autor foi igual a $28,9 \pm 27,8 \%$ para 12 unidades WCH. Dentre elas, somente um estudo (PHILIPPI et al., 2010) apresentou eficiência similar, igual a 76,7%. Os demais apresentaram eficiências inferiores para as unidades WCH, havendo inclusive relatos de acúmulo de N-NH_4^+ no efluente (COMINO et al., 2011).

Dentre os processos que podem estar associados à remoção de amônia em WCH, destacam-se a assimilação pelas plantas (BRIX et al., 2002b), adsorção no meio filtrante (RILEY et al., 2005) e processos microbiológicos como a nitrificação próximo à rizosfera (BOTHE et al., 2000) e o processo ANAMMOX (DONG; SUN, 2007).

Brix et al. (2002b) afirmaram que a assimilação de compostos nitrogenados pelas plantas em WC ocorre em maior escala com íons amônio que nitrato, favorecendo sua remoção em filtros plantados. Celis (2015) relatou uma assimilação e acúmulo de 7,5% de nitrogênio total afluente no WCH em estudo no tecido foliar da macrófita *Typha domingensis*. Riley et al. (2005) observaram rápidas taxas de adsorção e assimilação de amônia em microcosmos de WC, sem posteriores perdas significativas no efluente. Bothe et al. (2000) estudaram a microbiota em diferentes WC e encontraram abundância de micro-organismos nitrificantes na rizosfera de WCH. Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que o processo de nitrificação é favorecido em esgotos com baixa relação C:N (até 1:1), uma vez que elevados teores de carbono favorecem o desenvolvimento de bactérias heterotróficas que competem com as bactérias nitrificantes autotróficas. Contudo, alguns estudos (BROWN & CALDWELL, 1975) mostraram a ocorrência de

nitrificação em menor escala em WC com relações C:N superiores, de até 5:1.

O afluente ao WCH apresentou baixa relação C:N [DQO:NT], igual a aproximadamente 1:1. Dessa forma, infere-se que o processo de nitrificação próximo à rizosfera, onde há maiores teores de oxigênio (REDDY; PATRICK, 1984), tenha sido favorecido no WCH em estudo.

A combinação desses processos pode ter favorecido a remoção de N-NH_4^+ , resultando na geração de um efluente com baixos teores de N-NH_4^+ . A concentração afluente permaneceu abaixo de 10 mg.L^{-1} durante 64% do monitoramento (Figura 60).

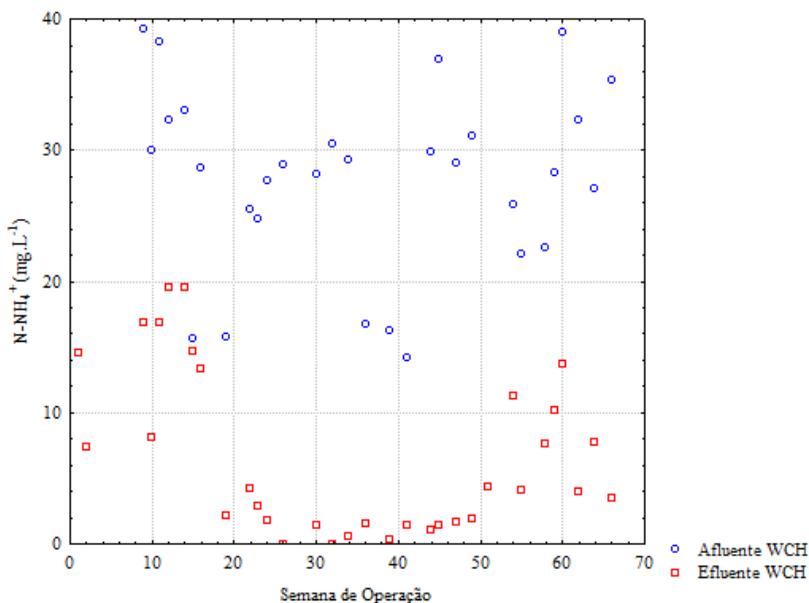


Figura 60 - Comportamento temporal do afluente e efluente do WCH em termos de N-NH_4^+ .

Pôde-se observar que após a 18ª semana de operação o efluente do WCH começou a apresentar concentrações de N-NH_4^+ inferiores a 10 mg.L^{-1} . O aumento de desempenho após a 18ª semana pode estar relacionado com uma menor entrada de carbono no WCH após a 10ª semana (vide Figura 59). Após este momento, a comunidade nitrificante autotrófica próxima às raízes pode ter iniciado seu estabelecimento em virtude de uma menor competição com as bactérias heterotróficas, culminando em maiores remoções de nitrato, 8 semanas mais tarde. Este

intervalo condiz com o tempo necessário de 9 semanas para o estabelecimento de microbiota nitrificante em WCVD, conforme apresentado por Santos (2015).

As concentrações efluente de N-NH_4^+ inferiores a 10 mg.L^{-1} permaneceram estáveis até a 50ª semana de operação. Após este período, a eficiência de remoção diminuiu, ultrapassando este limiar. Destaca-se a proximidade da perda de eficiência de remoção de amônia e da proliferação de afídeos na 54ª semana. Infere-se que o surto de pulgões tenha comprometido a atuação das macrófitas, tanto em suprimento de oxigênio quanto de assimilação de nutrientes. De fato, a importância das macrófitas na remoção de amônia foi abordada por um estudo realizado na Colômbia (CASELLES-OSORIO et al., 2017). Os autores relataram uma diferença significativa na remoção de N-NH_4^+ , de 85 e 40% entre WCH plantados com *Cyperus articulatus* e unidades não plantadas, respectivamente.

Após o tratamento com solução de fumo e transplantio, a eficiência de remoção de N-NH_4^+ apresentou indícios de melhora em direção aos valores encontrados entre as 20ª e 50ª semanas operacionais, retomando concentrações efluente abaixo de 10 mg.L^{-1} após a 60ª semana operacional.

O comportamento de remoção de N-NH_4^+ ao longo do perfil longitudinal do WCH ocorreu de forma homogênea, reduzindo com magnitudes similares nas diferentes seções da unidade horizontal (Figura 61).

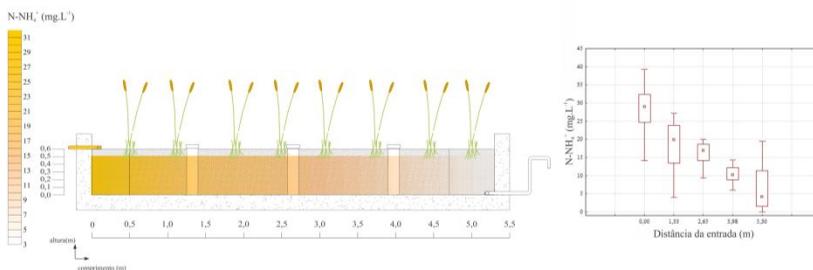


Figura 61 - Comportamento médio de N-NH_4^+ ao longo do WCH.

Um estudo avaliou a distribuição de N-NH_4^+ em um WCH com aporte de esgoto sintético rico em nitrogênio na forma de N-NH_4^+ e N-NO_3^- ($23,8 \pm 1,4 \text{ mgN-NH}_4^+.\text{L}^{-1}$ e $12,8 \pm 1,5 \text{ mgN-NO}_3^-\text{.L}^{-1}$), e com carbono suficiente para ocorrência de desnitrificação ($185 \pm 5 \text{ mgDQO.L}^{-1}$) (DING et al., 2014). O WCH possuía 0,55 m de

profundidade e comprimento de 1,7 m, estando localizado em uma estufa com temperatura controlada. Os autores observaram uma redução gradual e proporcional de N-NH_4^+ ao longo do perfil longitudinal do WCH. Contudo, os autores destacam que houve uma maior diferença de concentração de N-NH_4^+ entre as camadas superior e inferior do reator plantado. A camada superior apresentou menores teores de N-NH_4^+ que o fundo, concomitantemente aos maiores valores de OD e ORP na superfície, indicando uma maior oxigenação advinda das raízes das plantas nesta camada, favorecendo a nitrificação e consequente remoção de N-NH_4^+ .

Em relação à remoção de compostos nitrogenados previamente oxidados, o WCH conseguiu eliminar o íon N-NO_2^- em sua totalidade. Sua eliminação pode ter ocorrido por meio do processo ANAMMOX (*Anaerobic ammonium oxidation*), via metabólica que já foi identificada em WCH (ZHAI et al., 2016). O processo ANAMMOX é favorecido em ambientes com abundância de nitrito e amônia e com pouca disponibilidade de carbono (KADLEC; WALLACE, 2009), o que corrobora com o bom desempenho de remoção de N-NH_4^+ . A maior parte do N-NO_2^- ($93 \pm 5\%$) foi removido até 1,30 m a partir da entrada do WCH (Figura 62)

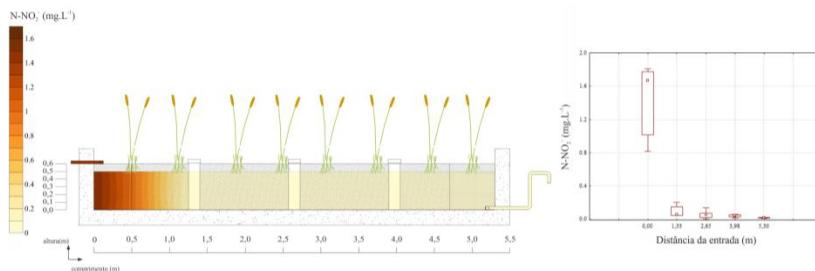


Figura 62 - Comportamento médio de N-NO_2^- ao longo do WCH.

Por sua vez, o composto nitrogenado oxidado N-NO_3^- não apresentou elevados percentuais de remoção, restringindo-se a aproximadamente $36,3 \pm 31,1\%$ da carga afluente ou $0,3 \pm 0,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O efluente do WCH sempre apresentou concentrações de N-NO_3^- superiores a 5 mg.L^{-1} (com exceção da 1ª semana operacional) e teve como média o valor $19,40 \pm 10,00 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $0,7 \pm 0,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$.

Contudo, se for admitido que o N-NH_4^+ teve sua remoção completa por via da nitrificação, que pode ter sido favorecida conforme discutido anteriormente, um adicional de N-NO_3^- pode ter sido formado

no interior do WCH. Nesse caso, a carga removida de N-NH_4^+ , igual a $0,65 \text{ gN-NH}_4^+ \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, seria convertida a N-NO_3^- , resultando numa carga aplicada total de $1,75 \text{ gN-NO}_3^- \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$. Assim, a remoção de N-NO_3^- aumentaria para $1 \text{ gN-NO}_3^- \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, ou aproximadamente 58%.

Em termos espaciais, observaram-se as maiores reduções nas seções intermediária e final do WCH, após 2,65 m da entrada ou a 50% do comprimento do WCH (Figura 63). As reduções nas seções intermediária e final limitaram-se a apenas a 7 % e 8 % da concentração afluyente ou a 37 % e 39 % do total de N-NO_3^- removido no WCH, respectivamente, considerando apenas a carga afluyente e não a geração de N-NO_3^- ao longo do comprimento do WCH.

Se considerado que a remoção de N-NH_4^+ transformou-se completamente para N-NO_3^- , a seção inicial (até 1,30 m) passa a ter um papel maior na remoção de N-NO_3^- , de aproximadamente 33 % do total removido neste caso, enquanto que as seções intermediária e final (após 3,95 m) limitam-se a aproximadamente 25% cada.

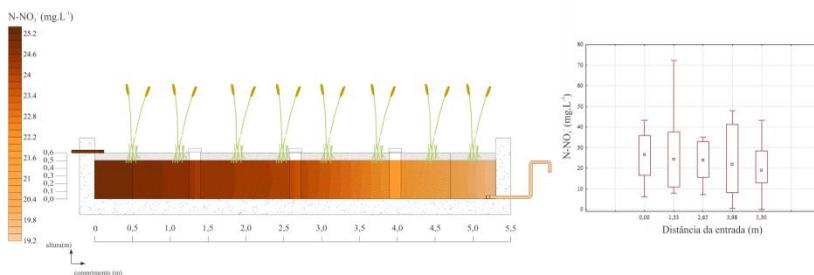


Figura 63 - Comportamento médio de N-NO_3^- ao longo do WCH considerando somente a carga afluyente.

Ding et al. (2014) observaram uma estratificação vertical do N-NO_3^- em um WCH tratando efluente sintético rico em N-NH_4^+ e N-NO_3^- . As maiores taxas de remoção de N-NO_3^- ocorreram no fundo do reator plantado, onde também ocorreram as menores concentrações de oxigênio dissolvido e menores valores de potencial redox, indicando um ambiente favorável para a desnitrificação. Contudo, pouca variabilidade longitudinal de N-NO_3^- foi observada. Ressalta-se que o estudo realizado pelos autores forneceu condições ótimas para a ocorrência da desnitrificação, em um ambiente com temperatura controlada e aporte suficiente de carbono (aproximadamente DQO:NT igual a 5:1), diferentemente da unidade em estudo neste trabalho.

O comportamento instável do nitrato explicita que o processo de desnitrificação não se mostrou consolidado no WCH. De fato, houve momentos em que o WCH liberou mais N-NO_3^- que a concentração afluyente (Figura 64).

Pôde-se observar, então, que o processo de desnitrificação não atingiu níveis elevados de tratamento. Infere-se que esta limitação seja derivada principalmente da baixa relação C:N [DQO:NT] afluyente, igual aproximadamente a 1:1. Ressalta-se que o fósforo também pode atuar como agente limitante do processo de desnitrificação para casos onde a concentração de N-NO_3^- exceda 50 mg.L^{-1} (WHITE; REDDY, 1999)

Kadlec e Wallace (2009) afirmaram que a proporção de matéria orgânica necessária para a desnitrificação é de 3,02 g para cada g de N-NO_3^- . Dados os teores médios afluyentes de $25 \pm 9 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $1,1 \pm 0,7 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de N-NO_3^- , e sabendo que o WCH recebeu $53 \pm 15 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $1,6 \pm 0,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de DQO, pode-se concluir que a quantidade de matéria orgânica é insuficiente para a ocorrência da desnitrificação em sua plenitude.

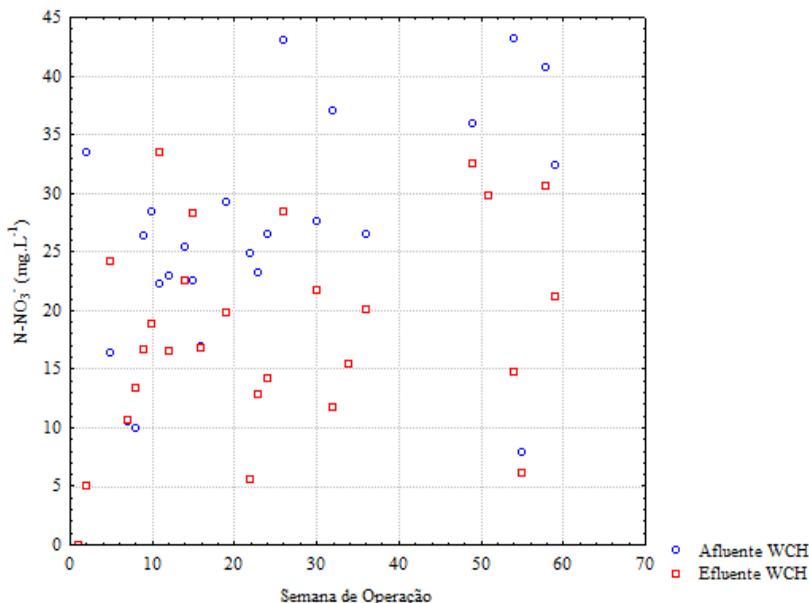


Figura 64 - Comportamento temporal do afluyente e efluyente do WCH em termos de N-NO_3^- .

Grebliunas e Perry (2016) testaram as relações C:N 2:1 e 4:1, com concentrações de 2 e 20 mg.L⁻¹ de N-NO₃⁻ para cada uma das relações C:N, em microcosmos de areia advindos de WCH operantes há mais de um ano e aplicados no tratamento de águas residuárias agrícolas. Os resultados indicam que maiores relações C:N associadas às maiores concentrações de N-NO₃⁻, resultam em maiores taxas de desnitrificação.

Lu et al. (2009) investigaram a variabilidade de taxas de desnitrificação em WC variando a macrófita, carbono orgânico, nitrato, pH e temperatura da água. Os resultados apontam para um aumento da desnitrificação nos meses mais quentes e, principalmente, quando carbono foi adicionado nos WC.

De fato, sistemas híbridos tipo WCVD-WCH são conhecidos por serem capazes de produzir efluentes completamente nitrificados e parcialmente desnitrificados (KADLEC; WALLACE, 2009), sendo a pouca disponibilidade de carbono o principal fator associado à desnitrificação parcial do efluente. Algumas estratégias operacionais para contornar esse obstáculo foram sugeridas, como a recirculação de efluente (BRIX et al., 2002a), adição de metanol ou etanol (GERSBERG et al., 1984), decomposição da biomassa das macrófitas na superfície do WCH (INGERSOLL; BAKER., 1998) e a concepção do maciço filtrante incluindo materiais que liberem carbono lentamente, como pedaços de madeira e serragem (BRUUN et al., 2016).

Gersberg et al. (1984) foram pioneiros no estudo de desnitrificação em WCH recebendo baixas concentrações de DBO e elevadas concentrações de N-NO₃⁻. Os autores alcançaram taxas de remoção de 9 a 19% de NT, para concentrações iniciais de 3,3 mg.L⁻¹ para DBO e 18,8 mg.L⁻¹ de N-NO₃⁻. Após adicionar metanol, a remoção de nitrogênio total atingiu 97%, enquanto que com a reintrodução da biomassa das macrófitas, o WCH conseguiu atingir eficiência de 89% de remoção de NT. Os autores concluem que o uso do tecido foliar como fonte adicional de carbono é uma alternativa interessante em termos econômicos, para fomentar a desnitrificação em situações onde haja escassez da carbono afluente.

No presente estudo, limitou-se a poda e a retirada de folhas mortas do WCH após a 24ª semana de operação. Contudo, após a 36ª de operação a eficiência de remoção de NT diminuiu consideravelmente (Figura 65). Infere-se que esta redução esteja associada a um aumento da concentração de N-NO₃⁻ afluente neste período (Figura 64), associado a uma diminuição da atuação das macrófitas devido à ausência de poda e à infestação de afídeos.

Em termos globais, o WCH atingiu eficiência de remoção de NT igual a $51,9 \pm 21,6\%$ ou $0,8 \pm 0,3 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, próximo à média de $45,7 \pm 20,4\%$ relatada por Vymazal (2013) para unidades WCH em sistemas híbridos tipo WCVD-WCH. Um estudo avaliou o desempenho em termos de remoção de NT de um microcosmo simulando um WCH, submetido a diferentes relações C:N (DQO:NT), de 0:1 a 9:1 (DING et al., 2012). Os autores mantiveram a concentração afluente de NT constante e incrementaram a DQO, e também variaram o TDH entre 0 e 7 dias. Os resultados do estudo indicam um aumento da capacidade de remoção de NT, seguido por uma diminuição nos teores de N-NO_2^- e N-NO_3^- no efluente, nos casos com maiores relações C:N afluentes e maiores TDH. Para C:N igual a 2:1, a remoção de NT limitou-se a aproximadamente 42% para uma TDH igual a 6 dias.

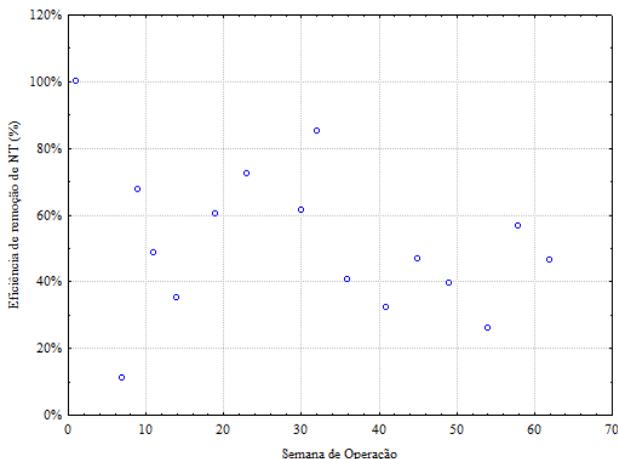


Figura 65 – Comportamento temporal da eficiência de remoção de NT em termos de concentração no WCH.

5.3.2.4. Ortofosfato

O WCH apresentou elevada remoção de P-PO_4^{3-} , atingindo a ordem de $87,6 \pm 5,5\%$ ou $0,25 \pm 1,4 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. Comparativamente a outros WCH componentes de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH, a unidade apresentou desempenho superior à média, igual a $45,8 \pm 36,3\%$ (VYMAZAL, 2013). Apenas um caso na revisão de sistemas híbridos apresentou eficiência superior à mensurada no presente estudo, sendo igual a 95% (FOLADORI et al., 2012).

O desempenho do WCH mostrou-se estável durante todo o monitoramento. Observou-se uma leve tendência de perda de desempenho após a 50ª semana operacional (Figura 66). Contudo, destaca-se que, apesar deste momento ter apresentado um aumento considerável da concentração afluyente em virtude de uma redução de desempenho do WCVD, o WCH foi capaz de amortecer consideravelmente esta variação gerando efluentes com concentração sempre inferior a $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$.

Para efeito comparativo em termos de concentração com os resultados fornecidos na revisão de Vymazal (2013), realizou-se a conversão entre P-PO_4^{3-} e PT segundo a relação $[\text{PO}_4^{3-}] \approx 0,7[\text{PT}]$, (WPC, 1983). Dessa forma, o efluente do WCH do presente estudo, com média igual a $1,04 \text{ mgP-PO}_4^{3-}.\text{L}^{-1}$ ou $1,48 \text{ mgPT.L}^{-1}$, gerou um efluente com concentração de fósforo inferior à maioria dos estudos revisados por Vymazal (2013), com exceção de 4 casos (ÖÖVEL et al., 2007; ZHAI et al., 2011; FOLADORI et al., 2012).

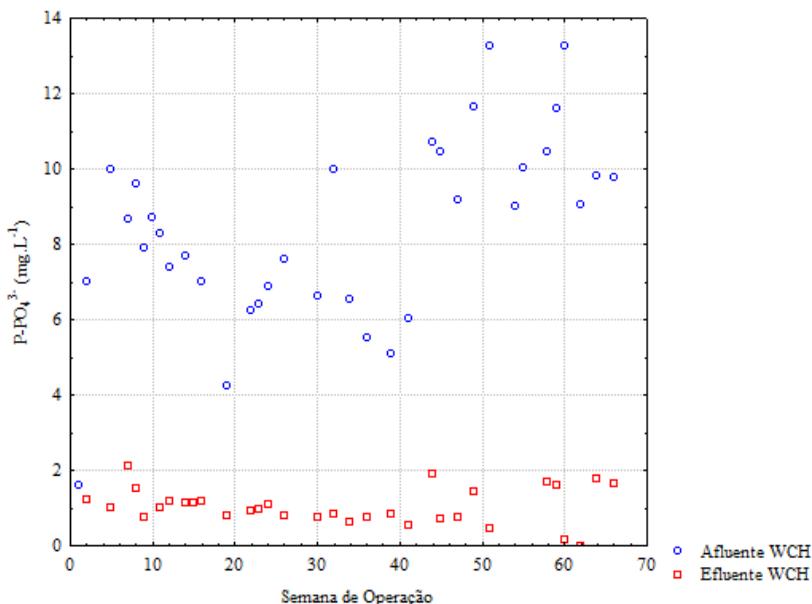


Figura 66 - Comportamento temporal do afluyente e efluente do WCH em termos de concentração de P-PO_4^{3-} .

A remoção de P-PO_4^{3-} ao longo do WCH ocorreu de forma gradual, com maior remoção ($37 \pm 15 \%$ do total afluyente ou $42 \pm 28 \%$

do total removido no WCH) nos primeiros 1,30 m da unidade (Figura 67).

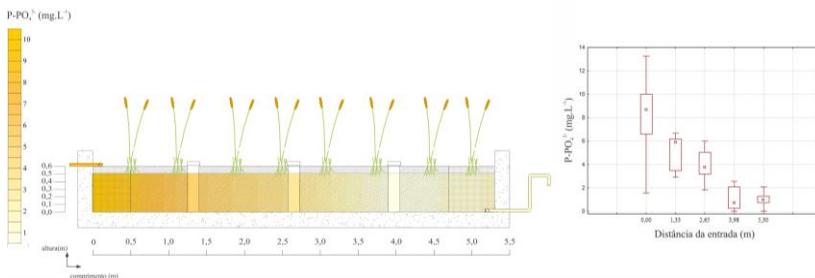


Figura 67 - Comportamento médio de P-PO₄³⁻ ao longo do WCH.

5.3.2.5. Alcalinidade e pH

O afluente ao WCH apresentou-se sempre com pH próximo a neutralidade ($6,58 \pm 0,32$), enquanto que os valores de alcalinidade oscilaram entre 15 e 140 mgCaCO₃.L⁻¹, com média igual a 56 ± 33 mgCaCO₃.L⁻¹.

De forma geral, observou-se um leve aumento do pH no efluente do WCH ($6,71 \pm 0,37$) enquanto que o balanço de alcalinidade variou ao longo do tempo (Figura 68). Pôde-se observar que até a 12^a semana de operação o WCH apresentou balanços de alcalinidade negativos, indicando um consumo de alcalinidade no reator. Após este momento, o balanço manteve-se positivo (abaixo de 50 mgCaCO₃.L⁻¹) até a 44^a de operação, com nova queda entre as 46^a e 52^a semanas. Posteriormente, o WCH voltou a produzir alcalinidade até o fim do monitoramento, atingindo as maiores produções de alcalinidade (acima de 50 mgCaCO₃.L⁻¹, com máximo de 110 mgCaCO₃.L⁻¹).

O processo de desnitrificação está associado a um aumento da alcalinidade no efluente de WC, com uma produção aproximada de 3 gCaCO₃ para cada g de N-NO₃⁻ reduzido (KADLEC; WALLACE, 2009). A instabilidade observada no WCH em termos de balanço de alcalinidade ratifica que o processo de desnitrificação no WCH, discutido em maiores detalhes no item 5.3.2.3, não se mostrou consolidado no último WC da linha de tratamento do sistema híbrido.

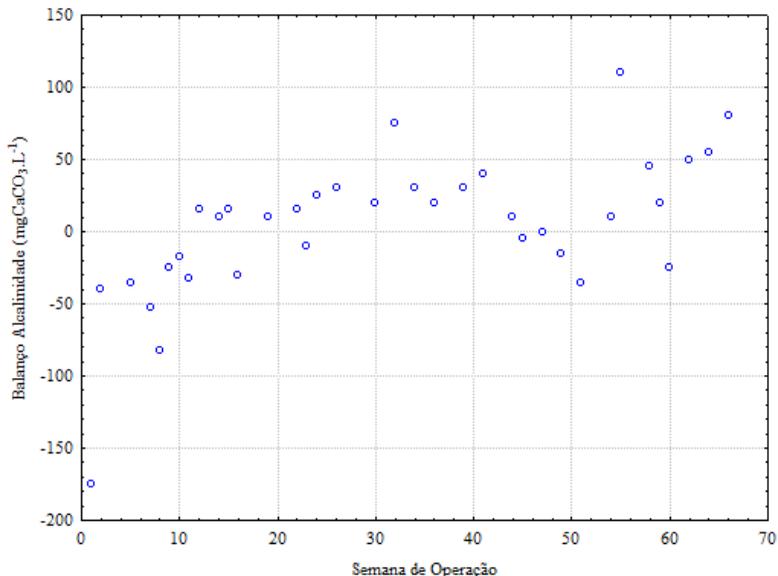


Figura 68 - Comportamento temporal do balanço de alcalinidade entre o afluente e efluente do WCH.

A variabilidade da alcalinidade ao longo do tempo dificultou a compreensão de seu balanço ao longo do reator. Os resultados obtidos indicam que a alcalinidade foi consumida até a aproximadamente 4 metros ou 75% após a entrada do WCH, seguido por um aumento nos últimos 1,30 m (Figura 69), podendo indicar favorecimento da nitrificação até 4 metros de comprimento e, posteriormente, a predominância de desnitrificação.

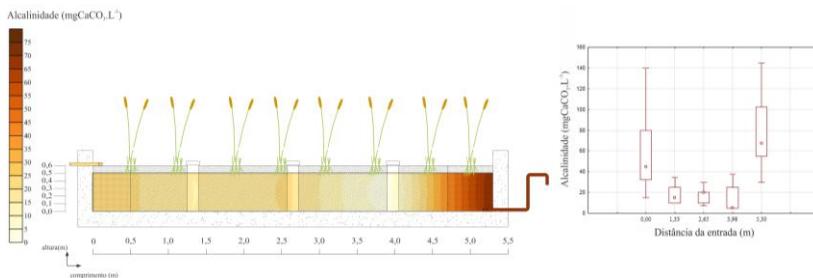


Figura 69 - Comportamento médio da alcalinidade ao longo do WCH.

5.3.3. Sistema híbrido

A análise de desempenho do sistema híbrido objetivou relatar o comportamento médio e temporal do conjunto WCVD-WCH proposto, e compará-lo com as normativas legais de lançamento de efluentes e de qualidade ambiental. Na Tabela 20 é fornecida a estatística descritiva do desempenho médio do sistema híbrido em termos de concentração, durante o período de monitoramento.

Em termos de carga aplicada e removida, os resultados foram expostos considerando o total de área requerida para uma linha do sistema híbrido (somatório da área superficial do WCVD e do WCH, desconsiderando a área da linha em paralelo para alternância de módulos) (Tabela 21) e a área requerida para cada uma das unidades (Figura 70)

Para discussão do desempenho do sistema híbrido, compararam-se os resultados obtidos com a revisão de sistemas híbridos realizada por Vymazal (2013), sumarizada na Tabela 22, e com as normativas legais CONAMA 430/2011, Lei Estadual de Santa Catarina 14.675/2009 e CONAMA 357/2005 (Tabela 23).

Apesar de não ser o foco deste trabalho, o monitoramento biológico realizado concomitantemente a este estudo revelou uma remoção média de 1,5 log de Coliformes Totais (CT) e 1,2 log de Coliformes Fecais (CF) no WCVD; 1,6 log CT e 2,1 log CF no WCH; e, 3,2 log CT e 3,2 log de CF no sistema híbrido de forma global. O efluente final apresentou uma concentração de CF 3250 NMP/100 mL, tornando-o apto para lançamento sem diluição em corpos de água doce Classe 3 com outros usos que o contato secundário e dessentação de animais. Para os rios de Classe 1 e Classe 2, é necessário desinfecção do efluente final.

Tabela 20 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do sistema híbrido em termos de concentração.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
pH Afluente	35	7,25	7,20	7,05	7,62	0,16
pH Efluente	37	6,71	6,73	5,66	7,49	0,37
DQO Afluente (mg.L⁻¹)	26	586	588	217	914	154
DQO Efluente (mg.L⁻¹)	34	12	10	0	43	9
DQO Eficiência (%)	25	98,09	98,35	93,09	100	1,51
SST Afluente (mg.L⁻¹)	32	44,78	45,75	15,00	88,00	18,84
SST Efluente (mg.L⁻¹)	27	0,04	0,00	0,00	0,40	0,09
SST Eficiência (%)	27	99,24	100	85,19	100	2,86
N-NH₄⁺ Afluente (mg.L⁻¹)	32	76,42	75,85	53,40	92,75	10,59
N-NH₄⁺ Efluente (mg.L⁻¹)	33	6,64	4,08	0,00	19,50	6,23
N-NH₄⁺ Eficiência (%)	31	90,65	94,39	68,14	100	9,29
N-NO₃⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	26	0,10	0,00	0,00	0,54	0,17
N-NO₃⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	31	19,40	18,80	0,00	43,10	10,00
N-NO₂⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	31	0,18	0,18	0,10	0,26	0,04
N-NO₂⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	26	0,02	0,02	0,00	0,10	0,02
NT Afluente (mg.L⁻¹)	17	76,41	78,00	54,00	105,00	14,71
NT Efluente (mg.L⁻¹)	16	24,81	24,00	0,00	40,00	11,01
NT Eficiência (%)	14	68,73	62,36	58,54	100	12,60
P-PO₄³⁻ Afluente (mg.L⁻¹)	32	31,89	32,56	23,18	41,505	4,66
P-PO₄³⁻ Efluente (mg.L⁻¹)	32	1,04	0,98	0,00	2,10	0,49
P-PO₄³⁻ Eficiência (%)	33	96,15	96,78	85,21	100	2,83
Alk Afluente (mg.L⁻¹)	34	280	278	195	340	34
Alk Efluente (mg.L⁻¹)	36	75,42	67,50	30,00	145,00	29,11

Tabela 21 - Estatística descritiva dos parâmetros de qualidade na entrada e saída do sistema híbrido em termos de carga, considerando a área superficial total do sistema.

	N	Média	Mediana	Mín	Máx	DP
TAH (mm.d ⁻¹) ^a	230	20,16	18,79	0,00	26,76	4,65
THS (mm.d ⁻¹) ^b	236	16,61	15,84	0,00	22,63	4,73
DQO Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	12,63	12,59	1,37	20,69	3,66
DQO Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,20	0,18	0,00	0,59	0,13
DQO Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	12,43	12,42	1,20	20,30	3,33
SST Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	0,89	0,85	0,17	1,99	0,40
SST Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	118	0,02	0,00	0,00	0,19	0,04
SST Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	110	0,87	0,85	0,17	1,99	0,36
N-NH ₄ ⁺ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	1,52	1,55	0,32	2,38	0,49
N-NH ₄ ⁺ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,12	0,07	0,00	0,39	0,12
N-NH ₄ ⁺ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	113	1,40	1,48	0,30	2,08	0,37
N-NO ₃ ⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	c	c	c	c	c	c
N-NO ₃ ⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,51	0,47	0,08	1,24	0,27
N-NO ₂ ⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	c	c	c	c	c	c
N-NO ₂ ⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00
NT Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	49	1,56	1,56	0,34	2,17	0,37
NT Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	53	0,55	0,56	0,11	0,91	0,20
NT Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	48	1,01	1,00	0,25	1,60	0,17
P-PO ₄ ³⁻ Afluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	0,67	0,66	0,16	0,94	0,15
P-PO ₄ ³⁻ Efluente (g.m ⁻² .d ⁻¹)	122	0,03	0,02	0,00	0,12	0,02
P-PO ₄ ³⁻ Removido (g.m ⁻² .d ⁻¹)	114	0,64	0,64	0,15	0,79	0,13

^a: TAH: Taxa de Aplicação Hidráulica.

^b: THS: Taxa Hidráulica de Saída.

^c: Os valores de carga afluente dos parâmetros N-NO₃⁻ e N-NO₂⁻ não foram calculados devido à elevada recorrência de valores nulos de concentração dessas variáveis ao longo do monitoramento.

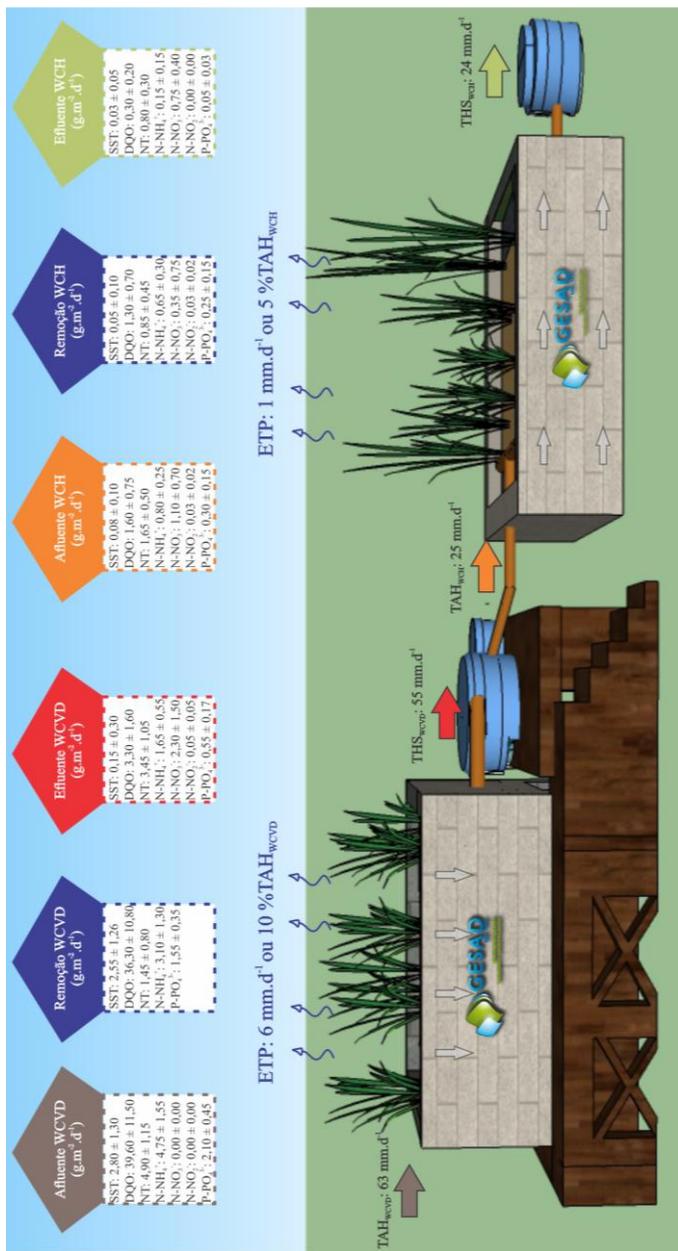


Figura 70 – Carregamentos aplicados, remoções de carga e evapotranspiração das unidades constituintes do sistema híbrido considerando a área superficial de cada unidade.

Tabela 22 - Comparativo entre os resultados obtidos por este estudo e entre a média fornecida na revisão de sistemas híbridos tipo WCVD-WCH realizada por Vymazal (2013).

	Afluente WCVD (mg L ⁻¹)		Efluente WCVD (mg L ⁻¹)		Efluente WCH (mg L ⁻¹)		Remoção WCVD (%)		Remoção WCH (%)		Remoção sistema Híbrido (%)	
	Rouso (2017)	Vymazal (2013)	Rouso (2017)	Vymazal (2013)	Rouso (2017)	Vymazal (2013)	Rouso (2017)	Vymazal (2013)	Rouso (2017)	Vymazal (2013)	Rouso (2017)	Vymazal (2013)
	DQO	586 ± 154	951 ± 1250	53 ± 15	425 ± 585	12 ± 9	200 ± 355	87 ± 8	72 ± 10	80 ± 13	51 ± 16	98 ± 2
SST	44 ± 19	199 ± 226	4 ± 5	70 ± 79	0 ± 0	46 ± 90	93 ± 11	67 ± 17	99 ± 3	56 ± 36	99 ± 3	87 ± 17
NT	76 ± 15	66 ± 26	52 ± 13	46 ± 14	25 ± 11	24 ± 10	33 ± 12	28 ± 39	52 ± 23	46 ± 20	69 ± 13	60 ± 15
N-NH₄⁺	76 ± 11	104 ± 128	28 ± 7	29 ± 18	6 ± 6	46 ± 72	63 ± 8	45 ± 30	80 ± 18	29 ± 28	91 ± 9	60 ± 33
P-PO₄^{3-*}	32 ± 5	6 ± 5 ^a	8 ± 3	4 ± 3 ^a	1 ± 1	2 ± 2 ^a	74 ± 5	49 ± 24	88 ± 5	24 ± 62	96 ± 3	61 ± 22

As células em verde se referem aos casos onde um estudo apresentou valores superiores ao outro; as em vermelho quando os valores foram menores e, em amarelo quando similares

^a: Os valores de Vymazal (2013) foram convertidos de PT para P-PO₄³⁻ utilizando a relação [PO₄³⁻] ≈ [0,7PT] (WPC, 1983)

Tabela 23 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema híbrido considerando diferentes legislações

Parâmetro	Referência Legal						Efluente sistema híbrido				
	CONAMA 430/20011	Lei Estadual 14675/09 SC	CONAMA 357/2005			Classe 4	Méd.	Mín	Máx	Remoção %	
			Classe 1	Classe 2	Classe 3					Méd.	Mín
pH	5 ≤ x ≤ 9 OK	6 ≤ x ≤ 9 OK	6 ≤ x ≤ 9 OK	6 ≤ x ≤ 9 OK	6 ≤ x ≤ 9 OK	6,71	5,66	7,49	-	-	-
Restrição	≤ 120 mg.L ⁻¹ ou 60%	≤ 60 mg.L ⁻¹ ou 80%	OK	OK	OK						
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	OK	OK	OK	OK	OK	12 ^a	0 ^a	43 ^a	98	93	100
Status											
Sólidos (mg.L ⁻¹)	Sedimentáveis ≤ 1ml.L ⁻¹ OK ^c	Caso a caso OK ^c	OK	OK	OK	0,04 ^b	0,0 ^b	0,4 ^b	99	85	100
Restrição	≤ 20 mg.L ⁻¹	-	≤ 3,7 (pH ≤ 7,5) ≤ 2 (7,5 ≤ pH ≤ 8) ≤ 1 (8 ≤ pH ≤ 8,5) ≤ 0,5 (pH > 8)	≤ 13,3 (pH ≤ 7,5) ≤ 5,6 (7,5 ≤ pH ≤ 8) ≤ 2,2 (8 ≤ pH ≤ 8,5) ≤ 1 (pH > 8)	-						
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	OK	OK	OK	OK	OK	6,7	0	19,5	91	68	100
Status											

Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) for maior que 0,1 L.s⁻¹ para o caso médio ou 1,5 L.s⁻¹ para o pior caso, lançamento é possível sem alterar condição da classe, considerando a DBO, já no limite de concentração da classe antes do lançamento.

Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) for maior que 0,5 L.s⁻¹ para o caso médio ou 1,8 L.s⁻¹ para o pior caso, lançamento é possível sem alterar condição da classe, considerando a DBO, já no limite de concentração da classe antes do lançamento.

Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) for maior que 0,3 L.s⁻¹ para o caso médio ou 0,9 L.s⁻¹ para o pior caso, lançamento é possível sem alterar condição da classe, considerando o pior cenário (pH > 8 e N-NH₄⁺ já no limite de concentração da classe antes do lançamento).

Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) for maior que 0,1 L.s⁻¹ para o caso médio ou 0,9 L.s⁻¹ para o pior caso, lançamento é possível sem alterar condição da classe, considerando o pior cenário (pH > 8 e N-NH₄⁺ já no limite de concentração da classe antes do lançamento).

Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) for maior que 0,3 L.s⁻¹ para o caso médio ou 0,9 L.s⁻¹ para o pior caso, lançamento é possível sem alterar condição da classe, considerando o pior cenário (pH > 8 e N-NH₄⁺ já no limite de concentração da classe antes do lançamento).

Tabela 23 – Aptidão de lançamento do efluente do sistema híbrido considerando diferentes legislações

Parâmetro	Referência Legal				Efluente sistema híbrido									
	CONAMA 430/20011	Lei Estadual 14675/09 SC	CONAMA 357/2005			mg.L ⁻¹			Remoção %					
			Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Méd.	Mín	Máx	Méd.	Min	Máx		
N-NO ₃ (mg.L ⁻¹)	Restrição	-	-	≤ 10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Status	OK	OK	Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) for maior que 0,5 L.s ⁻¹ para o caso médio ou 1,5 L.s ⁻¹ para o pior caso, lançamento é possível sem alterar condição da classe ^a , considerando o N-NO ₃ ; já no limite de concentração da classe antes do lançamento.	OK	19,4	0	43	-	-	-	-	-	-
N-NO ₂ (mg.L ⁻¹)	Restrição	-	-	≤ 1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Status	OK	OK	OK	OK	0,02	0,00	0,10	-	-	-	-	-	-
PT (mg.L ⁻¹)	Restrição	-	≤ 4 mg.L ⁻¹ ou 75% (lagunas, lagoas e estuários)	≤ 0,02 (lótico) ≤ 0,05 (interm.) ≤ 0,1 (lótico)	≤ 0,03 (lótico) ≤ 0,05 (interm.) ≤ 0,1 (lótico)	≤ 0,05 (lótico) ≤ 0,075 (interm.) ≤ 0,16 (lótico)	-	-	-	-	-	-	-	-
	Status	OK	OK	Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) > 6,5 L.s ⁻¹ (caso médio) ou > 13,5 L.s ⁻¹ (pior caso), lançamento é possível sem alterar condição da classe ^a , considerando o PT já no limite de concentração da classe antes do lançamento e ambiente lótico	Requer análise caso a caso, mas se Q (7,10) > 6,1 L.s ⁻¹ (caso médio) ou > 12,9 L.s ⁻¹ (pior caso), lançamento é possível sem alterar condição da classe ^a , considerando o PT já no limite de concentração da classe antes do lançamento e ambiente lótico	1,5 ^c	0 ^c	3 ^c	96	85	100	-	-	

As células em verde representam os casos tais que o parâmetro encontra-se sempre apto a ser lançado quando comparado com a respectiva normativa legal enquanto que as células em amarelo representam o caso em que o efluente encontra-se apto para lançamento dado uma condição especificada.

^a: Valores em DQO

^b: Valores em SST

^c: Apesar dos sedimentáveis não terem sido quantificados, os mesmos mostraram-se virtualmente ausentes

^d: Apesar do estudo ser caso a caso, o efluente mostrou-se ausente de sólidos, provavelmente não implicando restrição de lançamento em nenhum caso

^e: Valores de P-PO43- foram convertidos para PT utilizando a relação [PO43-] ≈ [0,7PT] (WPC, 1983)

^f: A alteração de caso foi considerada insignificante quando $\Delta < 0,01$ acima do limite

5.3.3.1. Matéria orgânica carbonácea

O sistema híbrido operou sob carregamento de $12,7 \pm 3,7$ gDQO.m⁻².d⁻¹, considerando a área superficial total do arranjo. A operação obedeceu as especificações de projeto que tinham como referência o carregamento sobre a unidade WCVD (vide item 5.3.3.1). O esgoto afluyente apresentou uma relação DQO/DBO₅ próxima a 2, sendo indicado o uso de tratamentos biológicos.

O arranjo WCVD-WCH apresentou elevado desempenho de remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DQO, atingindo a eficiência média de $98 \pm 1,5\%$ ou $12,4 \pm 3,3$ g.m⁻².d⁻¹. O efluente gerado manteve-se durante 65% do monitoramento com concentração de DQO inferior à 20 mg.L⁻¹. Este valor foi superado especificamente no início operacional (até a 10^a de operação) e durante a infestação de afídeos, alcançando concentrações máximas de 76 e 30 mg.L⁻¹ nestes momentos, respectivamente.

O desempenho de remoção obtido encontra-se acima da média relatada na revisão de sistemas híbridos realizada por Vymazal (2013), que indicou uma eficiência média de $81 \pm 11\%$ (Tabela 22). Nenhum dos 19 sistemas híbridos tipo WCVD-WCH igualou o percentual de DQO removido no sistema em estudo.

O WCVD foi responsável pela maior remoção de DQO do sistema híbrido ($93 \pm 7\%$ do total removido ou $11,6 \pm 3,5$ g.m⁻².d⁻¹) enquanto que o WCH limitou-se a apenas $7 \pm 3\%$ ou $0,9 \pm 0,5$ g.m⁻².d⁻¹). O mesmo comportamento foi observado em 10 sistemas WCVD-WCH, onde o WCVD foi responsável por $83 \pm 5\%$ do total de DQO removido no linha de tratamento enquanto que o WCH removeu os $17 \pm 5\%$ restantes (VYMAZAL, 2013). De fato, WCVD são mais propícios para oxidação da matéria orgânica, em virtude de suas condições operacionais (aplicação intermitente e insaturação do meio filtrante) que permitem uma maior introdução de ar (KADLEC; WALLACE, 2009), sendo comumente os maiores responsáveis por remoção de DQO e DBO em sistemas híbridos tipo WCVD-WCH. Além disso, pelo fato da unidade vertical preceder a horizontal e, conseqüentemente, receber maiores cargas de poluentes carbonados, espera-se um maior desempenho da unidade WCVD, uma vez que a remoção de matéria orgânica geralmente obedece coeficientes de primeira ordem de degradação.

Em termos espaciais, a DQO foi removida gradualmente no WCVD, havendo maior remoção percentual (69% do total removido no sistema híbrido) a partir de 0,3 m de profundidade até a saída do reator.

No WCH, somente o primeiro quarto ou os primeiros 1,3 m do reator possuíram papel significativo de remoção de DQO (12% do total removido), sendo os 4,0 m restantes responsáveis por somente 5%. No Apêndice B.1 apresenta-se o comportamento da variável DQO ao longo dos perfis vertical e longitudinal do WCVD e WCH em termos de concentração.

Dessa forma, concluiu-se que o volume do WCH, em termos de remoção de matéria orgânica carbonácea, mostrou-se demasiadamente grande, podendo ser reduzido. A redução do volume de tratamento do WCH pode ser atingida pela construção de módulos menores ou por meio de mudança operacional. A operação adotada neste estudo inclui a alternância de módulos, que é representada pelos momentos de operação e repouso. A construção de um sistema embasado nos critérios de projeto adotados neste estudo pode incluir somente um WCH a jusante de dois módulos em paralelo de WCVD, reduzindo o volume útil de tratamento do WCH pela metade, implicando na remoção da alternância de módulos da unidade horizontal.

Apesar das referências legais utilizarem o parâmetro DBO como referência, e neste trabalho os resultados para o sistema híbrido terem sido apresentados em termos de DQO, ressalta-se que a escolha pelo parâmetro DQO se deu em função dos baixos teores de matéria orgânica carbonácea observados no efluente do WCH durante o monitoramento. Em função disso, a limitação do procedimento analítico da DBO para casos com baixos teores de carbono foi evidenciada comprometendo a fidedignidade dos resultados em termos de matéria orgânica carbonácea. Dessa forma, considerou-se válida a comparação entre a legislação e os resultados obtidos, mesmo que em diferentes medidas.

Em relação aos limites de lançamento para matéria orgânica carbonácea, o arranjo híbrido proposto mostrou-se capaz de obedecer as restrições impostas tanto pelo CONAMA 430/2011 ($DBO_5 \leq 120 \text{ mg.L}^{-1}$ ou 60% de remoção), quanto pela Lei Estadual de Santa Catarina 14.765/2009 ($DBO_5 \leq 60 \text{ mg.L}^{-1}$ ou 80% de remoção). Em relação ao lançamento em rios de classes distintas, segundo o CONAMA 357/2005, estudos caso a caso devem ser realizados para verificação de não alteração dos limites impostos para cada classe na zona de mistura. Uma simulação foi realizada e devido à baixa carga poluidora no efluente pós sistema híbrido, constatou-se que, considerando os cenários de carga poluidora média e máxima, o efluente pode ser lançado em um rio no limite de sua classe, desde que possua $Q(7,10)$ igual a 0,5 e 2 L.s^{-1} , respectivamente, sem alterar as características do rio prévias ao

lançamento, assumindo um aumento de 0,01 como insignificante (Tabela 23).

5.3.3.2. Sólidos suspensos totais

O carregamento de SST no sistema híbrido manteve-se baixo ($0,89 \pm 0,40 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, em relação à totalidade da área superficial do sistema). A carga aplicada de SST também obedeceu o critério de projeto ($< 15 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, em relação à seção transversal de escoamento de cada unidade), a fim de prolongar a vida útil do sistema (item 5.3.1.2).

O arranjo WCVD-WCH foi capaz de remover a totalidade de SST afluyente durante 74% do monitoramento, produzindo efluentes com concentração igual a 0 mg.L^{-1} . A eficiência de remoção média obtida foi de $99,3 \pm 2,3 \%$ ou $0,87 \pm 0,36 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. O sistema híbrido sempre apresentou efluentes depurados em termos de remoção de SST, com concentração máxima na saída do sistema igual a $0,40 \text{ mg.L}^{-1}$.

Assim como o observado em relação à remoção de matéria orgânica carbonácea, a eficiência de remoção de SST mostrou-se superior à maioria dos sistemas híbridos de forma global (VYMAZAL, 2013). O valor médio relatado pelo autor foi de $87 \pm 17\%$.

A unidade WCVD foi a maior responsável pela remoção de SST, englobando $93 \pm 7 \%$ ou $0,81 \pm 0,40 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, enquanto que o WCH removeu apenas $7 \pm 15\%$ ou $0,3 \pm 0,8 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A menor remoção na unidade horizontal se deu em função do menor carregamento aplicado sobre a unidade, uma vez que ambas apresentaram percentual individual de remoção média superior a 98%.

A ocorrência de chuvas intensas prolongadas (intensidade superior a $100 \text{ mm.semana}^{-1}$ por 3 semanas seguidas) prejudicou a performance de remoção de SST da unidade WCVD. A unidade WCH apresentou menor sensibilidade às chuvas intensas e contrabalanceou a perda de performance da unidade a montante, mantendo a eficiência do sistema híbrido sempre acima de 85%. Dessa forma, o arranjo em série das unidades WCVD-WCH foi capaz de mitigar a perda de performance da unidade vertical, e fazer o sistema híbrido menos suscetível à perda de desempenho em relação a remoção de SST em casos de precipitações intensas prolongadas.

5.3.3.3. Compostos nitrogenados

Durante as primeiras 70 semanas de operação, o sistema híbrido recebeu um carregamento de $1,52 \pm 0,50 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $1,56 \pm 0,37$

$\text{gNT}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, considerando sua área total. O arranjo WCVD-WCH foi capaz de remover $91 \pm 9\%$ ou $1,40 \pm 0,37 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de N-NH_4^+ e $69 \pm 13\%$ ou $1,01 \pm 0,17 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ de NT.

O efluente final apresentou baixo teor médio de N-NH_4^+ ($6,6 \pm 6,2 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou $0,12 \pm 0,12 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$). Durante 64% do monitoramento as concentrações foram inferiores a $10 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. As maiores concentrações efluentes aconteceram a partir do início de operação até a 18ª semana (máxima de $19,3 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), e durante a infestação de afídeos, próxima à 54ª semana operacional (máxima de $13,7 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Dessa forma, o sistema híbrido adequou-se à resolução CONAMA 430/2011, que restringe a concentração de lançamento de nitrogênio amoniacal ao limite de $20 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. Em relação à restrição de lançamento em classes específicas (CONAMA 357/2009), estudos caso a caso devem ser realizados para verificação das condições de lançamento. Uma simulação realizada considerando o pior cenário de lançamento, em um rio no limite de qualidade imposto para sua classe e com maior pH, requer uma vazão Q (7,10) entre 3 e $9 \text{ L}\cdot\text{s}^{-1}$ para que as cargas poluidoras médias e máximas geradas pelo sistema híbrido, respectivamente, não alterem as condições prévias do rio ao lançamento (Tabela 23).

A unidade WCVD foi responsável pela remoção de $72 \pm 13\%$ do total removido no sistema híbrido ou $0,52 \pm 0,18 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. Já o WCH removeu $28 \pm 28\%$ do total removido ou $0,12 \pm 0,12 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$. O papel de cada unidade no arranjo WCVD foi similar ao apresentado por Vymazal (2013), onde a unidade vertical removeu em média $77 \pm 17\%$ do total removido de N-NH_4^+ e a unidade horizontal, $23 \pm 17\%$.

Considerando o perfil de escoamento ao longo dos WC, o maior percentual de N-NH_4^+ foi removido entre 0,3m e 0,5 m de profundidade do WCVD ($42 \pm 8\%$ do total removido no sistema híbrido). No WCH a remoção se deu de forma homogênea ao longo de todo comprimento longitudinal da unidade. No apêndice B.2. é apresentado o comportamento do parâmetro N-NH_4^+ ao longo dos perfis vertical e horizontal das unidades WCVD e WCH.

A nitrificação na unidade WCVD foi a via pela qual maior parte do N-NH_4^+ foi removido. Do total removido no sistema híbrido, 55% ou $0,73 \text{ gN-NH}_4^+\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ foram eliminados da fração líquida por esta via metabólica.

Os compostos nitrogenados oxidados nitrito e nitrato foram produzidos no WCVD e consumidos no WCH. O efluente do WCVD apresentou teor médio de N-NO_2^- igual a $1 \pm 0,8 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ou $0,02 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, sendo, posteriormente, completamente consumido no WCH. Dessa

forma, em relação ao parâmetro N-NO_2^- , o efluente do sistema híbrido mostrou-se sempre apto para lançamento, em qualquer classe de rio (Tabela 23).

A maior parte ($88 \pm 37\%$) do N-NO_2^- formou-se entre 0,3 m e a saída WCVD, enquanto que a totalidade do seu consumo ($93 \pm 5\%$) ocorreu no início do WCH (até 1,30 m a partir da entrada.) No Apêndice B.3. mostra-se o comportamento do N-NO_2^- ao longo dos perfis vertical e horizontal das unidades WCVD e WCH.

Em relação à formação de N-NO_3^- , o WCVD produziu um efluente com $25,1 \pm 8,6 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $0,73 \pm 0,49 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A formação de N-NO_3^- predominou ($43 \pm 8\%$ do total formado) na camada intermediária, entre 0,3 e 0,5 m de profundidade, sendo o restante igualmente distribuído nas camadas superficiais e de fundo.

O nitrato formado no WCVD foi pouco reduzido no WCH, resultando em um efluente final com teores significativos de N-NO_3^- (valor médio de $19,4 \pm 10,0 \text{ mg.L}^{-1}$ ou $0,51 \pm 0,27 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). Infere-se que a baixa relação C:N afluente ao WCH (aproximadamente igual a 1:1) seja a provável causa para a reduzida desnitrificação. O consumo de N-NO_3^- no WCH não apresentou uma forte concentração espacial, havendo um leve incremento de remoção nas seções intermediária e final (após 2,65 m até a saída). O comportamento do parâmetro N-NO_3^- ao longo dos perfis vertical e horizontal das unidades WCVD e WCH é apresentado Apêndice B.4.

Em termos de N-NO_3^- , para o lançamento do efluente em rios de Classe 1, 2 e 3, considerando o pior cenário possível, faz-se necessário o lançamento em um rio com Q (7,10) entre $0,5$ e $1,5 \text{ L.s}^{-1}$, para as cargas poluidoras média e máxima, respectivamente (Tabela 23).

De fato, a baixa desnitrificação refletiu em uma limitada de remoção de NT. Considerando a carga aplicada e a carga removida de NT (iguais a $1,56 \pm 0,37 \text{ gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ e $1,01 \pm 0,17 \text{ gNT.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, respectivamente), juntamente com a carga de saída de N-NO_3^- ($0,51 \pm 0,27 \text{ gN-NO}_3^-.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) e sabendo-se que a carga de saída de N-NH_4^+ foi baixa ($0,12 \pm 0,12 \text{ gN-NH}_4^+.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$), pode-se concluir que o sistema híbrido produziu um efluente completamente nitrificado e parcialmente desnitrificado. A parcela nitrificada e não desnitrificada ($0,51 \pm 0,27 \text{ gN-NO}_3^-.\text{m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) corresponde aproximadamente à diferença entre a carga de entrada de NT e sua respectiva remoção no sistema híbrido.

Mesmo com o processo de desnitrificação comprometido, a remoção de NT no WCH ($55 \pm 19\%$ do total removido ou $0,55 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$) foi maior do que a ocorrida no WCVD ($45 \pm 32\%$ ou $0,46 \pm 0,26 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$). O percentual obtido é alto se comparado com os resultados

apresentados na revisão de sistemas híbridos realizada por Vymazal (2013). Nela, a importância das unidades WCVD e WCH em termos de remoção de NT é inversa à observada nesse estudo, sendo o WCVD mais predominante ($63 \pm 20 \%$) que o WCH ($37 \pm 20 \%$) quando se considera a remoção global de NT no sistema híbrido como referência. Contudo, se a concentração de entrada em cada unidade for utilizada como referência, a tendência dos resultados expostos na revisão de Vymazal (2013) apontam as unidades WCH ($46 \pm 21 \%$) com maior remoção de nitrogênio que as WCVD ($28 \pm 39 \%$) (Tabela 22).

5.3.3.4. Ortofosfato

O sistema híbrido recebeu um carregamento médio de P-PO_4^{3-} igual a $0,67 \pm 0,15 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ de um afluente com concentração média igual a $31,9 \pm 0,7 \text{ mg.L}^{-1}$. Apesar de sua concentração ser aproximadamente 10 vezes superior à média apresentada na revisão de sistemas híbridos de Vymazal (2013), o arranjo WCVD-WCH foi capaz de produzir um efluente com concentração média ($1,04 \pm 0,49 \text{ mgPO}_4^{3-}.\text{L}^{-1}$) inferior à maioria dos estudos relatados e com remoção média de $96,2 \pm 2,8 \%$ ou $0,64 \pm 0,13 \text{ g.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$. A performance do sistema híbrido também superou a performance média de $61,5 \pm 21,5 \%$ relatada na revisão realizada por Vymazal (2013).

O desempenho do sistema híbrido manteve-se estável durante todo o monitoramento, apresentando um leve indício de perda de desempenho após a 50ª operacional. A perda de desempenho pode estar relacionada com estágios iniciais de saturação da capacidade adsorptiva do maciço filtrante. Em específico, após a 44ª semana operacional, houve um aumento de 51% da concentração efluente de P-PO_4^{3-} no WCVD (de $7,05 \pm \text{mg.L}^{-1}$ para $10,65 \pm \text{mg.L}^{-1}$). Contudo, apesar da redução de performance da unidade vertical, o WCH foi capaz de amortizar as maiores cargas afluentes sem apresentar modificações em seu efluente até a 50ª operacional. Após este período, o efluente final começou a apresentar indícios de um leve aumento de concentração de P-PO_4^{3-} , sendo os incrementos na concentração sempre inferiores à 1 mg.L^{-1} , em relação aos valores previamente registrados no efluente final do sistema híbrido. Destaca-se que o arranjo foi capaz de sempre gerar efluentes com concentração inferior a $2,1 \text{ mg.L}^{-1}$.

Em termos espaciais, a remoção de P-PO_4^{3-} ocorreu de forma homogênea e gradual no WCVD, com todas as camadas apresentando remoção percentual similar. Já no WCH, os primeiros 25% do comprimento longitudinal foram responsáveis pela remoção de 42 ± 28

% do total removido na unidade horizontal. No Apêndice B.5. é apresentado comportamento do parâmetro $P-PO_4^{3-}$ ao longo dos perfis vertical e horizontal das unidades WCVD e WCH.

O efluente do sistema híbrido mostrou-se apto para lançamento conforme a Lei Estadual de Santa Catarina 14.765/2009, que preconiza concentrações máximas de 4mg.L^{-1} de fósforo no efluente ou eficiência de remoção superior a 75%, para lançamentos em lagoas, lagunas ou estuários. Para o lançamento em diferentes classes de corpos hídricos conforme o CONAMA 357/2005, faz-se necessária uma Q (7,10) entre 6,5 e $13,5\text{L.s}^{-1}$, considerando os cenários críticos de lançamento, onde o rio encontra-se já no limite de sua classe em termos de compostos fosforados (Tabela 23).

5.3.3.5. Alcalinidade e pH

O pH manteve-se dentro da neutralidade ao longo de todo o sistema híbrido. Após a passagem pelo WCVD registrou-se uma redução média de $0,64 \pm 0,31$, enquanto que no WCH um leve incremento de $0,13 \pm 0,43$ ocorreu. Os valores de pH no efluente mostraram-se sempre dentro da faixa requerida pelas diferentes normativas legais, não limitando o lançamento do efluente (Tabela 23).

A alcalinidade comportou-se de forma estável no WCVD ao longo do monitoramento, apresentando um balanço negativo médio de $214 \pm 29\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$. O consumo de alcalinidade no WCVD indica a ocorrência de processos oxidativos como a nitrificação.

No WCH a alcalinidade variou ao longo da operação, apresentando balanços negativos até a 12ª semana operacional. Após este momento, o balanço tornou-se positivo e abaixo de $50\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$ até a 44ª de operação. Uma redução da alcalinidade foi registrada entre as 46ª e 52ª semanas, momento onde ocorreu uma infestação de afídeos comprometendo a atuação das macrófitas. Posteriormente, o WCH voltou a apresentar balanços de alcalinidade positivos até o fim do monitoramento, atingindo as maiores produções registradas durante o monitoramento. Os valores de balanço mantiveram-se acima de $50\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$, com máximo de $110\text{mgCaCO}_3.\text{L}^{-1}$. A produção de alcalinidade está associada ao processo de desnitrificação e sua variabilidade apresentada durante o monitoramento, indica a não consolidação deste processo no WCH.

O comportamento médio da alcalinidade ao longo dos perfis vertical e horizontal do WCVD e WCH é apresentado no Apêndice B.6.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando a configuração do sistema híbrido WCVD-WCH proposto em projeto, executado, operado e monitorado durante as 70 primeiras semanas, pôde-se concluir que:

- As condições de projeto foram seguidas, mantendo-se uma carga aplicada de $39,6 \pm 12 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ na unidade WCVD e cargas inferiores a $15\text{gSST.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ em ambas as unidades;
- O regime de operação foi seguido, mantendo-se uma TAH igual a $63,2 \pm 14,6 \text{ mm.d}^{-1}$ e mantendo-se 3 a 4 pulsos diários com repouso de operação de 3,5 dias;
- O monitoramento das vazões de saída apontam para um comportamento não homogêneo entre os diferentes pulsos, e diferentes dias da semana para o sistema híbrido. A não-saturação do WCVD e sua variação de nível de umidade ao longo dos pulsos e dos dias operacionais, foi apontada como a principal causa da não homogeneidade das vazões de saída. Em específico, observou-se uma tendência de aumento das vazões de saída ao longo do dia e da semana, para ambos os WCVD e WCH, com ocorrência de 75 e 80%, respectivamente, das maiores vazões diárias nos últimos dois pulsos de cada dia;
- Uma tendência de redução das vazões máximas de saída ($Q_{\text{máx}}$) de ambos WCVD e WCH ao longo da operação foi observada. A redução de $Q_{\text{máx}}$ foi acompanhada por um aumento do tempo necessário para atingí-la ($\Delta tQ_{\text{máx}}$) somente na unidade WCH. A modificação de $Q_{\text{máx}}$ e $\Delta tQ_{\text{máx}}$ refletem uma mudança da condutividade hidráulica de ambas as unidades. Contudo, o monitoramento de sólidos totais presentes no maciço filtrante, não apontou para acréscimos significativos de nenhuma de suas parcelas até o fim da operação. Assim, infere-se que o crescimento das raízes seja o responsável pela modificação do comportamento das vazões de saídas de ambos os WC;
- O $\Delta tQ_{\text{máx}}$ para a unidade WCVD foi em média igual a 15 minutos e não ultrapassou 21 minutos para todos os pulsos. Para o WCH, o $\Delta tQ_{\text{máx}}$ foi igual a 41 minutos. Contudo, para o primeiro dia operacional o tempo requerido para saída de efluente variou em maior escala para o WCH em virtude da evapotranspiração e precipitação durante o repouso operacional;

- Constatou-se que o hidrograma das vazões de saída dos pulsos propagam-se para os dias subsequentes, interferindo no balanço hídrico. Contudo, obsevou-se que o intervalo de 3,5 dias impede a propagação da cauda do hidrograma de saída do último pulso semanal para a semana seguinte;
- A avaliação dos intervalos temporais para análise do balanço hídrico, apontou para uma maior estabilidade e confiabilidade dos resultados, utilizando a semana operacional como referência para determinação do balanço e estimativa da evapotranspiração;
- A evapotranspiração do WCVD foi igual a 6 mm.d^{-1} ou, aproximadamente, 10% da TAH_{WCVD} , igualando-se ao parâmetro de projeto;
- A evapotranspiração do WCH foi inferior ao esperado e limitou-se a 1 mm.d^{-1} ou 5% da TAH_{WCH} , podendo estar associada à infestação de afídeos, à estratégia operacional de limitação da poda e ao fato do monitoramento ter ocorrido no inverno;
- O período inicial de 10 semanas apresentou-se como um intervalo chave para a estabilização de desempenho das unidades WC, condizente com a literatura (PELLISSARI, 2017; SANTOS, 2015). Em específico, após as 10 primeiras semanas operacionais o WCVD apresentou uma maior remoção de DQO e SST, uma maior produção de N-NO_3^- e uma menor produção de N-NO_2^- . Por sua vez, o WCH apresentou uma melhora na remoção de N-NH_4^+ após a 18ª semana operacional, ou após 8 semanas da redução de aporte da carbono no WCH (em função da melhor desempenho do WCVD), resultando numa relação C:N [DQO:NT] de, aproximadamente, 1:1;
- A infestação de afídeos ocorrida entre as 54ª e 67ª semanas operacionais comprometeu o desempenho de remoção de DQO e N-NH_4^+ , com maior magnitude no WCH;
- A remoção de matéria orgânica carbonácea (DQO) superou o percentual esperado em projeto e o reportado na literatura, atingindo eficiência média de $98 \pm 1,5\%$. A maior remoção ocorreu na unidade WCVD ($87 \pm 7,8\%$ do total aplicado sobre ele, ou $36 \pm 10,8 \text{ gDQO.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$, considerando sua área superficial, ou $93 \pm 1,5\%$ do total removido no sistema híbrido), enquanto que o WCH apresentou menor importância neste parâmetro ($79,5 \pm 12,7\%$ do total aplicado sobre ele, ou $1,3 \pm$

- 0,7 gDQO.m⁻².d⁻¹, considerando sua área superficial, ou 7 ± 3% do total removido no sistema híbrido);
- A concentração efluente do sistema híbrido manteve-se abaixo de 20 mgDQO.L⁻¹ durante 65% do monitoramento, apresentando média de 12 ± 9 mg.L⁻¹;
 - A DQO foi majoritariamente removida a partir de 0,3 metros até a saída do WCVD (69% do total removido no sistema híbrido). O WCH apresentou menor relevância na remoção de DQO, sendo esta concentrada nos 1,30 metros iniciais do reator (12% do total removido no sistema híbrido). Dessa forma, a unidade WCH mostrou-se superdimensionada para este parâmetro;
 - O sistema híbrido foi capaz de remover a totalidade de SST afluente durante 74% do monitoramento e a concentração efluente não superou 0,40 mgSST.L⁻¹;
 - O WCVD mostrou-se sensível às chuvas intensas prolongadas (3 semanas seguidas com 100 mm.semana⁻¹), apresentando perda de desempenho (-51%) neste período. O WCVD foi capaz de recuperar progressivamente sua performance de remoção, atingindo novamente eficiência máxima de remoção 10 semanas após o evento. Contudo, o sistema híbrido apresentou pouca flutuação de desempenho de remoção de SST (DP igual a 3%), uma vez que a unidade WCH a jusante foi capaz de amortecer a perda de desempenho do WCVD;
 - A remoção de N-NH₄⁺ foi igual a 90,7 ± 9,3% no sistema híbrido, gerando efluentes com concentração sempre inferior a 20 mg.L⁻¹. O WCVD não atingiu o desempenho esperado em projeto (80%), limitando-se a 63 ± 8,3% do total aplicado sobre ele, ou 3,1 ± 1,3 gN-NH₄⁺.m⁻².d⁻¹, considerando sua área superficial, enquanto que o WCH apresentou eficiência satisfatória (79,8 ± 12,7% do total aplicado sobre ele, ou 0,62 ± 0,3 gN-NH₄⁺.m⁻².d⁻¹, considerando sua área superficial). Contudo, o WCVD ainda apresentou maior relevância na remoção de N-NH₄⁺ que o WCH, sendo o percentual removido por cada unidade em relação ao total removido no sistema híbrido igual a 72 ± 13% e 28 ± 28%, respectivamente.
 - A maior remoção de N-NH₄⁺ (42 ± 8% do total removido no sistema híbrido) ocorreu entre 0,3 e 0,5 m de profundidade no WCVD. No WCH a remoção de N-NH₄⁺ foi homogênea em todo o reator;

- O WCVD produziu um efluente com teores médios de $25,1 \pm 8,6 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$ ou $2,3 \pm 1,5 \text{ g N-NO}_3^- \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, igualando ao esperado em projeto, que previa efluentes com concentração de $25 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$. A maior produção ($43 \pm 8\%$ do total produzido no WCVD) ocorreu entre 0,3 e 0,5 m de profundidade;
- O WCH removeu apenas $36,3 \pm 31,11\%$ da carga afluyente de N-NO_3^- , provavelmente em função da baixa relação C:N [DQO:NT] afluyente, igual a 1:1. O efluente final do sistema híbrido apresentou concentração média de $19,4 \pm 10 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{L}^{-1}$.
- As menores produções de N-NO_3^- no WCVD foram concomitantes com as maiores produções de N-NO_2^- , menores eficiências de remoção de N-NH_4^+ e menores temperaturas do ar. Infere-se que nestes momentos tenha ocorrido a nitrificação parcial na unidade vertical;
- A remoção de NT atingiu eficiência média de $69 \pm 13\%$, sendo o WCH a unidade na qual maior carga poluidora nitrogenada foi removida do sistema híbrido ($52 \pm 22\%$ do total aplicado sobre ele, ou $0,84 \pm 0,46 \text{ gNT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, considerando sua área superficial, ou $55 \pm 19\%$ do total removido no sistema híbrido). Já a unidade WCVD limitou-se a apenas $33 \pm 12\%$ do total aplicado sobre ela, ou $1,45 \pm 0,46 \text{ gNT} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, considerando sua área superficial, ou $45 \pm 32\%$ do total removido no sistema híbrido. Infere-se que a baixa desnitrificação no WCH foi o principal motivo para reduzir o desempenho de remoção de NT;
- O sistema híbrido foi capaz de remover $96 \pm 3\%$ do P-PO_4^{3-} afluyente, sendo o desempenho do WCVD igual a $74 \pm 5,4\%$ do total aplicado sobre ele, ou $1,54 \pm 0,35 \text{ gP-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, considerando sua área superficial, ou $73,7 \pm 17\%$ do total removido no sistema híbrido, enquanto que o desempenho do WCH foi igual a $88 \pm 5,5\%$ do total aplicado sobre ele, ou $0,25 \pm 0,14 \text{ gP-PO}_4^{3-} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{d}^{-1}$, considerando sua área superficial, ou $26,4 \pm 14,1\%$ do total removido no sistema híbrido. A remoção de P-PO_4^{3-} foi gradual nas diferentes camadas e seções dos WCVD e WCH;
- O sistema híbrido apresentou uma pequena redução de desempenho de remoção de P-PO_4^{3-} após a 50ª semana operacional, possivelmente indicando uma redução na capacidade de adsorção de fósforo no maciço filtrante.

Contudo, o sistema continuou a produzir efluentes refinados em termos de P-PO_4^{3-} , não ultrapassando concentrações de $2,1 \text{ mgP-PO}_4^{3-} \cdot \text{L}^{-1}$ em sua saída;

- O efluente final do sistema híbrido apresentou-se apto para lançamento sem ressalvas conforme as normativas CONAMA 430/2011 e a Lei Estadual 14.675/2009. Em relação à resolução CONAMA 357/2005 estudos caso a caso são necessários para verificação de aptidão de lançamento, conforme características do corpo hídrico receptor. Contudo, simulações realizadas para cenários críticos de lançamento (Tabela 23) apontam para a viabilidade de lançamento, para todos os parâmetros em todas as classes de corpos hídricos de água doce;
- A alternância de módulos remete à necessidade de uma linha de tratamento WCVD-WCH em paralelo para se tratar o esgoto produzido durante os outros 3,5 dias. Dessa forma, a área requerida para a construção do sistema conforme a operação proposta é o dobro do somatório das áreas superficiais do WCVD e WCH ($7,6$ e 16 m^2 , respectivamente), o que representa um total de $47,2 \text{ m}^2$;
- O WCH, operado sob as condições de estudo, apresenta potencialidade de aumento de carga. Isto possibilita uma configuração de dois módulos WCVD com alimentação alternada entre 3,5 dias, seguido de um WCH com alimentação contínua.

7. CONCLUSÕES

Este trabalho avaliou o comportamento de um sistema híbrido de WC, em termos hidráulicos e de remoção de poluentes, desde seu início operacional até o segundo ano de operação.

A partir do monitoramento hidráulico realizado, pôde-se concluir que as vazões de saída, em ambos os WC, possuem um comportamento não-homogêneo ao longo da semana e ao longo de um mesmo dia operacional. O comportamento variável observado foi associado à condição de não saturação do maciço filtrante do WCVD e à ação da evapotranspiração, sendo esta mais evidenciada no WCH.

Observou-se, também, uma tendência de redução das vazões de pico e do tempo de resposta ao longo da operação, provavelmente atreladas ao crescimento das raízes das macrófitas.

Em relação à evapotranspiração, o WCVD apresentou uma taxa de ETP igual à de projeto, de 6 mm.d^{-1} . Já o WCH, apresentou uma ETP baixa, de apenas 1 mm.d^{-1} . Infere-se que o baixo valor tenha sido função de três fatores: *i*) do período de coleta de dados referente aos meses mais frios do ano; *ii*) da estratégia de não-poda adotada durante a coleta de dados; e, *iii*) da infestação de afídeos que comprometeu de forma significativa as macrófitas do WCH.

O sistema híbrido foi capaz de remover grande parte dos poluentes do esgoto sanitário, apresentando eficiências de remoção de DQO, SST, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} superiores a 90%. Por sua vez, a remoção de NT manteve-se na ordem de 69%. A limitação de remoção de NT se deu em função do teor considerável de N-NO_3^- no efluente, com valor médio igual a $19 \pm 10 \text{ mg.L}^{-1}$.

O WCVD apresentou um maior papel na remoção de DQO, SST, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} que o WCH. A camada intermediária do WCVD, entre 0,3 e 0,5 m de profundidade, foi o local onde maior parte dos poluentes foi removido.

Para ambos os WCVD e WCH, um período inicial de 10 semanas mostrou-se como um intervalo chave para consolidação das eficiências máximas registradas de remoção dos poluentes.

Também em relação ao desempenho ao longo do tempo, observou-se que o WCVD pode apresentar perda de desempenho de remoção de SST para casos críticos de precipitações pluviométricas intensas e prolongas. Contudo, o WCVD mostrou-se capaz de recuperar sua eficiência prévia ao evento crítico, enquanto que o WCH foi capaz de amortecer a perda de desempenho da unidade a montante.

As macrófitas apresentaram um papel positivo na remoção de poluentes, sendo evidenciado principalmente no WCH, que apresentou maior densidade de plantas. Durante a infestação de afídeos ocorrida durante o monitoramento, o WCH apresentou perda de desempenho de remoção de DQO e $N-NH_4^+$. Após a eliminação da praga e restabelecimento das macrófitas, o WCH recuperou o desempenho anterior à infestação.

O elevado desempenho observado ao longo de todo o monitoramento tornou o efluente final sempre apto para lançamento conforme as prerrogativas da resolução CONAMA 430/2011 e Lei Estadual de SC 14.675/2009.

As simulações realizadas para avaliação do lançamento conforme os limites estabelecidos pela resolução CONAMA 357/2005 para as diferentes classes de corpos d'água evidenciou a necessidade de estudos caso a caso para as classes 1, 2 e 3, enquanto que para a classe 4 o efluente sempre se mostrou apto para lançamento. Os valores de $Q(7,10)$ necessários para gerar mudanças insignificantes na zona de mistura em situação crítica mostraram-se viáveis para todos os parâmetros.

O arranjo de sistema híbridos avaliado, sob as condições operacionais descritas e tempo de monitoramento, mostrou-se com uma excelente alternativa para tratamento de esgotos de forma descentralizada, fornecendo elevados níveis de remoção de poluentes associado à simplicidade operacional e robustez de desempenho.

8. RECOMENDAÇÕES FUTURAS

Recomenda-se para estudos futuros, visando à complementação deste trabalho em termos científicos:

- Monitoramento de remoção de patógenos e toxicidade para comparação as normas de restrições de lançamento de efluente;
- Continuidade do monitoramento hidráulico associado aos ensaios de condutividade hidráulica, para análise do comportamento de colmatação das unidades;
- Continuidade da análise de balanço hídrico utilizando a semana operacional como intervalo temporal de análise, a fim de se buscar comportamento diferenciados nas diferentes estações do ano;
- Continuidade do monitoramento físico-químico acrescido de aferições do potencial redox e ensaios microbiológicos, a fim de elucidar os processos biológicos dentro dos WC;
- Aplicação e teste da estratégia de poda e deposição da parte aérea das macrófitas sobre o leito do WCH, a fim de otimizar o aporte de carbono, fomentando a desnitrificação;
- Realização de ensaios de traçadores para caracterização do TDH real do WCH, e para complementação de estudos sobre desempenho sazonal e estágios de colmatação ao longo da operação;

Para a aplicação do sistema híbrido como solução tecnológica para o tratamento de esgoto sanitário, recomenda-se:

- Emprego desta solução tecnológica em locais com boa disponibilidade de área, acesso mínimo à energia elétrica e com contribuições de esgoto não demasiadamente irregulares;
- Obediência dos parâmetros de projeto ($41\text{gDQO}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$ no WCVD, limite de $15\text{gSST}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{d}^{-1}$, aplicação intermitente e alternância de módulos);
- Possível construção de 2 WCVD em paralelo seguido por somente um WCH, removendo a alternância de módulos do WCH, o qual se mostrou superdimensionado;
- Obediência dos cuidados relatados durante a execução em relação à disposição e assentamento do material filtrante, à impermeabilização dos WC e à escolha e plantio das macrófitas.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ABIDI, S.; KALLALI, H.; JEDIDI, N.; BOUZAIANE, O.; HASSEN, A. Comparative pilot study of the performance of two constructed wetland wastewater treatment hybrid systems. **Desalination**, v. 246, p. 370-377, 2009.

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

_____. **NBR 13.969**: Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1997, 60p.

ALLEMAN, J. E. Elevated nitrite occurrences in biological wastewater treatment systems. **Water Science Technology**, v. 17, p. 409-419, 1985.

APHA. American Public Health Association. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 19 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 1998.

APHA. American Public Health Association.. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21 ed. Washington: APHA-AWWA-WEF, 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, pp. 1159-1168, 2001.

ÁVILA, C.; SALAS, J. J.; MARTÍN, I.; ARAGÓN, C.; GARCÍA, J. Integrated treatment of combined sewer wastewater and stormwater in a hybrid constructed wetland system in southern Spain and its further reuse. **Ecological Engineering** 50, p. 13-20, 2013.

BAVOR, H.J.; SCHULZ T.J. Sustainable suspended solids and nutrient removal in large-scale, solid-matrix, constructed wetland systems. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Boca Raton, Florida, p. 646–656, 1993.

BAVOR, H.J., ROSER, D.J., MCKERSIE, S. Nutrient removal using shallow lagoon-solid matrix macrophyte systems. In: REDDY, K.R., SMITH, W.H. **Aquatic Plants for Water Treatment and Resource Recovery**. Orlando, Estados Unidos, 1997, p. 227-235.

BAVOR H.J.; ROSER, D.; MCKERSIE, S.A.; BREEN, P.F. **Treatment of secondary effluent**, Report to Sydney Water Board, Sydney, NSW, Austrália, 1988.

BEHRENDTS, L.L. Reciprocating subsurface-flow wetlands for municipal and onsite wastewater treatment. In: MEANS J.L., HINCHEE R.E. **Wetlands & Remediation: An International Conference**. Columbus, Ohio, 200.

BELMONT, M.A.; CANTELLANO, E. ; THOMPSON, S.; WILLIAMSON, M.; SÁNCHEZ, A. ; METCALFE, C.D. Treatment of domestic wastewater in a pilot-scale natural treatment system in central Mexico. **Ecological Engineering**, v. 23, p. 299-311, 2004.

BLAZEJEWSKI R.; MURAT-BLAZEJEWSKA, S. Soil clogging phenomena in constructed wetlands with subsurface flow. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 5, p. 183–188, 1997.

BIALOWIEC., A.; ALBUQUERQUE., A.; RANDERSON, P. F. The influence of evapotranspiration on vertical flow constructed wetland performance. **Ecological Engineering**, v. 67, p. 89-94, 2014.

BORGES, A. K. P.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; DOMINGOS, R. N.; ANGELIS, D. D. F. Performance of the constructed wetland system for the treatment of water from the Corumbataí River. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 51, n. 6, p. 1279-1286, 2008.

BORIN, M.; MILANI, M.; SALVATO, M.; TOSCANO, A. Evaluation of *Phragmites australis* (Cav.) Trin. evapotranspiration in Northern and Southern Italy. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 721-728, 2011.

BOTHE, H.; JOST, G.; SCHLOTTER, M.; WARD, B.B.; WITZEL K. Molecular analysis of ammonia oxidation and denitrification in natural environments. **FEMS Microbiology Reviews**, v.24, n.5, p.673-690, 2000.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. **Engenharia Sanitária Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 323-328, 2008.

BRISSON, J.; CHAZARENC, F.; BISAILLON, L. A. Maximizing pollutant removal in subsurface constructed wetlands: should we pay more attention to macrophyte species selection? In: Dias V., Vymazal J. (eds.) **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control** Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisbon, Portugal, p. 909–917, 2006.

BRIX, H. Denmark. In: VYMAZAL, J., BRIX, H., COOPER, P.F., GREEN, M.B., HABERL, R.. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe**. Holanda, 1998, p. 123-152.

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

BRIX, H. Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetlands plants – the root zone method. **Water Science Technology** v. 19. p. 10-118, 1987.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v. 44, p. 47-54, 2001.

BRIX, H.; ARIAS, C. A.; JOHANSEN, N.H. BOD and nitrogen removal from municipal wastewater in an experimental two-stage vertical flow constructed wetland system with recycling. **Proceedings of the 8th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, University of Dar es Saalam and IWA Publishing:Arusha, Tanzania, p. 400–410, 2002a

BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects *Typha latifolia* L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. **Journal of Experimental Botany**, v. 53, p. 2441–2450, 2002b.

BRIX, H.; KOOTTATEP, T.; FRYD, O.; LAUGESSEN, G.H. The flower and the butterfly constructed wetland system at Koh Phi Phi - system design and lessons learned during implementation and operation. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 729-735, 2011.

BROWN & CALDWELL. **Process Design Manual for Nitrogen Control**, EPA/625/1-75/007, Walnut Creek, California, 1975.

BRUESKE, C. C.; BARRETT, G. W. Effects of vegetation and hydrologic load on sedimentation patterns in experimental wetland ecosystems. **Ecological Engineering**, v. 3, p. 429-447, 1994.

BRUUN, J.; PUGLIESE, L.; HOFFMANN, C. C.; KJAERGAARD, C. Solute transport and nitrate removal in full-scale subsurface flow constructed wetlands of various designs treating agricultural drainage water. **Ecological Engineering** 97, p. 88-97, 2016.

BULC, T.G. Long term performance of a constructed wetland for landfill leachate treatment. **Ecological Engineering** 26, p. 465-374, 2006.

BURGOON, P.S.; KADLEC, R.H.; HENDERSON, M. Treatment of potato processing wastewater with engineered natural systems. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 211–215, 1999.

BURKA, U.; LAWRENCE, P. A. new community approach to waste treatment with higher water plants. In: COOPER, P.F., FINDLATER, B.C. **Constructed Wetlands Systems for Water Pollution Control**, Oxford, Reino Unido, 1990, p. 359-371.

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

CASELLES-OSORIO, A.; VEGA, H.; LANCHEROS, J. C.; CASIERRA-MARTÍNEZ, H. A.; MOSQUERA, J. E.. Horizontal subsurface-flow constructed wetland removal efficiency using *Cyperus articulatus* L. **Ecological Engineering**, v. 99, p. 479-485, 2017.

CELIS, G. S. **Participação da macrófita *Typha domingensis* na remoção de nutrientes de esgoto sanitário em wetlands construídos**. Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia

Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2015.

CHAZARENC, F.; MERLIN, G.; GONTHIER, Y. Hydrodynamics of horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 21, p. 165-173, 2003.

COMINO, E.; RIGGIO, V.; ROSSO, M. Mountain cheese factory wastewater treatment with the use of a hybrid constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 1673-1680, 2011.

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

COOPER, P.F. **European Design and Operations Guidelines for Reed Bed Treatment Systems**. Preparado para a European Water Pollution Control Association. Relatório UI 17, Swindon, Reino Unido, 1990.

COOPER, D.J.; GRIFFIN, P.; COOPER, P.F. Factors affecting the longevity of subsurface horizontal flow systems operating as tertiary treatment for sewage effluent: Part II. In: Dias V., Vymazal J. (eds.) **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 23–29 September 2006; Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Territóri e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisbon, Portugal, pp. 621–629, 2006.

COOPER, P.F.; JOB, G. D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed Beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: WRcplc. 1996. 184 p.

COOKSON, W.R.; CORNFORTH, I.S.; ROWARTH, J.S. Winter soil temperature (2-15 C^o) effects on nitrogen transformations in clover green manure amended or unlamented soils; a laboratory and field study. **Soil Biology Biochemistry**, v. 34, p.1401-1415, 2002.

COSTA, R.H. **Étude du contrôle du biofilm développé dans un lit fluidise triphasique en  puration carbon e aerobie**. Thèse de doctorat. INSA-Toulouse, France, 1989.

CRITES, R.; TCHOBANOGLIOUS, G. **Small and Decentralized Waste- water Management Systems**. McGraw-Hill: New York, 1998.

DING, Y.; WANG, W.; SONG, X.; WANG, Y.. Spatial distribution characteristics of environmental parameters and nitrogenous compounds in horizontal subsurface flow constructed wetland treating high nitrogen-content wastewater. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 446-449, 2014.

DING, Y.; SONG, X.; WANG, Y.; YAN, D.. Effects of dissolved oxygen and influent COD/N ratios on nitrogen removal in horizontal subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 46, p. 107-111, 2012.

DITTMER, U.; MEYER, D.; LANGERGRABER, G. Simulation of a sub- surface vertical flow constructed wetland for CSO treatment. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 225–232, 2005.

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

EL HAMOURI, B.; SERROUKH, K.; OUDRHIRI, S.; AISSA, A.; KINSLEY, C.; CROLLA, A. Flexible nitrogen removal and vegetative clogging of a VFB in a hybrid constructed wetland treating strong domestic wastewater in Morocco. In: MASI, F., NIVALA, J. **Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. International Water Association, p. 324-331, 2010.

FAULWETTER, J. L.; GAGNON, V.; SUNDBERG, C.; CHAZARENC, F.; BURR, M. D.; BRISSON, J.; CAMPER, A. K.; STEIN, O. R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, v. 35, p. 987-1004, 2009.

FETTER, C.W. **Applied Hydrogeology**. Macmillan, New York, NY, 691p, 1993.

FIA, R.; VILAS BOAS, R. B.; CAMPOS, A. T.; FIA, F. R. L.; SOUZA, E. G. Removal of nitrogen, phosphorus, copper and zinc from swine breeding waste water by bermudagrass and cattail in constructed systems. **Engenharia Agrícola** v. 34, n. 1, p. 112-123, 2014.

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

FOLADORI, P.; ORTIGARA, A. R. C.; RUABEN, J.; ANDREOTTOLA, G. Influence of high organic loads during the summer period on the performance of hybrid constructed wetlands (VSSF + HSSF) treating domestic wastewater in Alps region. **Water Science and Technology**, v. 65, n. 5, p. 890-897, 2012.

FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. **Groundwater**. Prentice-Hall: Eaglewoods Cliffs, New Jersey, 1979.

GERSBERG, R. M.; ELKINS, B.V.; GOLDMAN, C.R. Use of artificial wetlands to remove nitrogen from wastewater. *Journal of the Water Pollution Control Federation*, v. 56, p. 152–156, 1984.

GREBLIUNAS, B. D.; PERRY, W. L. The role of C:N:P stoichiometry in affection denitrification in sediments from agricultural surface and tile-water wetlands. **SpringerPlus**, v. 5, p. 359-364, 2016.

GUIMARÃES, T. M. V. A. **Comportamento de filtro plantado horizontal (wetlands construídos) no tratamento de esgoto doméstico**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

HATANO, K., FREDERICK, D.J., MOORE, J.A. Microbial ecology of constructed wetlands used for treating pulp-mill wastewater. **Water Science Technology**, v. 29, n. 4, p. 233–239, 1994.

HEADLEY, R.T.; DAVISON, L.; HUETT, O. D.; MULLER, R.. Evapotranspiration from subsurface horizontal flow wetlands planted with *Phragmites australis* in sub-tropical Australia. **Water Research**, v. 46, p. 345-354, 2012.

HERRERA MELIÁN, J. A.; MARTÍN RODRIGUEZ, A. J.; ARANA, J.; GONZÁLES DIAS, O.; GONZÁLES HENRÍQUEZ, J. J. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. **Ecological Engineering**, v. 36, p. 891-899, 2010.

HU, K.P. Hydraulic factors in constructed wetlands. **Proceedings of the 3rd International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. Australian Water and Wastewater Association: Sydney, Australia, p. 18.1–18.8, 1992.

HU, Y.; HE, F.; MA, L.; ZHANG, Y.; WU, Z. Microbial nitrogen removal pathways in integrated vertical-flow constructed wetland systems. **Bioresource Technology**, v. 207, p. 339–345, 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Sistema IBGE de recuperação automática. Tabela 202 – população residente por sexo e situação do domicílio. Disponível em <http://www.sidra.ibge.gov.br/>. Acessado em 05/01/2015.

INGERSOLL, T.L.; BAKER, L.A. Nitrate removal in wetland microcosms. **Water Research**, v. 32 p. 677–684, 1998.

JOHANSEN, N.H.; BRIX, H. Design criteria for a two-stage constructed wetland. In: **Proceedings of Fifth International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control**. IWAA e Universität für Bodenkultur, Viena, 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. C. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Florida, USA. Taylor & Francis Group, INC. 1000 p, 2009.

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

KATO, K.; INOUE, T.; IETSUGU, H.; KOBAYASHI, T.; SASAKI, H.; MIYAJI, N.; YOKOTA, T.; SHARMA, P.K.; KITAGAWA, K.; NAGASAWA, T. Design and performance of hybrid reed bed systems for treating high content wastewater in the cold climate. In: MASI, F.; NIVALA, J. **Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. International Water Association, p. 511-517, 2010.

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

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

KEFFALA, C.; GHRABI, A. Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic wastewater. **Desalination**, v. 185, p. 383-389, 2005.

KICKUTH, R. Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions. **Utilization of Manure by Land Spreading**. Londres, Reino Unido, p. 335-343, 1977.

KIMANI, R.W.; MWANGI, B.M.; GICHUKI, C.M. Treatment of flower farm wastewater effluents using constructed wetlands in lake Naivasha, Kenya. **Indian Journal of Science and Technology**, v. 5, p. 1870-1878, 2012.

KOUKI, S.; M'HIRI, F.; SAIDI, N.; BELAÏD, S.; HASSEN, A. Performances of a constructed wetland treating domestic wastewater during a macrophytes life cycle. **Desalination**, v. 246, p. 295-305, 2009.

LANGERGRABER, G. **Development of a simulation tool for subsurface flow constructed wetlands**. Tese de Doutorado, IWGA SIG University of Vienna, 2001.

LANGERGRABER G.; HABERL, R.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processes in vertical flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LANGERGRABER, G.; TIETZ, A.; HABERL, R. Comparison of measured and simulated distribution of microbial biomass in subsurface flow constructed wetlands. In: DIAS, V.; VYMAZAL, J. **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisboa, Portugal, pp. 1415-142, 2006

LESAGE, E. **Behaviour of heavy metals in constructed treatment wetlands**. Tese de Doutorado, Faculty of Bioscience Engineering, Ghent University, Ghent, Belgium, 2006.

LESAGE, E.; ROUSSEAU, D. P. I.; MEERS, E.; VAN DE MOORTEL, A. M. K.; DU LAING, G.; TACK, F. M. G.; DE PAUW, N.; VERLOO, M. G. Accumulation of metals in sediments and reed biomass of a combined constructed wetland treating domestic wastewater. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 183, p. 253-264, 2007.

LIBRALATO, G.; GHIRARDINI, A. V.; AVEZZÙ, F. To centralize or decentralize: an overview of the most recent trends in wastewater treatment management. **Journal of Environmental Management** v. 94, p. 61-68, 2012.

LIMPIYAKORN, T.; SONTIPHAND, P.; RONGSAYMANONT, C.; POLPRASERT, C.. Abundance of *amoA* genes of ammonia-oxidizing archaea and bacteria in activated sludge of full scale wastewater treatment plants. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 3694-3701, 2011.

LIN, Y. F.; JING, S. R.; LEE, D. Y.; CHANG, Y.F.; CHEN, Y.M.; SHIH, K.C. Performance of a constructed wetland treating intensive shrimp aquaculture wastewater under high hydraulic loading rate. **Environmental Pollution**, v. 134, p. 411-421, 2005.

LIU, C.; DU, G.; HUANG, B.; MENG, Q.; LI, H.; WANG, Z.; SONG, F. Biodiversity and water quality variations in constructed wetland system. **Acta Ecologica Sinica**, v. 27, p. 3670-3677, 2007.

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

LU, S.; HU, H.; SUN, Y.; YANG, J. Effect of carbon source on the denitrification in constructed wetlands. **Journal of Environmental Science**, v. 2, p. 1036-1043, 2009.

LUO, H. R.; SMITH, L. M.; ALLEN, B. L.; HAUKOS, D. A. Effects of sedimentation on playa wetland volume. **Ecological Applications**, v. 7, p. 247-52, 1997.

MACHADO, A.I.; BERETTA, M.; FRAGOSO, R.; DUARTE, E. Overview of the state of art of constructed wetlands for decentralized wastewater management in Brazil. **Journal of Environmental Management** p. 1-11. 2016.

MÄHLUM, T.; STÄLANCKE, P. Removal efficiency of three cold-climate constructed wetland treating domestic wastewater: effects of temperature, seasons, loading rates and input concentrations. **Water Science Technology**, v. 40, n. 3, p. 273-281, 1999.

MCWHORTER, D.; SUNADA, D. **Ground-water Hydrology and Hydraulics**. Water Resources Publication, 290p., 1977.

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

MITSCH, W. J.; NEDRICH, S. M.; HARTER, S. K.; ANDERSON, C.; NAHLIK, A. M.; BERNAL, B. Sedimentation in created freshwater riverine wetlands: 15 years of succession and contrast of methods. **Ecological Engineering**, Oxford, v. 72, p.25-34, 2014.

MITTERER-REICHMANN, G.M. Data evaluation of constructed wetlands for treatment of domestic wastewater. In: **Proceedings of Eighth International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control**. IWA e Universidade de Dar es Salaam, p. 40-46, 2002.

MOLLE, P.; PROST-BOUCLE, S.; LIENARD, A. Potential for total nitrogen removal by combining vertical flow and horizontal flow constructed wetlands: a full scale experimental study. **Ecological Engineering**, v. 34, p. 23-29, 2008.

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

O'HOGAIN, S. The design, operation and performance of a municipal hybrid reed bed treatment system. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 119-126, 2003.

OBARSKA-PEMPKOWIAK, H.; GAJEWSKA, M. The dynamics of processes responsible for transformation of nitrogen compounds in hybrid wetlands systems in a temperate climate. In: VYMAZAL, J. **Wetlands e Nutrients, Metals and Mass Cycling**. Holanda, p. 129-142, 2003.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (Wetlands) de fluxo vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

ÖÖVEL, M.; TOOMING, A.; MAURING, T.; MANDER, Ü. Schoolhouse wastewater purification in a LWA-filled hybrid constructed wetland in Estonia. **Ecological Engineering**, v. 29, p. 17-26, 2007.

PAULO, P.L.; AZEVEDO, C.; BEGOSSO, L.; GALBIATI, A.F.; BONCZ, M.A. Natural systems treating greywater and blackwater on-site: integrating treatment, reuse and landscaping. **Ecological Engineering**, v. 50, p. 95-100, 2013.

PAULO, P.L.; BEGOSSO, L.; PANSONATO, N.; SHRESTHA, R. R.; BONCZ, M. A. Design and configuration criteria for wetland systems treating greywater. **Water Science Technology**, v. 60, n. 8, p. 2001-2007. 2009

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

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

PHILIPPI, L.S.; PELISSARI, C.; FURTADO, D. F. C.; SEZERINO, P. H. Hybrid constructed wetlands used in the treatment of domestic wastewater in rural area in south Brazil: implementation and monitoring of the initial phase of operation. In: MASI, F.; NIVALA, J. **Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. International Water Association**, p. 1444-1449, 2010.

PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 257-264, 1999.

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

PUCCI, B.; MASI, F.; CONTE, G.; MARTINUZZI, N.; BRESCIANI, R. **Linee guida per la progettazione e gestione di zone umide artificiali per la depurazione dei reflui civili**. IRIDRA, v. 1., Italy, 2004.

REDDY, K.R.; PATRICK, W.H. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. **Critical Reviews in Environmental Control** 13, p. 273-309, 1984.

RILEY, K.A.; STEIN, O.R.; HOOK, P.B. Ammonium removal in constructed wetland microcosms as influenced by season and organic loading. **Journal of Environmental Science and Health**, v. 40, p. 1109-1121, 2005.

ROUSSO, B. Z. **Desempenho de um wetland construído horizontal empregado no tratamento de esgoto doméstico ao longo de 20 anos de operação**. Trabalho de conclusão de curso – Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

SAEED, T.; AFRIN, R.; AL MUYEED, A.; SUN, G. Treatment of tannery wastewater in a pilot-scale hybrid constructed wetland system in Bangladesh. **Chemosphere**, v. 88, p. 1065-1073, 2012.

SANTOS, M.O. **Definição da profundidade de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário.** Dissertação (Mestrado) – Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. 2015.

SCHIERUP, H.-H.; BRIX, H.; LORENZEN, B.. Wastewater treatment in reed bed. **Spildevandsforskning fra Miljøstyrelsen.** 1990.

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

SEIDEL, K. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld. v. 2. **Hydrobotanische Reinigungsmethode.** GWF Wasser/Abwasser, p. 831-833, 1965.

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

SEO, D. C.; HWANG, S. H.; KIM, H. J.; CHO, J. S.; LEE, H. J.; DELAUNE, R. D.; JUGSUJINDA, A.; LEE, S. T.; SEO, J. Y.; HEO, J. S. Evaluation of 2 and 3-stage combinations of vertical and horizontal flow constructed wetlands for treating greenhouse wastewater. **Ecological Engineering**, v. 32, p. 121-132, 2008.

SERRANO, L.; DE LA VEGA, D.; RUIZ, I.; SOTO, M. Winery wastewater treatment in a hybrid constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 37, p. 744-753, 2011.

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

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

SINGH, S.; HABERL, R.; MOOG, O.; SHRESTHA, R. R.; SHRESTHA, P., SHRESTHA, R. Performance of an anaerobic baffled reactor and hybrid constructed wetland treating high-strength wastewater in Nepal - a model for DEWATS. **Ecological Engineering** 35, p. 654-660, 2009.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÃO SOB SANEAMENTO – SNIS (2013). **19^o Diagnóstico dos serviços de água e esgoto**. 181 p.

SUN G.; GRAY K.R., BIDDLESTONE A.J.; COOPER D.J. Treatment of agricultural wastewater in a combined tidal flow: Downflow reed bed system. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 139–146, 1999.

TANNER, C. C. Plants as ecosystem engineers in subsurface flow treatment wetlands. **Water Sand Technology**, v. 44, p. 9–19, 2001.

TANNER C. C.; CLAYTON J. S.; UPSDELL M. P. Effect of loading rate and planting on treatment of dairy farm wastewaters in constructed wetlands - I. Removal of oxygen demand, suspended solids, and faecal coliforms. **Water Research**, v. 29, p. 17–26, 1995.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; HEADLEY, T. R.; YATES, C. R.; STOTT, R. Constructed wetlands and denitrifying bioreactors for on-site and decentralized wastewater treatment: comparison of five alternative configurations. **Ecological Engineering**, v. 42, p. 112-123, 2012.

TANNER, C. C.; SUKIAS, J. P. S.; UPSDELL, M. P. Substratum phosphorus accumulation during maturation of gravel-bed constructed. **Water Science and Technology**, v. 40, n. 3, p. 147-154, 1999.

TEDESCO, M. J., GIANELLO, C., BISSANI, C. A., BOHNEN, H., VOLKWEISS, S. J. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. Boletim técnico no 5. 2nd ed, Porto Alegre, 174p., 1995.

TERCERO, M. C.; ÁLVAREZ-ROGEL, J.; CONESA, H. M.; PÁRRAGA-AGUADO, I.; GONZÁLEZ-ALCARAZ, N. Phosphorus retention and fractionation in an eutrophic wetland: A one year mesocosm experiment under fluctuating flooding conditions. **Journal of Environmental Management**, v. 190, p. 197-207, 2017.

THEIS, T.L.; YOUNG T.C. (2000) **Subsurface Flow Wetland for Wastewater Treatment at Minoa**, Final Report to the New York State Energy Research and Development Authority: Albânia, Nova Iorque.

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

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

TUNÇSIPER, B. Nitrogen removal in a combined vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetland system. **Desalination**, v. 247, p. 466-475, 2009.

TUSZYŃSKA, A.; OBARSKA-PEMPKOWIAK, H. Dependence between quality and removal effectiveness of organic matter in hybrid constructed wetlands. **Biosource Technology**, v. 99, p. 6010-6016, 2008.

URBANC-BERČIĆ, O.; BULC, T. Integrated constructed wetland for small communities. In: **Proceedings of 4th International Conference Wetland Systems for Water Pollution Control**. China, p. 138-146, 1994.

USEPA. United States of America Environmental Protection Agency. **Constructed Wetlands Treatment of Municipal Wastewaters**. EPA/625/R-99/010. United States Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Cincinnati, OH, 165 p., 2000.

USEPA. United States of America Environmental Protection Agency. **Nitrogen control manual**. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC.1993, 311p.

VERA, L.; MARTEL, G.; MÁRQUEZ, M. First year performance of a new constructed wetland on the island of Gran Canaria: a case study. In: MASI, F., NIVALA, J. **Proceedings of the 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**. IWA, p. 1037-1044, 2010.

VOGEL, A.I. **Química analítica qualitativa**. 5.ed, editora Mestre Jou, São Paulo, 1981, 665p.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. v. 2. Belo Horizonte, MG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFGM, 1996. 211p.

VUILLOT, M.; BOUTIN, C. Les systèmes rustiques d'épuration: aspects de l'expérience française; possibilités d'application aux pays en voie de development. **Tribune du CEBEDEAU** 518 (40). p. 21-31, 1987.

VYMAZAL J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 478–90, 2005.

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

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

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-surface Flow. **Springer Science + Business Media B.V**, Dordrecht, Holanda, 2008.

WALLACE, S. D.; HIGGINS, J.P.; CROLLA, A. M.; BACHAND, A.; VERKUIJL, S. High-rate ammonia removal in aerated engineered wetlands. In: DIAS V., VYMAZAL J. **Proceedings of the 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 23–29 September 2006; Ministério de Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional (MAOTDR) and IWA: Lisboa, Portugal, p. 255–264, 2006.

WATSON, J. T.; DANZIG, A. J. Pilot-scale nitrification studies using vertical flow and shallow horizontal-flow constructed wetland cells. In: MOSHIRI G.A. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Boca Raton, Florida, p. 301–313, 1993.

WATSON, J. T.; CHOATE, K. D.; STEINER, G.R. Performance of constructed wetland treatment systems at Benton, Hardin, and Pembroke, Kentucky, during the early Vegetation establishment phase. In: COOPER, P.F., FINDLATER, B.C. **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Oxford, Reino Unido, 1990, p. 171-182.

WHITE, J. R.; REDDY, K. R. Influence of nitrate and phosphorus loading on denitrifying enzyme activity in everglades wetland soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 63, p.1945–1954, 1999.

WIESMANN, U. Biological nitrogen removal from wastewater. **Advances in Biochemical Engineering Biotechnology** 51, p. 113-154, 1994.

WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003.

WPC. Water Pollution Control (1983). **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-7 Facilities Design. Water Pollution control Federation. 203p.

ZHAI, J.; XIAO, H.W.; KUJAWA-ROELEVELD, K.; HE, Q.; KERSTENS, S.M. Experimental study of a novel hybrid constructed wetland for water reuse and its application in Southern China. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 11, p. 2177-2184, 2011.

10. APÊNDICES

.

APÊNDICE A – Estatística descritiva dos parâmetros hidráulicos Q_{máx} e ΔtQ_{máx} segregados por dia da semana e por pulso
A.1. WCVD

Dia da semana	Pulso	Q _{máx} (L·min ⁻¹)					ΔtQ _{máx} (min)						
		n	Média	Mediana	DP	Mín	Máx	n	Média	Mediana	DP	Mín	Máx
seg	8:00	13	0,15	0,00	0,52	0,00	1,89	1	- ¹				
	11:00	9	1,71	1,68	0,06	1,65	1,78	15	13,75	14,07	1,34	11,67	15,72
	14:00	11	2,59	2,65	0,22	2,25	2,90	15	14,23	14,33	2,58	10,83	17,73
	17:00	14	2,90	2,87	0,37	2,31	3,46	18	13,53	13,30	2,60	8,25	17,83
ter	8:00	22	2,16	1,80	0,57	1,50	3,17	22	16,02	15,91	2,40	11,85	19,80
	11:00	22	3,24	2,96	0,84	1,86	4,58	22	14,60	14,81	0,44	10,33	17,95
	14:00	23	3,52	3,05	0,96	2,34	5,62	23	14,62	14,15	2,29	9,50	18,83
	17:00	20	3,45	3,11	0,94	2,34	5,55	22	13,90	13,63	2,40	9,00	18,00
qua	8:00	21	2,36	1,84	0,85	1,56	4,53	21	14,84	14,75	1,21	12,68	17,37
	11:00	20	3,54	3,14	1,06	2,25	5,40	21	13,77	14,38	2,62	9,02	17,67
	14:00	21	3,70	3,60	1,03	2,50	6,14	21	14,46	14,18	3,01	9,28	20,40
	17:00	22	3,93	3,53	1,22	2,53	7,56	22	14,35	14,10	2,38	9,30	18,47
qui	8:00	18	2,11	1,95	0,59	1,35	3,04	18	15,35	16,04	1,77	11,45	17,48
	11:00	22	3,78	4,11	1,40	1,98	7,16	22	13,56	14,32	3,60	5,74	18,95
	14:00	20	3,23	3,00	0,78	2,17	4,65	22	14,55	15,50	2,82	8,18	19,40
	17:00	15	0,17	0,18	0,04	0,10	0,27	1	- ¹				
sex	Dia	23	0,97	0,04	2,63	0,00	12	1	- ¹				
sab	Dia	23	0,10	0,01	0,19	0,00	0,80	1	- ¹				
dom	Dia	22	0,10	0,00	0,41	0,00	1,94	1	- ¹				

¹ - os dados de ΔtQ_{máx} não são representativos pois a vazão aferida se trata de uma vazão residual fortemente influenciada por variáveis climatológicas.

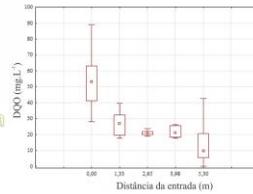
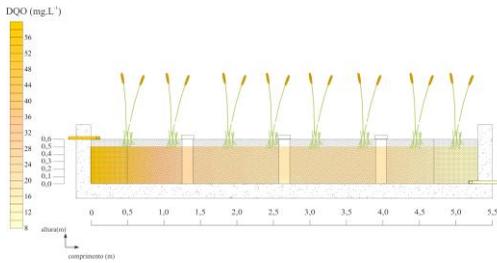
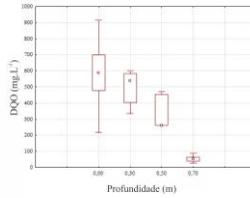
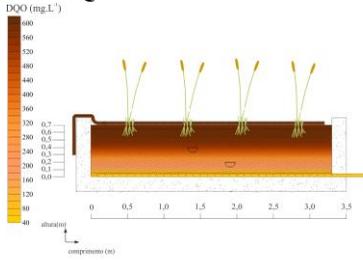
A.2. WCH

Dia da semana	Pulso	Q_{\max} ($L \cdot \min^{-1}$)					$\Delta t_{O_{\max}}$ (min)						
		n	Média	Mediana	DP	Mín	Máx	n	Média	Mediana	DP	Mín	Máx
seg	8:00	13	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	-	-	-	-	-
	11:00	15	0,52	0,42	0,57	0,00	1,83	7	49,56	46,17	8,42	40,00	60,85
	14:00	15	0,85	1,02	0,43	0,00	1,57	10	42,13	42,23	2,01	38,87	45,07
	17:00	11	1,18	1,18	0,04	1,11	1,25	12	37,87	37,72	2,09	34,17	41,07
ter	8:00	17	0,86	0,85	0,11	0,63	1,04	15	47,32	47,13	1,98	44,07	51,27
	11:00	19	1,22	1,18	0,19	0,75	1,49	18	37,97	38,06	2,34	32,98	42,62
	14:00	19	1,26	1,21	0,17	1,03	1,71	18	38,63	38,22	2,21	33,82	43,20
	17:00	18	1,31	1,27	0,15	1,10	1,57	18	37,57	38,02	2,29	32,30	41,23
qua	8:00	16	0,87	0,84	0,10	0,73	1,06	16	47,72	47,72	3,50	43,17	56,22
	11:00	16	1,23	1,16	0,16	1,07	1,57	16	37,81	38,49	2,43	31,78	40,88
	14:00	16	1,26	1,23	0,15	1,10	1,61	16	38,26	38,16	2,01	35,28	41,10
	17:00	14	1,36	1,28	0,19	1,14	1,72	14	37,89	38,03	2,68	32,58	41,80
qui	8:00	15	1,15	0,96	0,56	0,68	2,64	10	47,79	48,23	2,81	42,93	51,32
	11:00	16	1,32	1,22	0,26	0,99	1,74	16	37,76	37,42	3,32	32,65	44,38
	14:00	14	1,21	1,20	0,16	1,02	1,57	14	39,54	40,25	3,22	34,18	45,77
	17:00	15	0,26	0,24	0,18	0,40	0,06	1	-	-	-	-	-
sex	Dia	10	0,02	0,02	0,01	0,00	0,04	1	-	-	-	-	-
sab	Dia	17	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	-	-	-	-	-
dom	Dia	11	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1	-	-	-	-	-

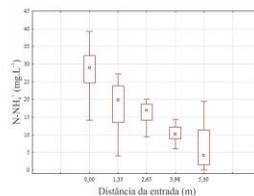
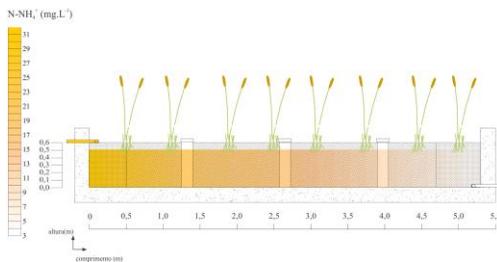
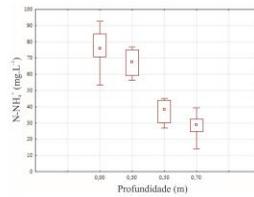
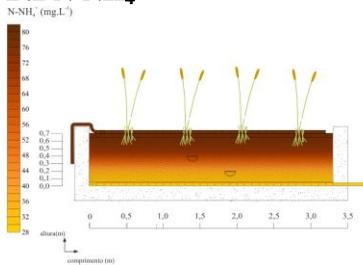
-¹ os dados de $\Delta t_{O_{\max}}$ não são representativos pois a vazão aferida se trata de uma vazão residual fortemente influenciada por variáveis climatológicas

APÊNDICE B – Comportamento dos parâmetros de qualidade ao longo do perfil vertical e longitudinal do WCVD e WCH, em termos de concentração.

B.1 DQO

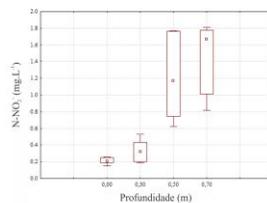
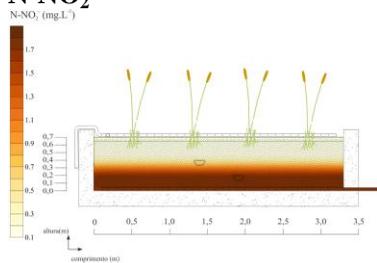


B.2 N-NH₄⁺

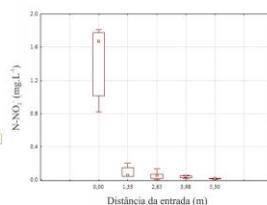
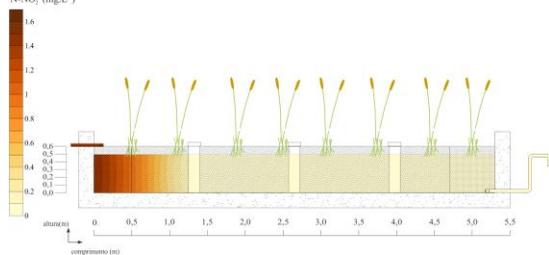


B.3

N-NO₂⁻

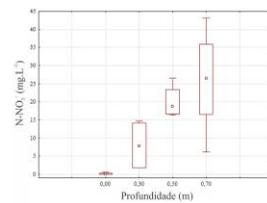
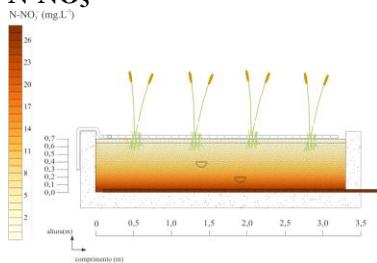


N-NO₂ (mg.L⁻¹)

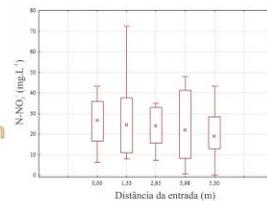
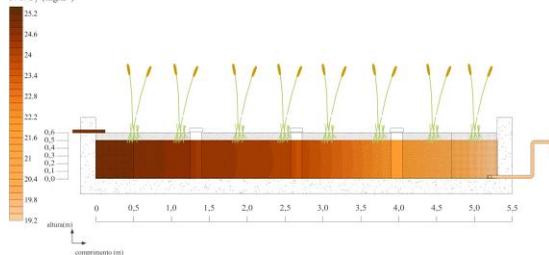


B.4

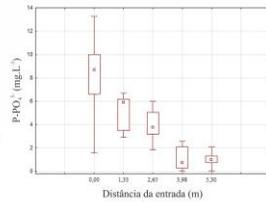
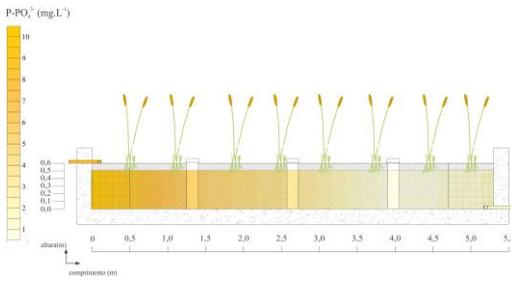
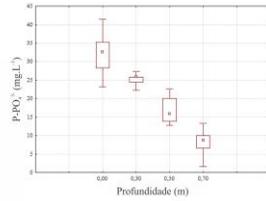
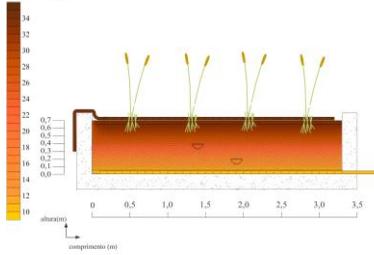
N-NO₃⁻



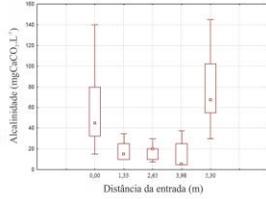
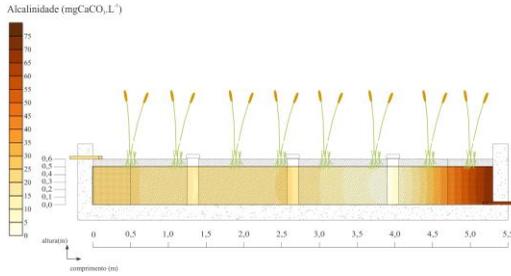
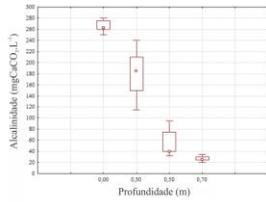
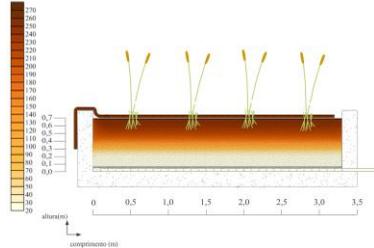
N-NO₃ (mg.L⁻¹)



B.5 P-PO₄³⁻



B.6 Alcalinidade



APÊNDICE C – Nota à imprensa

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

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA HÍBRIDO DE WETLANDS
CONSTRUÍDOS EMPREGADO NO TRATAMENTO DE
ESGOTO SANITÁRIO**

Esta pesquisa foi realizada no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA) como parte integrante da linha de pesquisa do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD) sob a temática de tratamento de esgotos utilizando a tecnologia de *wetlands* construídos (WC), na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC).

O estudo é resultado da dissertação de mestrado defendida pelo engenheiro sanitarista e ambiental Benny Zuse Rousso, em março de 2017. O mestrado ocorreu sob orientação do professor Pablo Heleno Sezerino e fez parte de um projeto financiado pela Fundação Nacional de Saúde (FUNASA). Além disso, a pesquisa recebeu suporte do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), por meio de concessão de bolsa de estudos e de recursos para execução da pesquisa.

Os *wetlands* construídos, também chamados de filtros plantados, jardins filtrantes ou conjunto solo-planta, são uma tecnologia de tratamento de esgotos baseada em processos naturais. Este tipo de tecnologia caracteriza-se por demandar baixo custo de implantação e operação, apresentar simplicidade operacional e de manutenção, e fornecer eficiências satisfatórias de remoção de poluentes. O funcionamento dos WC consiste na combinação da ação das plantas, dos microorganismos, do maciço filtrante e de fatores hidráulicos que, em conjunto, otimizam a remoção de poluentes presentes em esgotos.

Sistemas híbridos de WC são o arranjo sequencial de diferentes modalidades de WC. A disposição de WC em série tem como objetivo alcançar maiores eficiências de remoção de poluentes. A pesquisa conduzida avaliou um sistema híbrido de WC que tratou esgoto sanitário, em volume correspondente a uma residência unifamiliar brasileira. O sistema encontra-se dentro da UFSC, na Estação

Experimental de Tratamento de Esgotos do GESAD, localizada atrás do Restaurante Universitário (RU). O arranjo estudado consistiu de um *Wetland* Construído Vertical Descendente (WCVD) seguido por um *Wetland* Construído Horizontal (WCH). Ambos os WC possuíam areia grossa ($d_{10} = 0,29$; $U = 4,05$) como material filtrante, com uma camada de brita n. 6 na entrada e saída de cada WC. A macrófita plantada foi a *Typha domingensis*, popularmente conhecida como taboa. A área requerida é de aproximadamente $23,5 \text{ m}^2$ para cada arranjo WCVD-WCH, sendo necessários duas linhas de tratamento WCVD-WCH para se seguir a operação recomendada pela pesquisa, com alternância de aplicação de esgoto de 3,5 dias operantes e 3,5 dias de repouso. A pesquisa avaliou o desempenho do sistema híbrido em termos de remoção de poluentes, comportamento hidráulico, taxa de evapotranspiração das plantas, e aptidão para lançamento do efluente tratado.

Após 70 semanas de monitoramento a partir do início operacional do sistema, pôde-se constatar que o sistema híbrido apresentou excelentes taxas de remoção de poluentes.

A remoção de matéria orgânica, expressa pela variável DQO (Demanda Química de Oxigênio) foi de 98% do total presente no esgoto bruto. O excesso de matéria orgânica em rios pode causar a depletação de oxigênio, causando sérios impactos ambientais para a flora e fauna aquáticas. Em relação aos Sólidos Suspensos Totais (SST) presentes no esgoto afluente, o sistema híbrido removeu a totalidade da carga poluidora, gerando sempre um efluente clarificado.

A remoção de nitrogênio sob forma de amônia (N-NH_4^+) também foi alta, igual a 91%., enquanto que a remoção de nitrogênio total (NT) foi de 69%. A amônia é um composto tóxico para peixes e seu lançamento em esgotos domésticos é muito prejudicial para o meio ambiente. O efluente final possui concentrações consideráveis de nitrogênio sob a forma de nitrato (N-NO_3^-), o que pode ser interessante para casos de reuso do esgoto para irrigação na agricultura.

Outro nutriente que deve ser monitorado é o fósforo. O lançamento de esgotos ricos em compostos fosforados é associado com o processo de eutrofização, que consiste no crescimento exacerbado de algas, comprometendo o equilíbrio ecológico. O sistema híbrido removeu 96% do total de fósforo presente no esgoto antes do tratamento.

O desempenho de remoção de poluentes obtido no sistema híbrido tornou-o sempre apto para lançamento, de acordo com os parâmetros analisados, segundo as mais restritas legislações ambientais.

Em âmbito nacional, a resolução CONAMA 430/2011 e CONAMA 357/2005 foram utilizadas como referência, enquanto que em âmbito estadual, a Lei 14.675/2009. Em relação à resolução CONAMA 357/2005, verificou-se que para todas as classes de rio (1 a 4), mesmo em cenários críticos de lançamento onde o rio encontra-se já próximo ao limiar estabelecido em sua classe, baixas vazões do corpo receptor ($Q(7,10)$) são necessárias para que o efluente não cause impacto ambiental. As vazões mínimas do corpo receptor variaram entre 0,5 e 13 $L.s^{-1}$. Isto traduz-se na possibilidade de lançamento em rios de pequeno porte, favorecendo abordagens descentralizadas de tratamento.

O estudo concluiu, então, que o sistema híbrido de WC estudado apresenta um elevado potencial de tratamento de esgotos para locais com disponibilidade com área e condições restritivas de lançamento, dispensando operações complexas e onerosas. Dessa forma, a tecnologia estudada é recomendada como alternativa viável para cenários rurais ou periféricos, como condomínios fechados ou loteamentos. A consolidação desta alternativa tecnológica pode tornar-se como uma forte aliada para combate ao cenário crítico de prestação de serviço de saneamento, favorecendo sua universalização.

Maiores detalhes acerca do estudo desenvolvido poderão ser encontrados na dissertação completa do engenheiro Benny Zuse Rousso, disponível de forma aberta e gratuita no repositório online da Biblioteca Universitária (BU) da UFSC (www.repositorio.ufsc.br).

Contatos: Eng. MSc. Benny Zuse Rousso (benny.rousso@gmail.com)
Prof., Dr., Pablo Heleno Sezerino (pablo.sezerino@ufsc.br)