



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

Leandro Bassani

**Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical
de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário**

Florianópolis
2022

Leandro Bassani

**Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical
de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário**

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação da
Universidade Federal de Santa Catarina para a obtenção
do título de Doutor em Engenharia Ambiental.
Orientador: Prof. Pablo Heleno Sezerino Dr.
Coorientador: Prof. Marinho Bastos Quadri Dr.

Florianópolis

2022

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

Bassani, Leandro

Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário / Leandro Bassani ; orientador, Pablo Heleno Sezerino, coorientador, Marinho Bastos Quadri , 2022.

260 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2022.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Wetlands construídos de fundo saturado. 3. Modo de alimentação. 4. Eficiência de oxigenação. 5. Taxa hidráulica específica. I. Sezerino, Pablo Heleno. II. Bastos Quadri , Marinho . III. Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Leandro Bassani

**Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical
de fundo saturado no tratamento de esgoto sanitário**

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

Prof. Marcos von Sperling, Dr.
Universidade Federal de Minas Gerais

Prof.^a Samara Terezinha Decezaro, Dr.^a
Universidade Federal de Santa Maria

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

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

Prof.^a Alexandra Rodrigues Finotti
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

Prof. Pablo Heleno Sezerino, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2022.

Esse trabalho é dedicado a todos os estudantes que ambicionam saber mais, e a todos os mestres que ambicionam ensinar melhor. Que saibamos cada vez mais e melhor somar nossos esforços e ambições.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos meus pais por todo apoio dado ao longo de minha formação, sem o qual não seria possível ter chegado até aqui.

Agradeço a minha esposa Eli por todo o carinho e paciência durante a elaboração, por vezes extenuante, da presente tese.

Agradeço ao meu orientador professor Pablo Heleno Sezerino pela confiança depositada e especialmente ao professor Marinho Bastos Quadri, meu co-orientador, por toda paciência e tempo empregados em ensinar-me os fundamentos da modelagem do escoamento em meios porosos, bem como o uso do software utilizado neste trabalho.

Agradeço a todos os integrantes do GESAD, em especial a Catiane Pelissari por toda a ajuda e sugestões prestadas na elaboração dos artigos científicos derivados do presente trabalho e também na formatação final do mesmo.

Agradeço aos membros da banca pela disponibilidade em contribuir com seus conhecimentos para avaliação crítica do trabalho.

E por fim agradeço a Universidade Federal da Fronteira Sul pela liberação de minha atividade como docente, sem a qual não seria possível a dedicação integral a este trabalho.

A todos;

Meu muito obrigado!

RESUMO

Os wetlands construídos verticais de fluxo livre (WCV) são considerados sistemas consolidados em nível mundial no tratamento de esgoto, apresentando uma estabilidade na qualidade do efluente tratado, bem como, requisitos construtivos e operacionais diminutos em relação aos sistemas compactos com energia induzida, tornando-os uma ecotecnologia atrativa aos sistemas descentralizados. Critérios de projeto e operação vêm sendo estabelecidos sob distintas condições de contorno, no entanto, a compreensão da influência do modo de alimentação (MA) do afluente sobre a eficiência dos wetlands não é plenamente estabelecida na literatura técnica, sendo escassas e discrepantes as informações disponíveis relativas à operação otimizada tanto dos WCV, quanto da modalidade de fundo saturado (WCV-FS). Esta dificuldade de fixação do MA ótimo está atrelada à complexidade da descrição matemática da cinética de transformação dos poluentes quando veiculada ao escoamento transiente em meio poroso, tal como ocorre em ambas as modalidades supracitadas. Diante deste contexto, objetivou-se otimizar o desempenho de tratamento de esgoto sanitário promovido por WCV-FS, por meio da variação do volume específico aplicado por pulso afluente (VE) e da taxa hidráulica específica (THE), bem como, comparar o desempenho de tratamento promovido por módulos WCV e WCV-FS, quando ambos foram submetidos a mesma condição operacional. Os resultados obtidos junto ao módulo WCV-FS referente à diminuição de VE de 25,35 L m⁻² para 12,29 L m⁻² não evidenciaram impacto estatisticamente significativo sobre a eficiência de remoção de cargas afluentes de carbono e nitrogênio, apresentando desempenhos medianos de 95% e 94% em termos de DQO, de 49% e 56% em termos medianos de NT e de 79% e 77% em termos médios de N-NH₄⁺, respectivamente. Em relação ao desempenho de eficiência de remoção da carga afluente de P-PO₄³⁻ foram observadas diferenças estatisticamente significativas quando da diminuição do VE, com eficiências medianas de 82% e 91%, respectivamente. Adicionalmente, não foram detectadas diferenças significativas para as médias de taxa máxima de consumo de oxigênio (TCO_{max}) quando se variou o VE, obtendo-se valores de 46,03 g O₂ m⁻² d⁻¹ para o maior valor de VE e de 44,36 g O₂ m⁻² d⁻¹ para o menor valor de VE. Identificou-se, ainda, que a variação de VE não resultou em diferenças estatisticamente significativas para a razão entre a potência consumida pelo sistema de bombeamento afluente ao módulo wetland e a massa de oxigênio introduzida no maciço filtrante (valores medianos de 0,148 kW kg O₂⁻¹ para o maior VE e de 0,145 kW kgO₂⁻¹ para o menor VE). Referente à elevação da THE de 4 para 9,6 L m⁻² min⁻¹, concomitantemente a uma redução do carregamento hidráulico (CHID) de 101,4 para 74,9 mm d⁻¹, também não foi evidenciada melhoria na eficiência de remoção de carga dos parâmetros físico-químicos avaliados. Contudo, a eficiência energética foi menor para operação com THE de 9,6 L m⁻² min⁻¹ comparativamente a THE de 4 L m⁻² min⁻¹ (7,87 KgO₂ kWh⁻¹ para a maior THE e 19,29 kgO₂ kWh⁻¹ para a menor THE). Considerando que as concentrações efluentes de DBO₅ e N-NH₄ ficaram abaixo do limite legal de lançamento de esgoto tratado para os dois valores de THE, conclui-se que uma THE de 4 L m⁻² min⁻¹ é suficiente para atender a legislação ambiental concomitantemente a um menor consumo energético. Quanto a comparação entre os WCV e WCV-FS, os resultados demonstram a superioridade do WCV-FS na eficiência de remoção de carga para todos os parâmetros de qualidade avaliados. Considerando o conjunto dos resultados obtidos, conclui-se que a melhor configuração para sistemas WCV para o tratamento secundário avançado de esgoto sanitário é a tipologia WCV-FS, operada com CHID variando entre 75 e 100 mm d⁻¹, THE mínima de 4 L m⁻² min⁻¹, VE entre 12 e 25 L m⁻² e tempo mínimo de intervalo entre pulsos de 3 horas.

Palavras-chave: Wetlands construídos de fundo saturado; Modo de alimentação; Eficiência de oxigenação; Taxa hidráulica específica

ABSTRACT

The vertical flow constructed wetlands (VFCW) are considered consolidated systems worldwide in wastewater treatment, presenting stability in the quality of the treated effluent and low constructive and operational requirements in relation to compact systems with induced energy, making them an attractive ecotechnology to decentralized systems. Design and operation criteria have been established under different contour conditions. However, understanding of the influence of the feeding mode (FM) of influent on the efficiency of wetlands is not fully established in the technical literature, being scarce and discrepant the available information regarding the optimized operation of the VFCW and of the partially saturated vertical flow constructed wetlands (PVFCW) modality. This difficulty in fixing the optimal FM is linked to the complexity of the mathematical description of the pollutant transformation kinetics when transmitted to transient flow in a porous medium, as occurs in both wetlands. In this way, this study aimed to optimize the performance of sanitary wastewater treatment promoted by PVFCW, through the variation of the specific volume (SV) applied in an influent pulse and the specific hydraulic rate (SHR), as well as, to compare the treatment performance promoted by VFCW and PVFCW, when both were submitted to the same operational condition. The results obtained for the PVFCW regarding the decrease in SV from 25.35 L m⁻² to 12.29 L m⁻² did not show a statistically significant impact on the efficiency of removal of influent loads of COD, BOD₅, NT and N-NH₄⁺. For the COD load removal efficiency parameter, the median efficiencies were 95.5% and 94.2% for the SV of 25.35 L m⁻² and 12.29 L m⁻², respectively. For the TN parameter, the respective median load removal efficiencies were 49.11% and 56.2% for the highest and lowest SV, respectively. For the NH₄⁺-N parameter, the mean load removal efficiencies were 79.5% and 76.9%, respectively. Finally, for the PO₄³⁻-P parameter load removal efficiency, statistically significant differences were observed, with median efficiencies of 82.2% and 91.3% for the highest and lowest SV respectively. Moreover, no significant differences were detected for the means of maximum oxygen consumption rate (OCR max), when the SV value was varied (46.03 g O₂ m⁻² d⁻¹ for SV of 25.35 L m⁻² and 44.36 g O₂ m⁻² d⁻¹ for SV of 12.29 L m⁻²). The SV variation also did not result in statistically significant differences in the ratio between the power consumed by the pumping system and the mass of oxygen introduced. In median terms, the values obtained for this criterion were 0.148 KW Kg O₂⁻¹ and 0.145 KW Kg O₂⁻¹ for the highest and lowest SV, respectively. Regarding the SHR from 4 to 9.6 L m⁻² min⁻¹, concomitantly with a reduction of hydraulic loading (HL) from 101.4 to 74.9 mm d⁻¹, there was also no improvement in the charge removal efficiency of the evaluated physicochemical parameters. However, energy efficiency was lower for operation with an SHR of 9.6 L m⁻² min⁻¹ compared to 4 L m⁻² min⁻¹ (7.84 kg O₂ kW h⁻¹ for the largest SHR to 19.29 kg O₂ kW h⁻¹ for the smallest SHR). Considering that the BOD₅ and NH₄⁺-N effluent concentrations were below the legal limit of discharge of treated wastewater for the two SHR values, it is concluded that an SHR of 4 L m⁻² min⁻¹ is sufficient to comply with environmental legislation concomitantly with lower energy consumption. In relation to the comparison between VFCW and PVFCW, the results show the superiority of the PVFCW in the load removal efficiency for all quality parameters evaluated. Considering the results obtained, it is concluded that the best configuration for VFCW for advanced secondary treatment of sanitary wastewater is the PVFCW typology, operated with HL varying between 75 and 100 mm d⁻¹, the minimum SHR of 4 L m⁻² min⁻¹, SH between 12 and 25 L m⁻² and minimum interval time between pulses of 3 hours.

Keywords: Partially saturated vertical flow constructed wetlands; Feeding mode; Oxygenation efficiency; Specific hydraulic rate

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação dos wetlands construídos.	30
Figura 2 – Esquema representando um wetland construído vertical (WCV).	31
Figura 3 – Esquema representando um wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS).	32
Figura 4 – Esquema representativo das relações entre os parâmetros associadas ao modo de alimentação e a eficiência do processo de tratamento em wetland construído vertical e vertical de fundo saturado.	43
Figura 5 – Influência da taxa hidráulica específica sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Em (A) fluxo de oxigênio por pulso. em (B) fluxo de oxigênio por dia de operação.	47
Figura 6 – Influência do carregamento hidráulico diário sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Em (A) fluxo de oxigênio por pulso. em (B) fluxo de oxigênio por dia de operação.	49
Figura 7 – Influência do número de pulsos sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Em (A) fluxo de oxigênio por pulso. em (B) fluxo de oxigênio por dia de operação.	52
Figura 8 – Perfil da variação temporal da umidade relativa durante 8 horas para 12 pulsos diários e volume específico de 10 L m^{-2}	60
Figura 9 – Perfil da variação temporal da umidade relativa durante 8 horas para 3 pulsos diários e volume específico de 40 L m^{-2}	60
Figura 10 – Esquema representativo da estação experimental de tratamento de esgoto do GESAD/UFSC.	76
Figura 11 – Anteparo de elevação no nível de saída do wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS2).	77
Figura 12 – Recipientes de aferição de vazão afluente dos wetlands construídos.	85
Figura 13 – Sistema de aferição de vazão tipo balança empregado no reservatório de saída dos wetlands construídos avaliados. Em (A) enchimento da balança; em (B) esvaziamento da balança.	86
Figura 14 – Seção transversal do WCV-FS1.	94
Figura 15 – Seção de modelagem do WCV-FS1.	94
Figura 16 – Seção transversal do WCV-FS 2.	95
Figura 17 – Seção de modelagem do WCV-FS 2.	95
Figura 18 – Comportamento da DQO observado para WCV e WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de DQO aplicada; B) carga de DQO efluente.	102

Figura 19 – Eficiência de remoção de carga de DQO observada para o WCV e WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.....	103
Figura 20 – Comportamento da DBO ₅ observado para o WCV e WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de DBO ₅ aplicada; B) carga de DBO ₅ efluente.....	105
Figura 21 – Eficiência de remoção de carga de DBO ₅ observada para o WCV e WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.....	106
Figura 22 – Comportamento do NT observado para o WCV e o WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de NT aplicada; B) carga de NT efluente.....	108
Figura 23 – Eficiência de remoção de carga de NT observada para o WCV e o WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.....	109
Figura 24 – Comportamento do N-NH ₄ ⁺ observado para o WCV e o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I. A) carga de N-NH ₄ ⁺ aplicada; B) carga de N-NH ₄ ⁺ efluente.	111
Figura 25 – Eficiência de remoção de carga de N-NH ₄ ⁺ observada para o WCV e o WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.....	112
Figura 26 – Comportamento do P-PO ₄ ³⁻ observado para o WCV e WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de P-PO ₄ ³⁻ aplicada; B) carga de P-PO ₄ ³⁻ efluente. .	115
Figura 27 – Eficiência de remoção de carga de P-PO ₄ ³⁻ observada para o WCV e WCV-FS1 segundo operação do PE-I.....	116
Figura 28 – Curva de percentis acumulados para DBO ₅ efluente do WCV e WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.....	117
Figura 29 – Curva de percentis acumulados para N-NH ₄ ⁺ efluente do WCV e do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.....	118
Figura 30 – Concentração de N-NH ₄ ⁺ efluente para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I.....	119
Figura 31 – Curva de percentis acumulados para P-PO ₄ ³⁻ efluente. do WCV e WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.....	120
Figura 32 – TCO max observada para o WCV e WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.....	121
Figura 33 – Eficiência de oxigenação para o WCV e o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I.	123
Figura 34 – Razão potência consumida por massa de oxigênio introduzida para o WCV e o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I.....	125

Figura 35 – Carga de DQO aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	130
Figura 36 – Eficiência de remoção de carga de DQO observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	131
Figura 37 – Carga de DBO ₅ aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e o procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	132
Figura 38 – Eficiência de remoção de carga de DBO ₅ observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	133
Figura 39 – Carga de NT aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	134
Figura 40 – Eficiência de remoção de carga de NT observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	135
Figura 41 – Carga de N-NH ₄ ⁺ aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	136
Figura 42 – Eficiência de remoção de carga de N-NH ₄ ⁺ observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	137
Figura 43 – Carga de P-PO ₄ ³⁻ aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	138
Figura 44 – Eficiência de remoção de carga de P-PO ₄ ³⁻ observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).	139
Figura 45 – Curva de percentis acumulados para DBO ₅ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	140
Figura 46 – Curva de percentis acumulados para N-NH ₄ ⁺ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	141
Figura 47 – Concentração de N-NH ₄ ⁺ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	142

Figura 48 – Curva de percentis acumulados para P-PO ₄ ³⁻ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e o procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	143
.....	
Figura 49 – Concentração de P-PO ₄ ³⁻ efluente do WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e o procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	143
.....	
Figura 50 – TCO max observada para o WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	145
.....	
Figura 51 – Eficiência de oxigenação para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)) e procedimento Experimental II (WCV-FS1 (II)).	147
.....	
Figura 52 – Razão potência consumida por unidade massa de oxigênio introduzida observadas para o WCV-FS1. A) Procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)); B) Procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).	149
.....	
Figura 53 – Comportamento da DQO observado para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo do procedimento experimental I e III. A) carga de DQO aplicada; B) carga de DQO efluente.	154
.....	
Figura 54 – Eficiência de remoção de carga de DQO observada para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III.	155
.....	
Figura 55 – Comportamento do NT observado para o WCVFS1 e o WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III. A) carga de NT aplicada; B) carga de NT efluente.	157
.....	
Figura 56 – Eficiência de remoção de carga de NT observada para o WCVFS1 e o WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III.	158
.....	
Figura 57 – Comportamento do N-NH ₄ ⁺ observado para o WCVFS1 e o WCV-FS2 ao longo do procedimentos experimentais I e III. A) carga de N-NH ₄ ⁺ aplicada; B) carga de N-NH ₄ ⁺ efluente.	160
.....	
Figura 58 – Eficiência de remoção de carga de N-NH ₄ ⁺ observada para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo do procedimento experimental III.	161
.....	
Figura 59 – Comportamento do P-PO ₄ ³⁻ observado para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III. A) carga de P-PO ₄ ³⁻ aplicada; B) carga de P-PO ₄ ³⁻ efluente.	163
.....	
Figura 60 – Eficiência de remoção de carga de P-PO ₄ ³⁻ observada para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo do procedimento experimental III.	164
.....	
Figura 61 – Concentração de DQO efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados segundo os procedimentos experimentais I e III.	165

Figura 62 – Concentração de $N-NH_4^+$ efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo os procedimentos experimentais I e III.....	166
Figura 63 – Concentração de $P-PO_4^{3-}$ efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo os procedimentos experimentais I e III.....	167
Figura 64 – TCO max observada para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados segundo os procedimentos experimentais I e III.	168
Figura 65 – Razão potência consumida por massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo o PEI e PEII, respectivamente.	170
Figura 66 – Variação temporal do volume retido no WCV-FS1 operado sob as condições do procedimento experimental I.....	173
Figura 67 – Volumes acumulados de saída para o WCV-FS1 operado sob as condições do procedimento experimental I.....	173
Figura 68 – Variação temporal do volume acumulado de saída para o WCV-FS2 operado sob as condições do procedimento experimental III.....	175
Figura 69 – Volumes acumulados de saída para o WCV-FS2 operado sob as condições do procedimento experimental III.	176
Figura 70 – Perfil de umidade relativa para três horas de intervalo entre pulsos para o wetland construído vertical de fundo saturado 1 operado sob as condições dos PE-I e PE-III.	178
Figura 71 – Perfil de umidade relativa para três horas de intervalo entre pulsos e VE segundo PE-I e para 1,5 horas e VE segundo PE-III, ambos aplicados ao wetland construído vertical I.	179

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Desempenho de tratamento identificados para wetland construído vertical e vertical de fundo saturado.	36
Tabela 2 – Detalhamento experimental do delineamento das avaliações realizadas.	75
Tabela 3 – Características geométricas das diferentes unidades de wetlands construídos.....	78
Tabela 4 – Características granulométricas do maciço filtrante nos wetlands construídos.....	78
Tabela 5 – Condições operacionais aplicadas no wetland construído vertical e vertical de fundo saturado para o procedimento experimental I.....	79
Tabela 6 – Horários de alimentação para o wetland construído vertical e vertical de fundo saturado do procedimento experimental I.	79
Tabela 7 – Condições operacionais aplicadas no wetland construído vertical de fundo saturado 1 durante os procedimentos experimentais PE-I e PE-II.....	81
Tabela 8 – Horários de alimentação para o wetland construído vertical de fundo saturado 2 para o procedimento experimental III.	82
Tabela 9 – Condições operacionais aplicadas no wetland construído vertical de fundo saturado 1 e 2 durante os procedimentos experimentais PE-I e PE-III.....	83
Tabela 10 – Metodologia empregada para avaliar a qualidade do efluente tratado nos diferentes módulos de wetlands construídos dos procedimentos experimentais I, II e III.....	84
Tabela 11 – Coeficientes utilizadas para areia utilizada como material filtrante.....	92
Tabela 12 – Coeficientes utilizadas para brita como material filtrante.	93
Tabela 13 – Valores medianos de concentrações afluentes e efluentes aos WC em termos de DQO, DBO ₅ , NT, N-NH ₄ ⁺ e P-PO ₄ ³⁻ , durante o procedimento experimental I.	101
Tabela 14 – Parâmetros e modo de alimentação, potência e energia consumida.	123
Tabela 15 – Resultados estatísticos para a eficiência de remoção de carga.....	125
Tabela 16 – Síntese dos resultados para o critério de carga efluente durante o procedimento experimental I.....	127
Tabela 17 – Percentil 95% para a concentração efluente do WCV e WCV-FS1.....	127
Tabela 18 – Síntese dos resultados dos testes estatísticos de comparação entre wetlands para os critérios TCO max, EO e Potência consumida/massa de O ₂ introduzida.....	128
Tabela 19 – Parâmetros e modo de alimentação, potência e energia consumida observados durante o procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)) e procedimento Experimental II (WCV-FS1 (II)).	147

Tabela 20 – Síntese dos resultados para o critério eficiência de remoção de carga durante o procedimento experimental I e II.....	150
Tabela 21 – Concentrações efluentes para DBO ₅ , N-NH ₄ ⁺ e P-PO ₄ ³⁻ observadas no WCV-FS1 durante os procedimentos experimentais I e II.....	151
Tabela 22 – Síntese dos resultados para os critérios TCO max, EO e potência consumida/massa de O ₂ introduzida identificadas para o procedimento experimental I e II.....	152
Tabela 23 – Características medianas para as concentrações afluentes e efluentes aos WC em termos de DQO, NT, N-NH ₄ ⁺ e P-PO ₄ ³⁻	153
Tabela 24 – Parâmetros e modo de alimentação associados a potência.....	169
Tabela 25 – Volume acumulado na saída experimental e simulado para T0,T1, T2 e T3.....	174
Tabela 26 – Síntese dos resultados para o critério de eficiência de remoção de carga para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo os procedimentos experimentais I e III.....	180
Tabela 27 – Síntese dos resultados para o critério carga efluente para o WCV-FS1.....	180
Tabela 28 – Síntese dos resultados para o critério concentração efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo procedimentos experimentais I e III.....	181
Tabela 29 – Síntese dos resultados para os critérios TCO max e Potência consumida / massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo procedimentos experimentais I e III.....	182

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- AOA - Arqueas oxidantes de amônia
- AOB - Bactérias oxidantes de amônia
- APHA - American Public Health Association
- CHID - Carregamento hidráulico diário
- C_{ORG/IN} - Carregamento orgânico e inorgânico
- Cu - Coeficiente de uniformidade
- d₁₀ - Diâmetro efetivo referente a 10 % do material
- DBO - Demanda bioquímica de oxigênio
- DQO - Demanda química de oxigênio
- ETE - Estação de tratamento de esgoto
- FLA(OD) - Fluxo total de oxigênio afluente
- GESAD - Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado
- K_s - Condutividade hidráulica saturada
- LIMA - Laboratório Integrado do Meio Ambiente
- MA - Modo de alimentação
- N₂ - Nitrogênio gasoso
- N₂O - Óxido nitroso
- NBR - Norma Brasileira
- N-NH₄⁺ - Nitrogênio amoniacal
- N-NO₂⁻ - Nitrogênio nitrito
- N-NO₃⁻ - Nitrogênio nitrato
- NO - Óxido nítrico
- NOB - Bactérias oxidantes de nitrito
- NO_x - Nitrogênio oxidado
- NP - Número de Pulsos
- NT - Nitrogênio total
- NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl
- OD - Oxigênio dissolvido
- PE - Procedimento experimental
- PPGEA - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental
- P-PO₄³⁻ - Fósforo ortofosfato

TCO - Taxa de consumo de oxigênio

TDH - Tempo de detenção hidráulica

TH - Taxa hidráulica

THE - Taxa hidráulica específica

TTO - Taxa de transferência de oxigênio

UFSC - Universidade Federal de Santa Catarina

VE - Volume específico de pulso

WC - Wetland construído

WCH - Wetland construído horizontal

WCV - Wetland construído vertical

WCVD-FS - Wetland construído vertical de fundo saturado

ΔT pulso - Intervalo de tempo entre os pulsos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	23
1.1	HIPÓTESES	26
1.2	OBJETIVOS	27
1.2.1	Objetivo Geral.....	27
1.2.2	Objetivos Específicos	27
2	FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA.....	29
2.1	WETLANDS CONSTRUÍDOS	29
2.1.1	Wetland construído vertical (WCV).....	30
2.1.2	Wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS).....	31
2.1.3	Mecanismos de tratamento em wetland construído vertical e wetland construído vertical de fundo saturado	33
2.1.3.1	<i>Material filtrante</i>	33
2.1.3.2	<i>Microrganismos.....</i>	34
2.1.3.3	<i>Macrófitas.....</i>	35
2.2	WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL <i>VERSUS</i> WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO	35
2.3	TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E O FLUXO DE OXIGÊNIO EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL E WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO.....	37
2.3.1	Influência da umidade relativa sobre o fluxo total de oxigênio e sobre o tempo de detenção hidráulica	39
2.4	MODO DE ALIMENTAÇÃO	40
2.4.1	Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical e wetland construído vertical de fundo saturado.....	41
2.5	INFLUÊNCIA DO MODO DE ALIMENTAÇÃO SOBRE O FLUXO DO OXIGÊNIO.....	44
2.5.1	Influência relativa dos parâmetros do modo de alimentação sobre o fluxo convectivo de oxigênio	47

2.5.1.1	<i>Influência da taxa hidráulica específica sobre o fluxo convectivo de oxigênio</i>	47
2.5.1.2	<i>Influência do carregamento hidráulico sobre o fluxo convectivo de oxigênio</i>	48
2.5.2	Influência dos parâmetros do modo de alimentação sobre o fluxo difusivo de oxigênio e sobre o tempo de detenção hidráulico	53
2.5.2.1	<i>Modelo matemático unidimensional para previsão da variação temporal da umidade relativa e cálculo do TDH</i>	54
2.6	MÉTODOS EXPERIMENTAIS PARA DETERMINAÇÃO DA TAXA DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO E DA TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS	62
2.6.1	Método do traçador gasoso	62
2.6.2	Método baseado nas relações estequiométricas de consumo de oxigênio	65
2.6.3	Método respirométrico	70
3	MATERIAIS E MÉTODOS	74
3.1	A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO	76
3.1.1	Características geométricas e granulométricas dos wetlands construídos	77
3.2	PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS	78
3.2.1	Procedimento experimental I	78
3.2.2	Procedimento experimental II	80
3.2.3	Procedimento experimental III	82
3.3	MONITORAMENTO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO	83
3.3.1	Avaliação de parâmetros físico químicos de qualidade	84
3.3.2	Medição dos volumes afluentes e efluentes dos wetlands construídos	84
3.3.3	Eficiências de remoção em termos de percentual de carga	87
3.3.4	Determinação da taxa máxima de consumo de oxigênio	88
3.3.5	Cálculo do tempo de detenção hidráulica médio para wetland construído vertical de fundo saturado	88
3.3.5.1	<i>Seção de modelagem e condições de saída</i>	93

3.3.6	Eficiência de oxigenação	96
3.3.7	Relação potência consumida/massa de oxigênio introduzido	97
3.3.8	Cálculo da altura manométrica, da vazão e do rendimento das bombas	98
3.4	ANÁLISES ESTATÍSTICAS	98
4	RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	100
4.1	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL I.....	100
4.1.1	Eficiência de remoção de DQO.....	101
4.1.2	Eficiência de remoção de DBO₅.....	104
4.1.3	Eficiência de remoção das frações nitrogenadas	107
4.1.4	Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.....	110
4.1.5	Eficiência de remoção de fósforo ortofosfato	113
4.1.6	Comparação entre o WCV e o WCV-FS1 em relação as concentrações limites definidas pela legislação ambiental durante o procedimento operacional I	116
4.1.7	Comparação entre o WCV e o WCV-FS1 em relação a taxa de consumo de oxigênio máxima durante o procedimento operacional I.....	120
4.1.8	Comparação entre o WCV e o WCV-FS1 em relação a eficiência de oxigenação durante o procedimento experimental I	122
4.1.9	Comparação entre WCV e WCV-FS1 em relação a razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida durante o procedimento experimental I....	124
4.1.10	Síntese dos resultados para o procedimento experimental I	125
4.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL II.....	128
4.2.1	Eficiência de remoção de DQO.....	129
4.2.2	Eficiência de remoção de DBO₅.....	132
4.2.3	Eficiência de remoção de nitrogênio total	134
4.2.4	Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal.....	136
4.2.5	Eficiência de remoção de fósforo ortofosfato	138

4.2.6	Comparação entre os procedimentos experimentais I e II em relação as concentrações limites definidas pela legislação ambiental.....	139
4.2.7	Taxa de consumo de oxigênio máxima	144
4.2.8	Eficiência de oxigenação	146
4.2.9	Comparação entre os procedimentos experimentais em relação a razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida.....	148
4.2.10	Síntese dos resultados comparativos entre o procedimento experimental I e o procedimento experimental II	150
4.3	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL III	152
4.3.1	Eficiência de remoção de DQO segundo os procedimentos experimentais I e III	153
4.3.2	Eficiência de remoção das frações nitrogenadas segundo os procedimentos experimentais I e III	156
4.3.3	Eficiência de remoção de fósforo ortofosfato segundo os procedimentos experimentais I e III	162
4.3.4	Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2 em relação as concentrações limites definidas pela legislação ambiental para os procedimentos experimentais I e III	164
4.3.5	Taxa de consumo de oxigênio máxima para o WCV-FS1 e o WCV-FS2 segundo os procedimentos experimentais I e III	167
4.3.6	Razão potência consumida pela massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados segundo os procedimentos experimentais I e III.....	169
4.3.7	Simulação do escoamento para o cálculo do tempo de detenção hidráulica médio	170
4.3.7.1	<i>Resultados para o WCV-FS1 sob as condições do período experimental I.....</i>	<i>172</i>
4.3.7.2	<i>Resultados para o WCV-FS2 sob as condições do período experimental III</i>	<i>175</i>
4.3.7.3	<i>Comparação dos resultados de simulação de escoamento para o WCV-FS1 e o WCV-FS2, operando respectivamente sob as condições do procedimento experimental I e III..</i>	<i>176</i>
4.3.7.4	<i>Simulação dos perfis de umidade para o WCV-FS1</i>	<i>177</i>

4.3.8	Síntese dos resultados comparativos entre o procedimento experimental I e III	179
5	CONCLUSÃO.....	183
	REFERÊNCIAS.....	187
	APÊNDICE A – Teste de normalidade da distribuição dos dados referente o procedimento experimental I.....	194
	APÊNDICE B – Análises estatísticas desenvolvidas no procedimento experimental I.....	196
	APÊNDICE D – Análises estatísticas desenvolvidas no procedimento experimental II.....	226
	APÊNDICE F – Análises estatísticas desenvolvidas os procedimentos experimentais I e III	241

1 INTRODUÇÃO

No Brasil existe uma ampla demanda por soluções tecnológicas aplicadas ao tratamento de esgoto para pequenas comunidades e, também, para locais de geração isolada de efluentes, como é o caso de edificações estabelecidas em locais desprovidos de rede coletora de esgoto. Nessas duas situações, as características do efluente produzido, tanto em termos de variação da concentração de poluentes, quanto da variação da vazão média diária, são muito diferentes daquelas para as quais os sistemas conhecidos como convencionais são projetados (PLATZER, HOFFMANN e MIGLIO, 2015). Em consequência desses fatos, as características desejáveis para tecnologias de tratamento empregadas nas situações supracitadas devem incluir a capacidade de absorver choques hidráulicos e de carga, além da simplicidade operacional e construtiva, já que muitos desses sistemas são operados pelos usuários e construídos por mão de obra não especializada.

Dentre as tecnologias consolidadas no âmbito da engenharia, os sistemas tipo wetlands construídos (WC) têm mostrado efetividade em promover a depuração de efluentes de maneira operacionalmente simples, e com custo reduzido de operação, quando comparados a outros tipos de tecnologias que se adaptam ao cenário de tratamento descentralizado (SCHROEDER, 2019).

Considerando as diferentes modalidades da tecnologia dos WC, as unidades tipo WC de escoamento vertical com fundo saturado (WCV-FS) estão sendo amplamente empregados no mundo, e tem se revelado promissoras em termos de desempenho de tratamento (PELLISSARI et al., 2017). O WCV-FS apresenta elevadas taxas de remoção de poluentes por área de seção superficial, o que implica em uma diminuição da área requerida, isto comparativamente às outras modalidades de WC, como o caso dos sistemas híbridos (SEZERINO et al., 2018). Além disso, comparativamente as outras modalidades de WC que fazem uso da recirculação e /ou aeração, o WCV-FS possui a vantagem de menor consumo energético, já que a única modificação introduzida nessa unidade é a elevação da tubulação efluente, responsável por controlar o nível de efluente dentro do módulo.

Um dos principais efeitos da introdução do controle de nível aplicado as unidades WCV-FS, é provocar a ocorrência de diferentes ambientes e microambientes dentro de um mesmo módulo (PELLISSARI et al., 2018). Geralmente, os primeiros centímetros do material filtrante permanecem em condições de insaturação relativa, ou seja, condições predominantemente aeróbias. A parte do maciço filtrante entre o fundo do sistema até nível de saída da tubulação do efluente é constantemente mantida saturada pelo próprio efluente,

permanecendo em condições predominantemente anóxicas. Nesse sentido, devido a variação das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) no meio, reações bioquímicas oxidativas e redutoras vinculadas com a oxidação do carbono e ao ciclo de nitrificação e desnitrificação, podem desenvolver-se nessa modalidade de WC de maneira mais eficiente do que em WC verticais (WCV), onde todo o maciço filtrante é mantido em condições predominantemente aeróbias (SAEED; SUN, 2017). Portanto, o WCV-FS é especialmente indicado para arranjos tecnológicos onde objetiva-se a remoção de nitrogênio total (NT), devido ao favorecimento da desnitrificação (LIU et al., 2016; DONG e SUN, 2007; PELISSARI et al., 2018; BASSANI et al., 2021).

A disponibilidade de OD no interior do maciço filtrante do WCV-FS, é uma variável-chave relacionada diretamente com o desempenho de tratamento da unidade (BASSANI et al, 2021). No entanto, a massa de OD disponível dentro do maciço filtrante está atrelada diretamente com o modo de alimentação (MA) aplicado na unidade de tratamento (LIU et al., 2016; PLATZER, 1999; TORRENS et al 2009). O MA pode ser definido pelos seguintes parâmetros: (i) o carregamento hidráulico diário (CHID); (ii) o número de pulsos diários (NP); (iii) o volume específico aplicado do pulso (VE); (iv) o intervalo de tempo entre os pulsos (ΔT pulso) e (v) a taxa hidráulica específica (THE). Esses parâmetros determinam a variação temporal e espacial da umidade relativa dentro do maciço filtrante e esta, por sua vez, determina o fluxo total de oxigênio afluyente (FLA (OD)), que é representado pela soma dos fluxos de oxigênio convectivo e difusivo (PETITJEAN et al, 2012). Além disso o MA, também influencia no tempo de detenção hidráulico (TDH) do sistema.

O FLA(OD) e o TDH são parâmetros fundamentais para caracterizar o desempenho do tratamento de esgoto nos WC, uma vez que a disponibilidade de OD está associada à capacidade de oxidação das cargas afluentes de substâncias reduzidas, e o TDH está ligado ao tempo de contato entre o efluente e o biofilme aderido ao meio suporte, ou seja, ao tempo disponível para que reações de oxidação e redução ocorram (STEFANAKIS, AKRATOS ; TSIHRINTZIS, 2014). No entanto, o WCV-FS é uma tecnologia que envolve escoamento em meio não saturado, ao mesmo tempo em que a alimentação é realizada de forma intermitente. Nesta situação, é difícil prever o valor de FLA (OD) e o TDH. Considerando que as finalidades principais dos wetlands verticais em meio insaturado são, principalmente, reduzir a área necessária ao tratamento e oxidar o íon amônio, a capacidade de disponibilizar oxigênio torna-se um fator chave para a sua eficiência (STEFANAKIS, AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014). A interação entre a capacidade de transporte de oxigênio, avaliada pelo FLA(OD) e o TDH pode ser inferida pela taxa de consumo de oxigênio (TCO), uma vez que valores elevados de TCO

significam que o oxigênio afluente ao WC está sendo realmente utilizado, ou seja, o tempo de contato entre o biofilme aderido ao material filtrante e o fluxo de efluente é suficiente para que as reações de oxidação ocorram.

Considerando que o WCV-FS apresenta saturação parcial em seu perfil vertical, e que o teor da umidade relativa no meio filtrante é altamente variável no tempo em consequência da intermitência da alimentação, o cálculo do TDH nestas unidades somente pode ser realizado pela solução de uma equação diferencial parcial em regime transiente (equação de Richards) (KADLEC; WALLACE, 2009). Ainda, como consequência da saturação parcial e da variabilidade temporal e espacial da umidade, o cálculo de FLA (OD) não possui uma solução matemática trivial (PETITJEAN et al., 2012). A consequência desta complexidade no cálculo de TDH e FLA (OD) é que a determinação de seus respectivos valores envolve a aplicação de modelos numéricos a serem solucionados com o emprego de computadores.

Devido à complexidade matemática no cálculo de TDH e FLA (OD), a maioria das diretrizes de projeto estabelecidas para dimensionamento de unidades de tratamento tipo WC em que ocorra saturação parcial do maciço filtrante, baseia-se em regras empíricas, as quais se referem principalmente às cargas orgânicas e hidráulicas diárias a serem aplicadas na área superficial do WC, bem como a granulometria e profundidade do leito filtrante do meio, não levando em consideração o impacto do MA (DOTRO et al., 2017). Em consequência destes fatos, avaliar o impacto do MA sobre o FLA(OD) e o TDH é de fundamental importância para a operação otimizada de unidades WCV e WCV-FS, uma vez que são estes dois últimos parâmetros definidores da eficiência do sistema. Considerando ainda que a maioria dos sistemas WCV e WCV-FS opera com o uso de bombas, a otimização de MA tem potencial para reduzir os custos de implantação e operação dos sistemas de bombeamento.

No Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (ENS), da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), vários trabalhos referentes às modalidades WC foram realizados ao longo dos últimos. Entre eles citam-se: Trein (2015) que avaliou a potencialidade de dois WCV no pós-tratamento de efluente primário, como alternativa tecnológica de tratamento avançado de esgotos, empregados sob o contexto da descentralização, sendo um dos wetlands estudados um WCV-FS; Santos (2015) que avaliou a melhor altura de saturação do maciço filtrante em WCV empregado no tratamento de esgoto sanitário; Celis (2016) que avaliou a participação da macrófita *Typha domingensis* na fitoextração de nutrientes de esgoto sanitário em WC; Pelissari (2017) que avaliou a dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical; Rousso (2017) que avaliou um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no

tratamento de esgoto sanitário; Medeiros (2017) que avaliou a aplicação de WC para o tratamento de esgoto em loteamentos, condomínios e comunidades isoladas; e Fachine (2019) que avaliou o desempenho e a rotina operacional em WCV empregados no tratamento de esgoto sanitário

Nesse contexto, esse trabalho buscou avaliar o desempenho de WCV-FS, através da variação de parâmetros associados ao MA (quais foram: VE e THE), objetivando maior entendimento da influência do MA sobre os fatores que controlam o desempenho do sistema. Ressalta-se que a partir do conhecimento consolidado pela pesquisa brasileira em relação aos carregamentos orgânicos e hidráulicos máximos a serem aplicados, objetivou-se detalhar a forma de aplicação desses carregamentos no que se refere aos parâmetros VE e THE. Adicionalmente foi avaliado a diferença de desempenho entre WCV e WCV-FS, quando ambas as tipologias operam sob o mesmo modo de alimentação.

1.1 HIPÓTESES

Essa pesquisa foi conduzida baseada em 3 hipóteses norteadoras, destacadas quais foram:

Hipótese 1:

O fracionamento do carregamento hidráulico (CHID) diário afeta os valores de taxa de consumo de oxigênio máximo (TCO max) e tempo de detenção hidráulica (TDH). Considerando fixo o CHID, o seu maior fracionamento (maior número de pulsos por dia), resulta em menor volume específico aplicado do pulso (VE). Menores valores de VE (operação com 12 em vez de 25 L m⁻²), podem melhorar a eficiência de remoção de DQO, DBO₅, N-NH₄⁺, NT e P-PO₄³⁻, além de aumentar a TCO max. Estas melhorias de desempenho, em tese, seriam obtidas em função do aumento do TDH, sem que o FLA(OD) fosse afetado.

Hipótese 2:

Em relação a capacidade de transferência de oxigênio, a taxa hidráulica específica (THE) aplicada por pulso com um valor máximo de 4 L m⁻² min⁻¹, é suficiente para promover um aporte adequado de oxigênio, em unidades de WCV-FS, resultando em valores de taxa de consumo de oxigênio (TCO max) compatíveis com um desempenho satisfatório (em relação as normativas legais) para remoção de DQO, DBO₅, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻. Esta hipótese contrasta

com a normativa alemã (DWA, 2017) que especifica uma THE mínima de $6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ para este tipo de sistema.

Hipótese 3:

A operação de WCV-FS com uma taxa hidráulica instantânea (THE) de no máximo $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ resulta em uma menor relação potência consumida para bombeamento por kg O_2 introduzido no módulo WCV-FS (em relação a taxa de $9,6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$), sem que isso acarrete redução de desempenho e da capacidade de oxigenação desta unidade. Além disso, a eficiência de oxigenação (EO) é maior para um WCV-FS do que para um WCV quando ambos operam a uma THE máxima de $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Otimizar o desempenho de tratamento de esgoto sanitário promovido por wetland construído vertical de fundo saturado, por meio da variação do volume específico aplicado por pulso afluente e da taxa hidráulica específica, bem como comparar as tipologias WCV e WCV-FS quando ambas operam sob o mesmo modo de alimentação.

1.2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a influência do parâmetro VE sobre o tempo de detenção hidráulica em uma unidade WCV-FS, para dois diferentes modos de operação;
- Determinar a taxa de consumo de oxigênio máximo (TCO max) para dois diferentes modos de alimentação de um WCV-FS;
- Comparar as eficiências de oxigenação, TCO max, o consumo de potência por unidade de massa de oxigênio introduzida e o desempenho geral de unidades WCV e WCV-FS quando ambos operam sob as mesmas condições de alimentação;
- Determinar quantitativamente a influência do parâmetro THE sobre a eficiência de oxigenação para unidade de WCV-FS. Considerando THE de $4,0$ e $9,6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$;

- Comparar as unidades de WCV-FS quanto ao critério potência requerida do sistema de bombeamento afluente por Kg O₂ introduzido no módulo, quando operadas sob THE de 4,0 e 9,6 L m⁻² min⁻¹.

-Simular matematicamente o escoamento da fase líquida objetivando o cálculo do TDH e determinação do perfil de umidade para dois diferentes modos de alimentação

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Nesse item apresentam-se os pressupostos teóricos em relação às variáveis do modo de alimentação que influenciam no desempenho de tratamento em unidades WCV e WCV-FS, bem como um comparativo das características de funcionamento destes dois tipos de sistema.

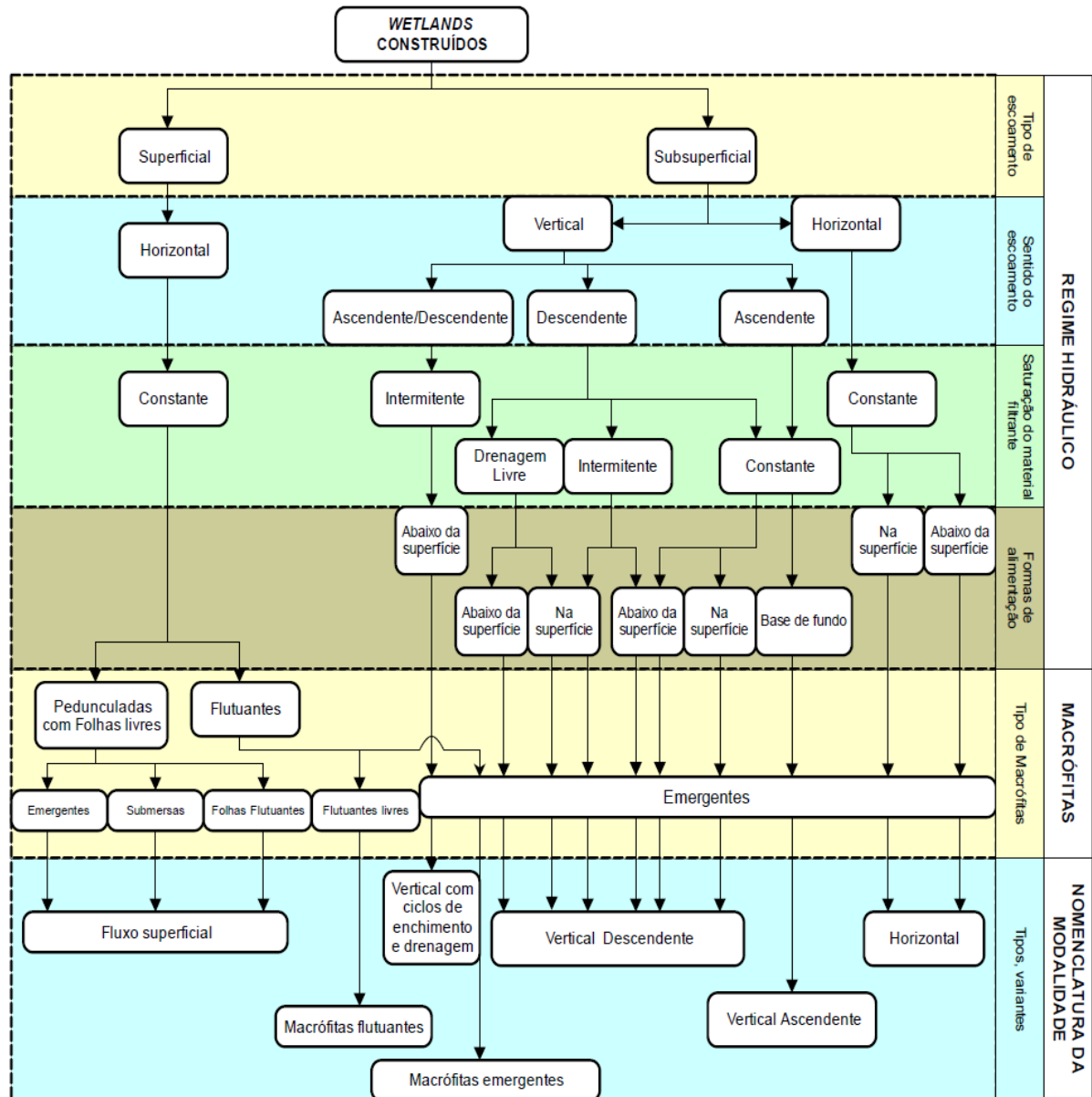
2.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

A ecotecnologia dos WC é considerada nos dias atuais uma alternativa eficiente, ecológica, robusta e econômica quando comparada a sistemas conhecidos como convencionais, sobretudo quando aplicados para o tratamento de esgoto sanitário (RAMPURIA et al., 2020). Além disso, esses sistemas possuem um desempenho de tratamento que pode atingir níveis de tratamento primário, secundário/avançado e terciário (KADLEC; WALLACE, 2009). São sistemas projetados para otimizar os processos encontrados nos ambientes naturais, sendo que atualmente, essa tecnologia é empregada para o tratamento dos mais variados tipos de efluentes (DOTRO et al., 2017). Esgoto bruto, lodo de esgoto, esgoto doméstico, sanitário, agroindustrial, industrial e chorume de aterro sanitário são alguns tipos de águas residuária cujo tratamento é possível com o emprego dessa tecnologia (LANGERGRABER et al., 2021).

No Brasil, esses sistemas estão sendo amplamente difundidos e aplicados tanto em escala piloto (pesquisa) quando em escala real, sendo que a maior parte das aplicações está relacionada ao tratamento secundário de esgoto doméstico ou sanitário, desde a escala unifamiliar no lote até a escala de uma coletividade, representada por edificações tipo hotelaria ou multifamiliar reunidas na forma de condomínios e loteamentos. Além disso, existem também WC aplicados para o tratamento secundário empregados em empresas e em indústrias, tratando efluentes com características domésticas (SEZERINO; REIS, 2021).

Os WC são classificados em dois grandes grupos de acordo com seu regime hidráulico, sendo os sistemas de lâmina livre (ou de escoamento superficial), e os sistemas de escoamento subsuperficial. Os WC de escoamento subsuperficial são caracterizados pela percolação do efluente em material filtrante, apresentando, portanto, escoamento em meio poroso, em contraste com os WC de escoamento superficial, os quais não possuem um material filtrante, permanecendo uma lâmina de água na superfície. Para os WC de escoamento subsuperficial tem-se apontado uma subclassificação, quanto ao sentido do seu escoamento hidráulico, a saber: horizontal, conhecidos como WC horizontal (WCH), vertical com ciclos de enchimento e drenagem, vertical ascendente e vertical descendente (Figura 1).

Figura 1 – Classificação dos wetlands construídos.



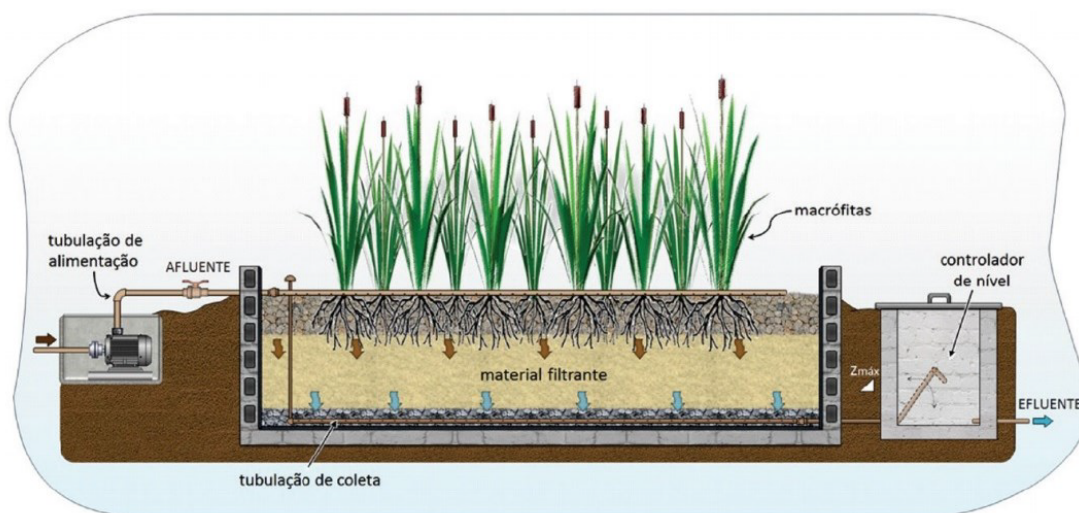
Fonte: Adaptado de Fonder e Headley, (2013).

2.1.1 Wetland construído vertical (WCV)

Em um primeiro momento, os WCV foram idealizados para a remoção de sólidos suspensos, matéria orgânica carbonácea, e sobretudo, para a nitrificação (PLATZER, 1999). Essa modalidade de WC é empregada nos dias atuais tanto em nível de tratamento primário, como é o caso do sistema Francês, como secundário e terciário (DOTRO et al., 2017). Essa modalidade de WC é conhecida por atingir desempenho de remoção na ordem de 70% a 80% de DQO e efetiva nitrificação (COOPER et al., 1996; PLATZER, 1999; SEZERINO, 2006).

De forma geral, os WCV são módulos escavados ou construídos acima do nível do solo, preenchidos com material filtrante e plantados com macrófitas do tipo emergentes (Figura 2). Nesses sistemas, a alimentação é realizada na superfície do módulo, de forma intermitente, através de bombeamento ou outro aparato hidráulico, sendo a distribuição do efluente realizada por um sistema de tubulações cujo o objetivo é obter uniformidade de fluxo sobre toda a área superficial da unidade de tratamento (KADLEC; WALLACE, 2009).

Figura 2 – Esquema representando um wetland construído vertical (WCV).



Fonte: Acervo GESAD (Disponível em www.gesad.ufsc.br).

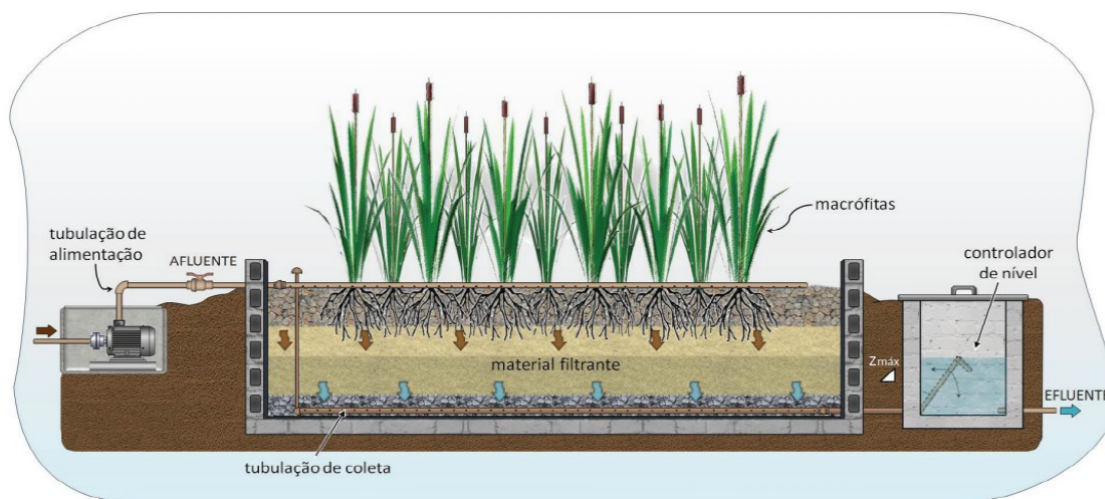
Esse modelo de alimentação intermitente do esgoto afluente no WCV promove um arraste de oxigênio atmosférico para o interior do material filtrante, através da convecção e da difusão atmosférica. Cada vez que um pulso é efetuado, nova quantidade de oxigênio é adicionada via convecção. No intervalo entre pulsos o oxigênio da atmosfera é difundido para o interior dos poros, devido a diferença de concentração desse gás entre a atmosfera e os poros do meio filtrante. Os fluxos convectivos e difusivos de oxigênio favorecem o desenvolvimento de processos bioquímicos no interior do maciço filtrante que utilizam o oxigênio como aceptor de elétrons (KADLEC; WALLACE, 2009).

2.1.2 Wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS)

O WCV-FS opera de maneira análoga ao WCV, no que se refere a intermitência dos pulsos e ao sentido do escoamento (Figura 3), diferindo apenas pela colocação de um controle de nível na saída da tubulação efluente, o que mantém parte do leito filtrante em permanente estado de saturação. Um dos primeiros trabalhos realizados com WCV-FS foi realizado na

França, versando sobre um sistema voltado ao tratamento de esgoto bruto (sistema Francês) (DONG; SUN, 2007). No Brasil, as aplicações desse módulo de WC começaram a ser publicadas entre os anos de 2015 e 2017, sendo majoritariamente empregados para o tratamento de esgoto sanitário (PELISSARI et al., 2017; PELISSARI, 2017; TREIN et al., 2015).

Figura 3 – Esquema representando um wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS).



Fonte: Acervo GESAD (Disponível em www.gesad.ufsc.br).

No entanto, até o presente não está claro para a comunidade científica como se estabelecem e se desenvolvem as rotas metabólicas associadas aos processos de conversão e transformação de poluentes nas unidades WCV-FS (PELISSARI et al., 2018). Essa questão está atrelada principalmente ao fato que este tipo de WC opera com o leito filtrante parcialmente saturado (PELISSARI, 2017). Esta situação permite o surgimento de zonas aeróbias, anaeróbias e anoxicas dentro de uma mesma unidade de tratamento (PELISSARI et al., 2017), o que permite o desenvolvimento de um maior número de rotas bioquímicas oxidativas e redutoras dentro do módulo. Esta maior variabilidade de rotas metabólicas (em relação aos WCV) favorece o processo de remoção de matéria orgânica carbonácea e a remoção do NT, não se limitando apenas a transformação em nitrato, como comumente ocorre no WCV (PELISSARI; SILVEIRA, 2021).

Apesar de existirem ainda várias questões a serem elucidadas nos WCV-FS, muitos trabalhos apresentam vantagens da aplicação de WCV-FS quando comparado aos WCV. Pelissari et al (2018) mostraram um melhor desempenho de tratamento dos WCV-FS em relação aos WCV, quando operados em paralelo sob as mesmas condições operacionais. Santos (2019), evidenciou um maior desenvolvimento das macrófitas nessa modalidade de WC.

Pelissari (2017) abordou a capacidade dos WCV-FS em remover sulfetos, enquanto que os WCV não apresentaram eficiência de remoção.

2.1.3 Mecanismos de tratamento em wetland construído vertical e wetland construído vertical de fundo saturado

As remoções e transformações de poluentes tanto no WCV quanto no WCV-FS são processos complexos e dependem de uma variedade de mecanismos, incluindo sedimentação, filtração, precipitação, assimilação pelas macrófitas e, principalmente, processos dependentes exclusivamente de microrganismos (DOTRO et al., 2017; SAEED; SUN, 2012).

Nesses sistemas, os processos de remoção de poluentes são diretamente influenciados por taxas de carregamento, tanto hidráulicas quanto orgânicas e inorgânicas, temperatura, o potencial redox do meio e o MA (BASSANI et al., 2021; von SPERLING; SEZERINO, 2018). Além de todas essas variáveis envolvidas, as macrófitas, o material filtrante e os microrganismos, estão diretamente vinculados com o processo de depuração dos poluentes.

2.1.3.1 Material filtrante

O material filtrante é um dos elementos principais no WC, pois, além de promover a retenção física de partículas presentes no efluente a ser tratado, serve de suporte para o desenvolvimento das macrófitas e do biofilme (KADLEC; WALLACE, 2009).

Atualmente, as características desejáveis para um elemento ser utilizado como material filtrante, já se encontram descritas em muitos trabalhos. Em geral, procura-se um material filtrante que mantenha boa condutividade hidráulica e promova a adsorção de íons de fósforo e amônio (SEZERINO et al., 2012). No Brasil, via de regra, na maioria dos sistemas é utilizado areia e brita como material filtrante (von SPERLING; SEZERINO, 2018). No que se refere a areia empregada nos WC, a experiência brasileira sugere um material razoavelmente uniforme com um diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm; coeficiente de uniformidade (C_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} (PLATZER, 1999).

Um aspecto importante é que o tipo de material filtrante empregado no WC está diretamente atrelado ao desempenho de tratamento. Esta dependência está vinculada ao fato de que as propriedades hidráulicas do meio granular controlam a velocidade de infiltração, e esta última está correlacionada à capacidade de transferência de oxigênio da atmosfera para o

interior do material poroso ((FLA (OD)). Além disso, a velocidade de infiltração influencia no TDH do WC. Como já mencionado, o FLA(OD) e o TDH são dois parâmetros chaves para se determinar a eficiência dos WC.

2.1.3.2 *Microrganismos*

A importância da especiação das populações microbianas que se desenvolvem tanto na forma de biofilme aderido ao material granular quanto suspensas na massa líquida, sobre desempenho de tratamento desses módulos, já foi evidenciada por volta dos anos de 2000 (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Nas últimas décadas, com o avanço das técnicas de biologia molecular, foi demonstrado que a ecologia microbiana no interior desses sistemas está diretamente atrelada com os fatores abióticos, tais como: a disponibilidade de oxigênio dissolvido, o potencial redox, a quantidade de carbono e nutrientes disponíveis no meio (FAULWETTER et al., 2009). Nesse sentido, os parâmetros de operação e de dimensionamento (regime hidráulico, carga orgânica e inorgânica, MA) influenciam diretamente na ecologia microbiana no interior dos módulos de tratamento (PELLISSARI, 2017), uma vez que impactam na magnitude dos fatores abióticos citados acima.

Nesse contexto, Pelissari et al (2018) mostraram que a comunidade microbiana ativa envolvida com o ciclo do nitrogênio presente no biofilme de um WCV é diferente do que em um WCV-FS. Ambas as unidades operaram com condições similares ($40 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, 133 mm d^{-1} e um regime hidráulico com pulsos a cada hora. No WCV, a atividade de bactérias oxidantes de amônia (AOB) foi inferior à de arqueas oxidantes da amônia (AOA), foi identificada uma relação simbiótica entre AOA e bactérias oxidantes do nitrito (NOB). Enquanto que no WCV-FS, devido à presença de condições anóxicas/anaeróbias no meio (camada saturada), arqueas metanogênicas foram predominantemente ativas, reduzindo a atividade de AOA. Bactérias desnitrificantes foram identificadas em baixa atividade no WCV. Enquanto isso, no WCV-FS, a atividade de bactérias desnitrificantes, sobretudo na camada saturada da unidade, foi beneficiada.

A influência do MA sobre a comunidade microbiana não está totalmente evidenciada (em termos de se conhecer qual rota metabólica predomina frente a determinada condição ambiental), sendo a existência de trabalhos a respeito deste assunto quase nula. Apesar dessa lacuna de conhecimento, considera-se- que o entendimento das relações entre a dinâmica da comunidade microbiana (presença, abundância, atividade) e as características do modo de

operação de WCV e WCV-FS, é fundamental para melhorar o desempenho de tratamento desses sistemas (PELISSARI; SILVEIRA, 2021).

2.1.3.3 Macrófitas

O papel das macrófitas como um elemento essencial nos sistemas tipo WC já está bem evidenciado, isso acontece porque as mesmas oferecem mecanismos de suporte para o desenvolvimento do biofilme (BRIX, 1997). Esse fato está atrelado principalmente com a região da rizosfera onde se desenvolve uma maior abundância microbiana.

Com o avanço das pesquisas, muitas variáveis atreladas às macrófitas já foram abordadas. A influência das raízes na comunidade microbiana (TIETZ et al., 2007), bem como a capacidade de transferência de oxigênio já foi mostrada por diversos estudos, relatando taxas de transferência na ordem de 0,005 a 12 g O₂ m⁻² d⁻¹. No entanto, existe grande incerteza sobre medições de oxigênio proveniente das raízes, sendo aceito pela comunidade científica que a contribuição das raízes é insignificante quando comparada ao fluxo advindo da atmosfera (LIU et al., 2016; NIVALA et al., 2013). Outros estudos evidenciam a participação das macrófitas no processo de desnitrificação (ZHAI et al., 2013) e, recentemente, vêm se estudando a possibilidade de utilizar diferentes tipos de plantas, não apenas macrófitas nesses sistemas (ASHRAF et al., 2020).

2.2 WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL *VERSUS* WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Apesar do WCV-FS ser considerado uma simples modificação da clássica modalidade de WCV, utilizando inclusive os mesmos critérios de projeto, os mecanismos de tratamento, especialmente as rotas bioquímicas que se desenvolvem no interior no módulo de tratamento, ocorrem de formas distintas entre os módulos (SEZERINO et al., 2018). Assim, desempenhos de tratamento, taxas de remoção de poluentes, desenvolvimentos das macrófitas, bem como aspectos hidráulicos são diferentes nestas duas modalidades.

Atualmente, já está bem consolidado na literatura mundial para WC preenchidos com areia, que os primeiros centímetros do maciço filtrante (camada insaturada) é onde ocorre em maior intensidade os processos de remoção e transformação dos poluentes, devido à maior atividade microbiana nessa região. Diversos estudos conduzidos em WCV mostram esse comportamento. Nesse sentido, Tietz et al (2007) mostraram maior produtividade bacteriana

nos primeiros 10 cm do material filtrante, Foladori et al (2015) evidenciaram que o número de células bacterianas viáveis nos primeiros 10 cm do perfil vertical do módulo foi 3,7 vezes maior que no fundo. Em outro estudo, Pelissari et al (2018) mostraram que populações oxidantes da amônia estavam mais ativas na camada da superfície quando comparadas à camada do fundo. Kayser e Kunst (2005) relatam que sob altas cargas de nitrogênio, a nitrificação ocorre completamente nos primeiros 30 cm do filtro.

Apesar da grande importância da camada insaturada, a variação de performance entre o WCV e o WCV-FS está vinculada principalmente ao fato de que no WCV-FS ocorrem diferentes ambientes dentro da mesma unidade, por apresentar um maior TDH e proporcionar maior umidade média no maciço filtrante, o que leva a um maior desenvolvimento do sistema radicular, quando comparado ao WCV (PELLISSARI et al., 2018). Todos esses aspectos têm como origem a presença de uma camada saturada dentro do módulo. Diante disso, vários estudos apontam para o WCV-FS como uma alternativa tecnológica promissora e mais eficiente quando comparado ao WCV. Na Tabela 1 são apresentados diferentes desempenhos de tratamento para WCV e WCV-FS apontados na literatura, tanto nacional quanto internacional, quanto aos diferentes aspectos avaliados nessas unidades de tratamento.

Tabela 1 – Desempenho de tratamento identificados para wetland construído vertical e vertical de fundo saturado.

Referência	Aspectos avaliado	Unidades de tratamento	
		WCV	WCV-FS
Santos, (2019)	Remoção de concentração de DBO	90%	87%
	Remoção de concentração de DQO	85%	92%
	Remoção de concentração de SST	90%	97%
	Remoção de concentração de NT	21%	43%
	Remoção de concentração de N-NH ₄ ⁺	60%	70%
	Remoção de concentração de P-PO ₄ ³⁻	71%	83%
Saeed e Sun (2017)	Remoção de concentração de SO ₄ ²⁻	41%	10%
Pelissari et al., (2018)	Remoção de carga de DBO	33%	51%
	Remoção de carga de SST	72%	68%
	Remoção de carga de NT	34 %	56%
	Remoção de carga de N-NH ₄ ⁺	68%	69%
	Remoção de carga de SO ₄ ²⁻	-17%	61%
Sgroi et al., (2018)	Remoção de cafeína	90%	95%
	Remoção de trimetoprima	87%	99%
	Remoção de sulfametoxazol	4%	64%

2.3 TEMPO DE DETENÇÃO HIDRÁULICA E O FLUXO DE OXIGÊNIO EM WETLAND CONSTRUIDO VERTICAL E WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO

A maior capacidade dos sistemas WCV em transferir oxigênio para o efluente a ser tratado é a principal vantagem deste tipo de sistema em relação aos WCH. Devido a esta maior capacidade de transferência de oxigênio, a área requerida por esse tipo de sistema é menor do que para os sistemas de escoamento horizontal. Além disso, a eficiência da modalidade de WCV é superior aos sistemas horizontais, especialmente no que se refere ao processo da nitrificação (STEFANAKIS, AKRATOS e TSIHRINTZIS, 2014). Em relação aos WCV-FS, resultados experimentais obtidos por Pelissari et al. (2018) mostraram um incremento da atividade bacteriana desnitrificante (na camada saturada) quando uma unidade WCV foi modificada para operar como WCV-FS, resultando em um aumento da carga de nitrogênio desnitrificada de 3 g NT m⁻² d⁻¹ para 5 g NT m⁻² d⁻¹.

Neste sentido, Morvannou et al (2017) observaram que a remoção de NT depende fortemente da eficiência do processo de nitrificação prévia na zona insaturada, bem como, do tempo de retenção e potencial redox presente na camada saturada. Outros trabalhos mostraram o mesmo comportamento. Langergraber et al (2009), trabalhando com WCV de dois estágios (primeiro estágio um WCV com pedrisco como material filtrante e segundo estágio um WCV-FS com areia fina), observaram que uma nitrificação prévia de 80% foi obtida no meio filtrante insaturado do primeiro estágio, resultando assim, em concentrações de matéria orgânica e nitrato afluentes ao segundo estágio (granulometria mais fina com saturação de fundo), que aumentaram significativamente a remoção de nitrogênio em comparação aos wetlands de escoamento livre em um único estágio. Este resultado indicou que o desempenho do processo de desnitrificação depende da eficiência do processo de nitrificação, da remoção da matéria orgânica na região insaturada e também do TDH na camada saturada, onde se processa a maior parte da reação de desnitrificação (MORVANNOU et al., 2017).

Devido a estes resultados experimentais, torna-se evidente que a disponibilidade de OD afeta as reações de oxidação da matéria orgânica e da nitrificação/desnitrificação. Mas, além da capacidade de transferência de OD, é necessário tempo de contato suficiente, entre a fase líquida móvel em escoamento e a fase líquida imóvel, aderida ao biofilme. Como já mencionado, a interação entre este tempo de contato (avaliado por TDH) e FLA(OD), pode ser estimada através da TCO (ou TCO max). No entanto, é preciso considerar que um elevado a valor de TCO não significa necessariamente um sistema eficiente, dado que é possível

ocorrerem situações em que todo o OD fornecido é utilizado e, paralelamente, a remoção de poluentes seja baixa em termos percentuais. Isto pode ocorrer devido ao excesso de carregamento orgânico/inorgânico. Disso resulta que um fornecimento adequado de OD deve resultar em uma elevada TCO e em um valor também elevado de eficiência de remoção. A ocorrência dessa situação indica que o fornecimento de OD se aproxima de seu consumo, ou em outras palavras, um MA otimizado é aquele que introduz uma quantidade de OD próxima à demanda, fazendo isto com o menor consumo de energia possível.

A descrição quantitativa das relações entre fornecimento de OD, consumo de oxigênio, eficiência de remoção e MA, quando se opera sistemas que apresentem insaturação em alguma de suas camadas, concomitantemente a uma alimentação intermitente, envolve a necessidade de se aplicar um modelo matemático que acople um modelo biocinético a um modelo que descreva o escoamento do ar e do líquido dentro do WC (PETITJEAN et al., 2012; FORQUET et al., 2009a). Devido à complexidade matemática desta tarefa, tanto os WCV como os WCV-FS, têm sido dimensionados por regras empíricas, no entanto, estas regras, são omissas em relação ao MA dos WCV, resultando na inexistência de uma estratégia de alimentação otimizada plenamente aceita pela comunidade científica. As poucas diretrizes publicadas em relação ao MA foram obtidas empiricamente e variam muito entre si, além de não mencionarem as condições de contorno na qual foram obtidas (STEFANAKIS, AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014). Esta limitação reside na complexidade das inter-relações entre os fenômenos físicos e biológicos que ocorrem em wetlands verticais.

Segundo Kayser e Kunst (2005), a entrada de OD e sua distribuição no maciço do WC é um fenômeno complexo que envolve a dinâmica de infiltração e a velocidade dos processos aeróbios. A dinâmica de infiltração, relaciona-se à maneira com que o WC é alimentado (número de pulsos diários, intervalo entre os pulsos e volume do pulso) e com as propriedades hidráulicas do material poroso. A velocidade dos processos aeróbios, por sua vez, relaciona-se à carga orgânica aplicada, conjuntamente com o FLA(OD) e o TDH. Estes dois últimos, por sua vez, dependem da dinâmica de infiltração, que é fortemente influenciada pelo MA e pelas propriedades hidráulicas do meio.

Alternativamente às regras empíricas, existe o método de dimensionamento baseado no balanço de oxigênio proposto por Platzler (1999). No entanto, este método é aplicável somente aos WCV preenchidos com areia, além de não considerar a influência do volume do pulso sobre a dinâmica do fluxo de oxigênio via difusão (apenas é considerado o intervalo entre os pulsos). Resultados experimentais obtidos por Kayser e Kunst (2005) e por Forquet et al

(2009a), indicam que o modelo subestima o fluxo difusivo de oxigênio, enquanto superestima o fluxo de oxigênio associado ao fluxo de efluente (fluxo convectivo).

Considerando os diversos fatores interferentes aos sistemas WCV e WCV-FS, é possível afirmar que a otimização do projeto e operação destas duas tipologias de WC resulta do equilíbrio entre fornecimento de oxigênio, carregamento orgânico e TDH, sendo que estes três parâmetros são fortemente influenciados pelo MA e pelas propriedades hidráulicas do material que constitui o maciço filtrante (BASSANI et al., 2021; FORQUET et al., 2009a). Devido à importância do MA sobre o desempenho dos sistemas WCV e WCV-FS, é necessário o entendimento da influência relativa de cada um de seus parâmetros constituintes sobre o desempenho destas unidades. Nos itens 2.4 e 2.5 da presente fundamentação teórica é realizada uma descrição qualitativa da influência de cada um dos parâmetros do MA sobre os WCV.

2.3.1 Influência da umidade relativa sobre o fluxo total de oxigênio e sobre o tempo de detenção hidráulica

Existem três fontes que contribuem para a entrada de OD em WC, sendo elas: (i) o OD presente no líquido afluente; (ii) o oxigênio transportado das folhas para as raízes das plantas (posteriormente lançado no meio circundante); (iii) oxigênio advindo da atmosfera devido aos fluxos convectivos e difusivos provocados pela alimentação intermitente. Considerando os WCV tratando efluente doméstico, o oxigênio proveniente da atmosfera é a fonte prevalente, a ponto de se poder considerar como insignificantes as demais. Isto ocorre porque geralmente a concentração de OD no afluente é próxima de zero (fluxo afluente praticamente nulo) e, também, porque no ambiente em que se desenvolvem as raízes, a tendência é de forte inibição do lançamento de oxigênio no meio pelas mesmas (LIU et al., 2016). Desse modo, o fluxo total de oxigênio afluente a um WCV (FLA (OD)), resulta praticamente como sendo a soma dos fluxos convectivo e difusivo, ambos provenientes da atmosfera.

A contribuição atmosférica está correlacionada ao MA do sistema e as propriedades hidráulicas do material escolhido para compor o maciço filtrante. A correlação entre o MA, o FLA(OD) e o TDH é determinada pela variação temporal e espacial da umidade relativa (Θ) no interior dos poros do maciço filtrante, visto que esta última variável controla a velocidade de infiltração. A velocidade de infiltração, por sua vez, determina a velocidade de entrada de ar e a profundidade em que o ar penetra no interior do maciço filtrante durante a aplicação do pulso, dito de outro modo, a velocidade de infiltração controla o fluxo convectivo de ar /oxigênio

transferido da atmosfera para o interior do WC (PETITJEAN et al., 2011; SCHWAGER; BOLLER, 1997).

Após a aplicação do pulso, a velocidade de infiltração determina a velocidade com que a umidade relativa decai no interior do maciço filtrante (velocidade de drenagem). Somente após um determinado intervalo de tempo (menor quanto mais rápida for a drenagem), o valor de umidade torna-se suficientemente pequeno para não restringir o fluxo difusivo de oxigênio advindo da atmosfera. Esta restrição à difusão em função da umidade prende-se ao fato de que o coeficiente de difusão do oxigênio em água ser da ordem de 10^4 vezes menor do que o mesmo coeficiente quando o meio considerado é o ar (KAYSER; KUNST, 2005). Do exposto acima pode-se inferir que a variação temporal e espacial da umidade controla a velocidade de infiltração, e que esta última controla os fluxos convectivos e difusivos de oxigênio, cuja a soma representa praticamente a totalidade do OD que é disponibilizado para o tratamento predominantemente aeróbio que ocorre em WCV.

A variação temporal da umidade também é determinante sobre o tempo de contato entre o líquido em escoamento e a fase imóvel de água aderida ao biofilme, uma vez que uma baixa velocidade de infiltração está associada a uma capacidade maior de um WC em reter umidade. Dito de outro modo, quanto menor for a variação temporal da umidade média no interior do leito filtrante, menor será a velocidade de infiltração, e maior será o tempo disponível para que ocorram trocas difusivas entre o biofilme e o efluente em escoamento, o que acarreta um aumento de TDH, com possível melhoria da eficiência do processo de tratamento (TORRENS et al., 2009). Resumidamente, a variação temporal e espacial da umidade relativa é o fator determinante sobre FLA(OD) e sobre o TDH.

2.4 MODO DE ALIMENTAÇÃO

Como já mencionado, a variação temporal e espacial da umidade relativa é o fator determinante tanto sobre o FLA (OD), quanto sobre o TDH. No entanto, a entrada de líquido nos WCV (variação da umidade na superfície) é realizada de maneira intermitente. São então as características dessa intermitência (parâmetros característicos do modo de alimentação) que determinarão a variação temporal e espacial da umidade relativa no interior do WC e, por consequência, o FLA (OD) e o TDH. O MA pode ser caracterizado pelos seguintes parâmetros:

- Carregamento hidráulico (CHID): corresponde à razão entre ao volume aplicado diariamente e a área de superfície do WC, geralmente expresso em $L m^{-2} d^{-1}$ ou $mm d^{-1}$;

- Número de pulsos diários (NP): corresponde ao número de pulsos em que o CHID diário é dividido;
- Taxa hidráulica específica (THE): corresponde à razão entre a vazão instantânea da bomba de alimentação e a área superficial do WC; geralmente expresso em $L\ m^{-2}\ min^{-1}$
- Volume específico do pulso (VE): corresponde à razão entre o volume aplicado em um pulso e a área superficial do WC. Podendo ser determinado pelo produto da THE pelo tempo de duração do pulso (TP) ou pela razão entre CHID e NP;
- Intervalo de tempo entre os pulsos (ΔT pulso): corresponde ao intervalo de tempo entre dois pulsos consecutivos.

2.4.1 Influência do modo de alimentação sobre o desempenho de wetland construído vertical e wetland construído vertical de fundo saturado

Para sistemas operando em escala real e empregados no tratamento de esgoto sanitário advindo de uma rede de esgotamento, não é possível controlar perfeitamente o carregamento orgânico superficial afluente (razão da carga de DQO ou DBO₅ afluente pela área superficial do WC), tampouco o carregamento inorgânico (carga de NT afluente em relação à área superficial do WC), devido à variação das concentrações desses parâmetros presentes no esgoto bruto, bem como das vazões. No entanto, as variações de concentrações permanecem dentro de uma faixa de valores. Considerando fixos os parâmetros do MA, é possível descrever o sistema em termos médios de carregamento orgânico e inorgânico ($C_{ORG/IN}$). Isto ocorre devido ao fato de que os $C_{ORG/IN}$ são proporcionais ao produto entre as concentrações (que variam dentro de um certo intervalo) e CHID (que é mantido constante na maioria aplicações reais).

Considerando um único pulso a situação se mantém, uma vez que ao se manter constante o valor de CHID e o valor de NP, o valor de VE também será constante. Como os $C_{ORG/IN}$ por pulso são proporcionais ao produto entre VE constante, e as concentrações variáveis em torno de uma média do afluente, torna-se também, possível descrever o sistema em termos médios de $C_{ORG/IN}$ aplicados por pulso.

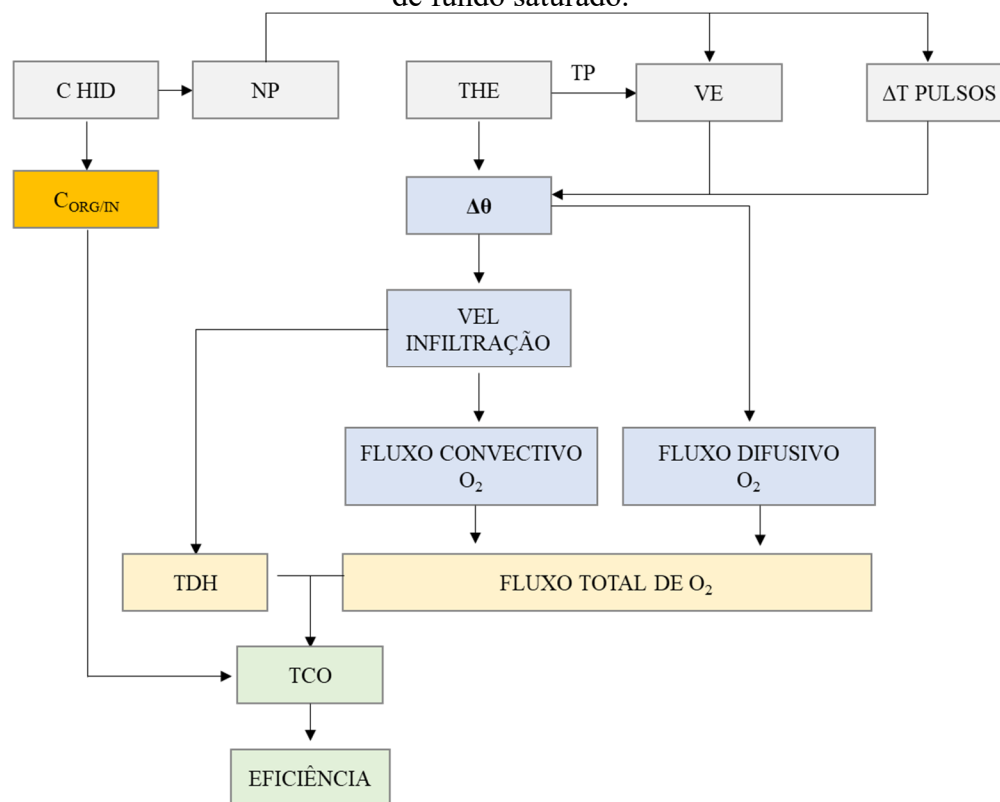
O fluxo total afluente de oxigênio pode ser determinado pela soma dos fluxos convectivos e difusivos (LIU et al., 2016). O fluxo convectivo, arraste de ar/oxigênio para dentro do sistema, é proporcional ao volume de efluente aplicado por área superficial (m^2), uma vez que para sistemas que operam sem alagamento da superfície o volume de ar introduzido no sistema é aproximadamente igual ao volume de líquido (PLATZER, 1999). Assim, maiores valores de THE e tempos mais prolongados de TP resultarão em maiores VE, o que resultará

em maior transporte convectivo de oxigênio. Além disso, considerando-se o intervalo de tempo de um dia operacional, quanto maior for o valor de CHID, maior será a quantidade de oxigênio transferida por convecção. Já a velocidade de difusão do OD é inversamente proporcional a umidade relativa no interior dos poros do leito filtrante (KAYSER; KUNST, 2005). Existe então um tempo mínimo de drenagem entre os pulsos, necessário para que a umidade relativa atinja um valor que não afete negativamente a transferência de OD via difusão (fluxo difusivo). A capacidade de transferência de oxigênio é estimada pela soma dos fluxos convectivo e difusivo, ou seja, qualquer parâmetro do MA influente sobre a convecção ou a difusão de oxigênio influenciará no FLA (OD). Pelo exposto acima, pode-se concluir que os parâmetros do MA influentes sobre FLA (OD) são: THE, TP, VE, ΔT pulso e CHID.

O TDH é diretamente proporcional à velocidade média de infiltração, e esta por sua vez é controlada por parâmetros associados ao MA (THE, TP, VE, ΔT do pulso) e pelas propriedades hidráulicas do material do leito filtrante (BOLLER et al., 1993). Valores mais elevados de VE tendem a aumentar a velocidade média de infiltração, o que se por um lado diminuem o TDH, por outro aumentam a transferência convectiva de oxigênio. O valor de ΔT do pulso influencia o teor de umidade médio no início de cada pulso, assim, se o intervalo de tempo entre pulsos for elevado, o efluente encontrará um meio com menor umidade, o que tende a aumentar a velocidade de infiltração e diminuir o TDH.

O fluxo difusivo de oxigênio também é afetado pelo VE, uma vez que maiores valores de VE acarretam um menor número de pulsos por dia (menor fracionamento da carga hidráulica), o que implica em maior tempo disponível entre os pulsos para que ocorra a difusão. No entanto, o aumento excessivo do VE pode resultar em um TDH insuficiente para que as reações de oxidação ocorram, tendo como resultado uma baixa TCO, o que certamente comprometerá a eficiência do sistema. Segundo Torrens et al (2009), a otimização de sistemas tipo WCV é um compromisso entre a capacidade de transferir OD e o valor de TDH. Diante disso, torna-se possível inferir que a otimização de um WCV ou WCV-FS deve resultar em uma solução de equilíbrio entre o modo de operação adotado (representado por valores escolhidos para CHID, THE, TP, VE e ΔT pulso), o $C_{ORG/IN}$ e as propriedades hidráulicas do meio. Até o presente, esta solução ótima não está perfeitamente descrita para todas as tipologias de WCV, sendo escassas na literatura até mesmo recomendações de ordem prática, no que se refere ao MA (STEFANAKIS, AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014). Na Figura 4 sintetiza-se as relações entre os parâmetros associadas ao MA que interferem na eficiência do processo de tratamento em WCV e WCV-FS.

Figura 4 – Esquema representativo das relações entre os parâmetros associados ao modo de alimentação e a eficiência do processo de tratamento em wetland construído vertical e vertical de fundo saturado.



Considerando:

C HID: Carga hidráulica aplicada ($L m^{-2} d^{-1}$)

C_{ORG/IN}: Carga orgânica aplicada ($g m^{-2} d^{-1}$)

NP: Número de pulsos diários ($pulso d^{-1}$)

THE: Taxa hidráulica específica ($L m^{-2} min^{-1}$)

TP: Tempo de funcionamento da bomba durante o pulso (min)

VE: Volume específico ($L m^{-2}$)

ΔT Pulso: Intervalo de tempo entre os pulsos (min)

Δθ (no tempo): Variação temporal da umidade (adimensional)

VEL infiltração: Variação temporal da velocidade de infiltração ($m min^{-1}$)

TDH: Tempo de detenção hidráulico médio (min)

TCO: Taxa de consumo de oxigênio diária ($g OD m^{-2} d^{-1}$)

Neste sentido, em 2017, as novas diretrizes para projeto de unidades WC publicadas pela *Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall* (DWA, 2017), passaram a incluir recomendações sobre valores de VE e THE aplicáveis para WC das seguintes tipologias: (i) WCV de um e dois estágios; (ii) WCV e WCH aerados; (iii) WCV que tratam esgoto bruto, também conhecidos como sistema francês. Estas recomendações são apresentadas conjuntamente às tradicionais regras empíricas de dimensionamento. Para sistemas WCV tendo areia como material filtrante, as diretrizes da DWA recomendam uma CHID de $80 mm d^{-1}$, $THE \geq 6 L m^{-2} min^{-1}$, $\Delta T pulso \geq 6h$ e um VE na ordem de 10 a $20 L m^{-2}$ (NIVALA et al., 2018). No entanto, quando intenta-se realizar uma transposição da normativa da DWA, para as condições de clima do Brasil, existem algumas lacunas a serem preenchidas, tais como:

- quanto aos $C_{ORG/IN}$, as diferenças de temperatura ambiente no sistema de tratamento e no efluente, seguramente possibilitarão aplicação de cargas maiores, quando comparamos as condições climáticas da Alemanha e do Brasil. Nesse sentido, a diretriz alemã limita a carga de DQO em no máximo $27 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$, considerando a área do WC em operação, ao passo que experiências brasileiras em clima subtropical mostraram que uma operação com até $40 \text{ g m}^{-2}\text{d}^{-1}$ revelaram-se bem-sucedidas (von SPERLING; SEZERINO, 2018);

- a exigência de uma elevada THE ($\geq 6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ para módulos WCV de um estágio) pode ser superdimensionada para as condições brasileiras;

- a normativa alemã não contempla a modalidade de WCV-FS;

- a hidráulica dos WCV e, por conseguinte, o fornecimento de OD é fortemente influenciado pelo desenvolvimento espacial e temporal da biomassa microbiana (BANCOLÉ et al., 2004; BALI; GUEDDARI, 2016). Assim, grande diferença na temperatura média do afluente pode afetar indiretamente o FLA(OD) e o TDH, pelo impacto no crescimento microbiano ser maior em temperaturas mais elevadas.

2.5 INFLUÊNCIA DO MODO DE ALIMENTAÇÃO SOBRE O FLUXO DO OXIGÊNIO

Como já abordado, as duas fontes principais de entrada de OD em sistemas WCV e WCV-FS são os fluxos convectivo e difusivo, induzidos pela alimentação intermitente. No entanto, a prevalência da convecção ou da difusão sobre o FLA (OD) é influenciada pelos parâmetros do MA.

Sistemas que operam com um valor de THE superior à condutividade hidráulica saturada do meio granular, tendem apresentar o fenômeno de alagamento na superfície do módulo durante a aplicação do pulso. Este fenômeno induz a um FLA (OD) de tipo predominantemente convectivo, o que permite que o ar e, por consequência o oxigênio, penetrem mais profundamente no interior do maciço filtrante (PETITJEAN et al., 2011). Além disso, a massa de oxigênio introduzida é maior nos sistemas que operam com alagamento, do que em sistemas em que esse fenômeno não ocorre. Para estes últimos, a difusão de oxigênio é o fenômeno predominante (FORQUET et al., 2009a; SCHWAGER; BOLLER, 1997). Como consequência da predominância do fluxo difusivo, a penetração do ar/oxigênio é mais superficial e menos intensa neste tipo de operação (PETITJEAN et al., 2011).

O modelo de dimensionamento de WCV proposto por Platzer (1999), considera que o volume de ar introduzido via convecção no sistema é igual ao volume de efluente que percola no sistema. Esta consideração pressupõe um fluxo do tipo pistão tanto para a fase ar, quanto

para a fase líquida do escoamento. No entanto, resultados de estudos com simulação numérica, utilizando-se de um modelo bifásico (ar e líquido) do escoamento revelaram que para sistemas que operam com alagamento, a razão entre o volume de ar entrando pela superfície e o volume de ar que escapa da superfície é significativamente maior que a unidade (FORQUET et al., 2009b). Esse fato acontece porque, nesse tipo de operação grande parte do ar é comprimido dentro dos poros do leito filtrante, de onde é liberado também pelo sistema de drenagem e não somente pela superfície. A compressão do ar durante o alagamento reduz a condutividade hidráulica do meio poroso, reduzindo temporariamente a vazão. Esta redução ocorre durante tempo suficiente para alterar a relação volume de efluente e o volume de ar entrando, a qual pode tornar-se significativamente menor do que 1. Resultados experimentais obtidos por Forquet et al (2009a) mostraram uma relação entre o volume de efluente aplicado/volume de ar entrando pela superfície igual a 0,64. Esta relação volume de efluente/volume de ar foi obtida sob uma THE de $50 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ em uma areia que possuía uma condutividade saturada de $19 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$. As demais condições de contorno desse experimento foram: duração do pulso de 100 s e valor de VE de $83,33 \text{ L m}^{-2}$. Em outro teste realizado no mesmo experimento, a relação volume de ar e volume de efluente, resultou igual a 1, quando a THE foi reduzida para $8,33 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ (inferior, portanto, a condutividade hidráulica da areia). Neste segundo teste, o tempo de pulso foi de 180 s, o que resultou em um VE de $24,99 \text{ L m}^{-2}$.

Esses resultados permitem concluir que a hipótese assumida por Platzer (1999) quanto ao fluxo de oxigênio por convecção ser diretamente proporcional ao volume de líquido, somente é válida para sistemas que operam sem alagamento, isto é, quando a THE escolhida para a operação é menor que a condutividade saturada do material filtrante. Para sistemas que operam com THE inferior à condutividade hidráulica saturada, o FLA (OD) é predominantemente difusivo. Neste caso, o fator que controla intensidade do fluxo é o teor médio de umidade do maciço filtrante, que é dependente das propriedades hidráulicas do meio granular do VE e do ΔT pulso.

Devido ao fato de a operação com alagamento ser mais eficiente em transferir oxigênio da atmosfera para o interior do meio granular, e que a capacidade de transferir OD é um do fator limitante para a eficiência dos sistemas WCV e WCV-FS, teoricamente esse tipo de operação seria mais vantajoso em relação a operação sem alagamento. No entanto, o $C_{ORG/IN}$ por pulso cresce à medida que se aumenta os valores de THE e VE (condição para provocar alagamento). Além disso, quanto maior forem os valores de THE e VE, maior será o intervalo de tempo em que o fluxo de ar é impedido de entrar pela superfície, resultado que durante este intervalo de tempo o fluxo difusivo de oxigênio seja nulo. Assim, se este impedimento durar

tempo suficiente, resultará em uma condição de anaerobiose temporária na camada superficial devido à alta demanda de oxigênio provocada pelo aumento dos carregamentos superficiais instantâneos orgânicos e inorgânicos (associados ao aumento de VE). Caso o pulso dure tempo suficiente, pode acontecer que parte desse fluxo de material orgânico e nitrogenado não oxidado alcance a saída do wetland, provocando picos de concentração de DQO e N-NH_4^+ no efluente. Segundo Schwager e Boller (1997) em filtros de areia, o valor de VE máximo para evitar a ocorrência destes picos de concentração é de 40 L m^{-2} para areia grossa com d_{50} de 0,85 mm, coeficiente de uniformidade igual a 2,1 e profundidade do leito de 0,9 m. Este valor limite é fortemente correlacionado com as propriedades hidráulicas do material granular. Neste sentido, Boller et al (1993) estabelecem um limite de valores para VE de apenas 10 L m^{-2} , para uma areia de granulometria mais grosseira (d_{50} igual a 1,4 mm e coeficiente de uniformidade de 4,4). Tanto os experimentos de Schwager e Boller (1997) quanto o de Boller et al (1993) foram realizados em filtros de areia recebendo esgoto pré tratado. Devido as diferenças hidráulicas entre WCV e um WCV-FS, estes limites podem ser diferentes, especialmente para o caso dos WCV-FS.

Os picos de concentração de DQO e N-NH_4^+ no efluente estão diretamente associados com a curva de distribuição dos tempos de residência dentro do WC. Assim, se parte significativa do fluxo afluente deixa o sistema rapidamente, isto resulta em uma diminuição do TDH médio, o que concorre para uma perda de eficiência do sistema (TORRENS et al., 2009). Para o caso de um sistema com saturação de fundo, como é o caso do WCV-FS, a curva de distribuição dos tempos de residência tende a ser menos afetada por um aumento de VE.

Além da possibilidade da ocorrência de picos de concentração no efluente, a operação com alagamento tem a desvantagem de requerer maior potência das bombas de alimentação, devido as maiores vazões instantâneas requeridas para se atingir uma THE superior a condutividade saturada do meio. Nos sistemas que operam sem alagamento, a THE pode ser mais baixa, uma vez que seu valor mínimo é fixado apenas como uma condição para uma distribuição uniforme da vazão sobre a superfície do WC, e não como um fator significativamente influente sobre o FLA (OD).

A possibilidade de se adotar um valor relativamente baixo de THE sem que isso afete o fluxo convectivo de oxigênio foi confirmada por experimentos realizados por Forquet et al (2009a), que demonstraram a pouca influência de THE sobre o fluxo convectivo de oxigênio, quando se considera os CHID normalmente adotados na operação de WC, onde o meio granular é areia grossa.

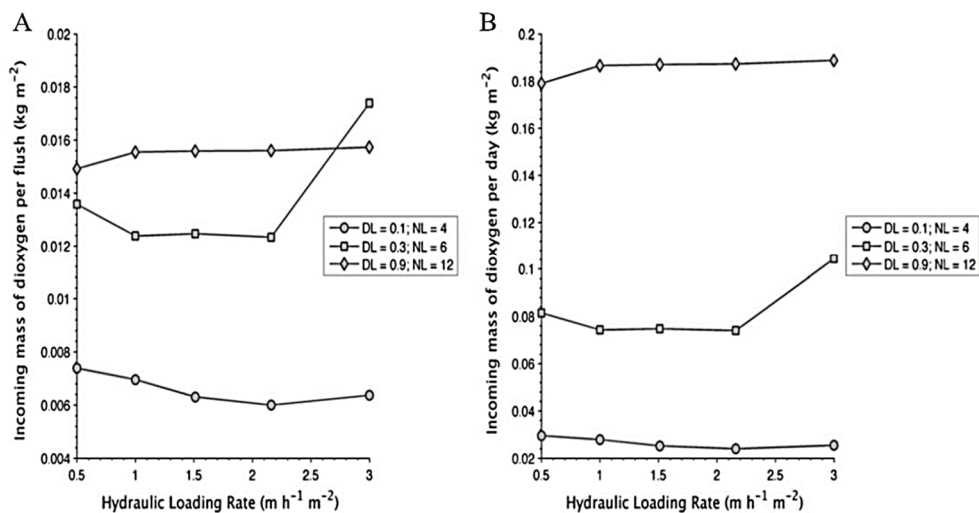
2.5.1 Influência relativa dos parâmetros do modo de alimentação sobre o fluxo convectivo de oxigênio

Utilizando um modelo de escoamento bifásico, Forquet et al (2009a) avaliaram a influência dos parâmetros do MA sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Este estudo foi conduzido com água limpa em uma coluna preenchida com areia. O meio granular foi constituído de areia grossa (diâmetro efetivo d_{10} igual a 0,21 mm e coeficiente de uniformidade de 2,7) com uma altura de 50 cm. A camada de drenagem ao final da camada de areia era constituída de brita com uma espessura de 10 cm. O experimento foi conduzido através da variação de um parâmetro do MA, enquanto outros dois eram mantidos constantes. Os resultados obtidos em termos de massa de oxigênio transferida são mostrados nos itens seguintes.

2.5.1.1 Influência da taxa hidráulica específica sobre o fluxo convectivo de oxigênio

Para avaliar a influência da THE sobre o fluxo convectivo de oxigênio foram testados três cenários, mantendo-se constante em cada cenário o valor de CHID e o NP. Por consequência disso, o valor de VE para cada cenário também foi mantido constante, uma vez que se este último é calculado pela razão entre CHID e o NP. Cada um dos três cenários foi caracterizado então pelo seu valor de CHID e de NP. Os resultados são mostrados na Figura 5, considerando um pulso e um dia de operação.

Figura 5 – Influência da taxa hidráulica específica sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Em (A) fluxo de oxigênio por pulso. em (B) fluxo de oxigênio por dia de operação.



Nota: DL significa CHID; NL significa número de pulsos; HLR significa THE.

Fonte: Adaptado de Forquet et al., (2009a).

Os resultados experimentais mostraram que a THE não possui grande impacto sobre o fluxo convectivo de oxigênio, tanto no que se refere ao fluxo de oxigênio por pulso (Figura 5A) quanto ao que se refere ao fluxo por dia de operação (Figura 5B). Como já mencionado, estes experimentos foram realizados com água limpa, sem levar em consideração o $C_{ORG/IN}$ associado ao CHID. Na prática, os WCV tratando esgoto doméstico são limitados por ambos os tipos de carregamento, sendo estes limites geralmente estabelecidos por regras empíricas. No Brasil essas recomendações de ordem prática limitam o CHID a $0,12 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e o carregamento orgânico a $20 \text{ g DBO}_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com a recomendação adicional de um número mínimo de 4 pulsos por dia (von SPERLING; SEZERINO, 2018). Estes limites hidráulicos são bastante próximos ao cenário simulado com um CHID de $0,1 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e número de pulsos de 4 (o que corresponde a um VE de 25 L m^{-2}). Pela aplicação do modelo proposto por Forquet et al (2009a) aos limites estabelecidos empiricamente, constata-se que a THE é um parâmetro pouco influente sobre a capacidade de transporte convectivo de OD.

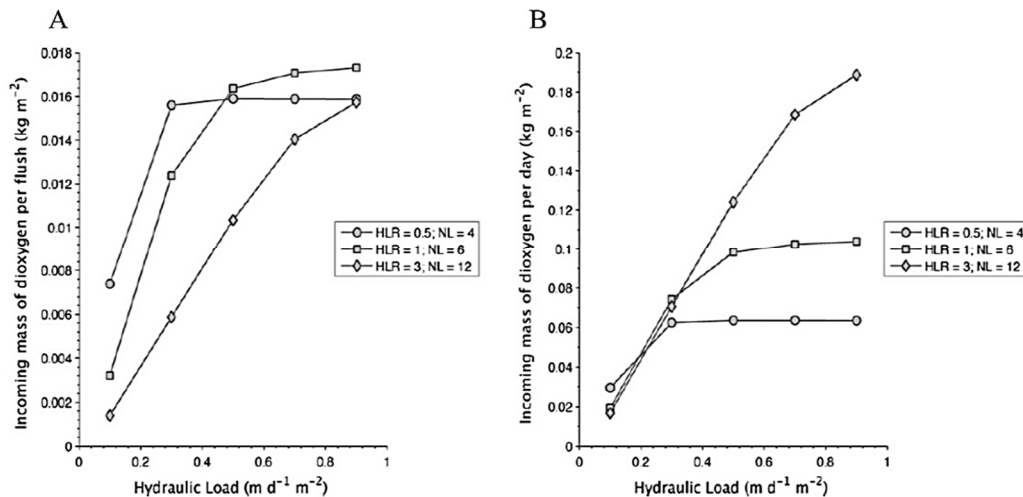
A recomendação de um valor mínimo de THE estaria então, teoricamente associada a um valor de vazão mínimo necessário para garantir uma distribuição o mais uniforme possível do efluente sobre a área do WC (FORQUET et al., 2009a). Reduzir a THE a um valor mínimo significa reduzir a potência instalada para bombeamento a seu valor mínimo, e por consequência, os custos de implantação dos WCV no que se refere a aquisição das bombas. Neste sentido, a diretriz alemã (DWA A262-E, DWA,2017) recomenda para projeto de WCV mono estágio preenchidos com areia, recomenda uma THE mínima de $6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ (NIVALA et al., 2018). Este valor de THE, ainda que seja considerado como um mínimo, resulta em considerável potência de bombeamento, especialmente para instalações de maior porte.

2.5.1.2 Influência do carregamento hidráulico sobre o fluxo convectivo de oxigênio

Para avaliar a influência do CHID sobre o fluxo convectivo de oxigênio, Forquet et al (2009a) simularam três cenários, mantendo constante para cada cenário o valor da THE e do NP. O fluxo de oxigênio convectivo mostrou ser diretamente proporcional ao aumento de CHID. Assim, o aumento do FLA (OD) mostrou uma relação linear com o aumento de CHID. No entanto, esta relação de proporcionalidade foi mantida até um certo valor limite de CHID (diferente para cada cenário simulado), a partir desse limite o fluxo de oxigênio se manteve constante, não respondendo mais ao aumento de CHID. Este comportamento assintótico das curvas pode ser explicado pelo fato de que cada cenário mantém constante o número de pulsos e THE enquanto o valor de CHID aumenta, dessa maneira é necessário aumentar o tempo de

pulso (tempo de funcionamento da bomba durante o pulso) para aumentar CHID. Depois de um certo valor de tempo de pulso, começa a ocorrer saída de efluente (drenagem pelo fundo) ao mesmo tempo em que ainda ocorre alimentação pela superfície. O aumento da vazão de saída prossegue até que se torna igual à vazão de alimentação, quando em estado de equilíbrio, não existe mais diferença de pressão entre a entrada e a saída do sistema, resultado na interrupção de aspiração adicional de ar para além desse tempo de pulso em que o equilíbrio foi atingido. (FORQUET et al., 2009a). Na Figura 6 mostra-se os resultados da simulação dos três cenários, considerando a variação de CHID.

Figura 6 – Influência do carregamento hidráulico diário sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Em (A) fluxo de oxigênio por pulso. em (B) fluxo de oxigênio por dia de operação.



Nota: DL significa CHID; NL significa número de pulsos; HLR significa THE.
Fonte: Adaptado de Forquet et al., (2009a).

Considerando, por exemplo, uma THE de $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (equivalente a $8,33 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) e 4 pulsos diários, o valor máximo do CHID, a partir do qual não ocorre aumento do fluxo convectivo de oxigênio é de aproximadamente $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ (300 mm d^{-1}). Neste mesmo cenário, os resultados de simulação revelaram que um aumento do CHID de $0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, para $0,9 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ resultou em um aumento da massa de oxigênio transferida por convecção de $42 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. No entanto, quando se consideram os ganhos de transferência de oxigênio devido à variação do CHID, estes são nulos a partir de um CHID de $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, ou seja, a curva CHID *versus* fluxo convectivo de oxigênio aproxima-se de uma assíntota para um CHID de $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Considerando as condições desse cenário (THE de $0,5 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, e 4 pulsos diários), o tempo de funcionamento da bomba por pulso para se obter um CHID de $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ foi de 9 min. Para além desse tempo de alimentação, as vazões de entrada e saída se igualaram e não

houve mais ganho em termos de transferência de oxigênio em função do aumento de CHID. Já para um cenário em que THE foi de $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, aplicado em 12 pulsos diários, o mesmo comportamento assintótico foi observado. No entanto, a inflexão ocorre com um CHID de $0,7 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Para este último cenário o aumento de oxigênio transferido quando se aumenta o CHID de $0,1 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}$ para $0,9 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}$, foi bem superior (cerca de $170 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Contudo, a operação otimizada de um WCV não depende exclusivamente do CHID, mas também dos $\text{C}_{\text{ORG/IN}}$ diários associados ao CHID.

Neste sentido, a experiência brasileira limita o CHID a um valor de $0,12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ dia}$ para WCV preenchidos com areia, tratando esgoto doméstico (von SPERLING; SEZERINO, 2018). Considerando ainda que o valor de THE mínimo recomendado pela diretriz alemã de $0,36 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (equivalente a $6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$) é insuficiente para provocar o alagamento da superfície, a aplicação de tal limite para THE resultaria em uma condição operacional em que se pode estimar o volume de ar afluente ao sistema como sendo igual ao volume de líquido escoado (operação sem alagamento) (NIVALA et al., 2018). Nesta condição, a aplicação do modelo de Platzer (1999) para cálculo do fluxo convectivo de oxigênio é uma boa aproximação, resultando em um valor máximo possível de transferência de oxigênio por convecção de $36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Este limite para transferência convectiva de oxigênio está associado ao CHID máximo permitido para as características do efluente a ser tratado. O CHID máximo permitido está ligado ao $\text{C}_{\text{ORG/IN}}$ máximo permitido para o sistema, uma vez que, este último resulta do produto entre o volume aplicado diariamente e as concentrações médias de DQO e NTK.

Caso se trate de um efluente mais diluído, o valor do CHID máximo permitido aumenta e conjuntamente aumenta a máxima transferência possível de oxigênio por convecção. Nesse sentido, Torrens et al (2009), recomendam CHID máximos de $0,8 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para WCV empregados como pós tratamento de efluentes de lagoas facultativas. Para este elevado valor de CHID a operação com maiores valores de THE é vantajosa, uma vez que segundo os resultados de Forquet et al (2009a) (Figura 6B), o aumento dos valores de THE de $0,5$ para $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, aumenta significativamente a transferência de oxigênio via convecção.

Observa-se que uma THE de $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$ é superior à condutividade hidráulica saturada para areia grossa (cerca de $1,17 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), então a operação com uma THE de $3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$, em um filtro de areia, resultaria em alagamento da superfície durante o pulso, e consequentemente no aumento da transferência de oxigênio devido ao fenômeno de compressão do ar. No entanto, para CHID inferiores a $0,3 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ a influência da THE é desprezível, observando-se um fluxo de oxigênio praticamente igual para os três cenários considerados (Figura 6B).

Em síntese, o valor da THE a ser adotado para otimizar a transferência convectiva de oxigênio está associado ao valor de CHID permitido para determinado efluente, e também das propriedades hidráulicas do meio granular, uma vez que a condutividade hidráulica saturada do meio, em face ao valor de THE, determinará se pode ocorrer ou não o fenômeno do alagamento, o que por sua vez é determinante em relação a máxima componente convectiva de FLA (OD).

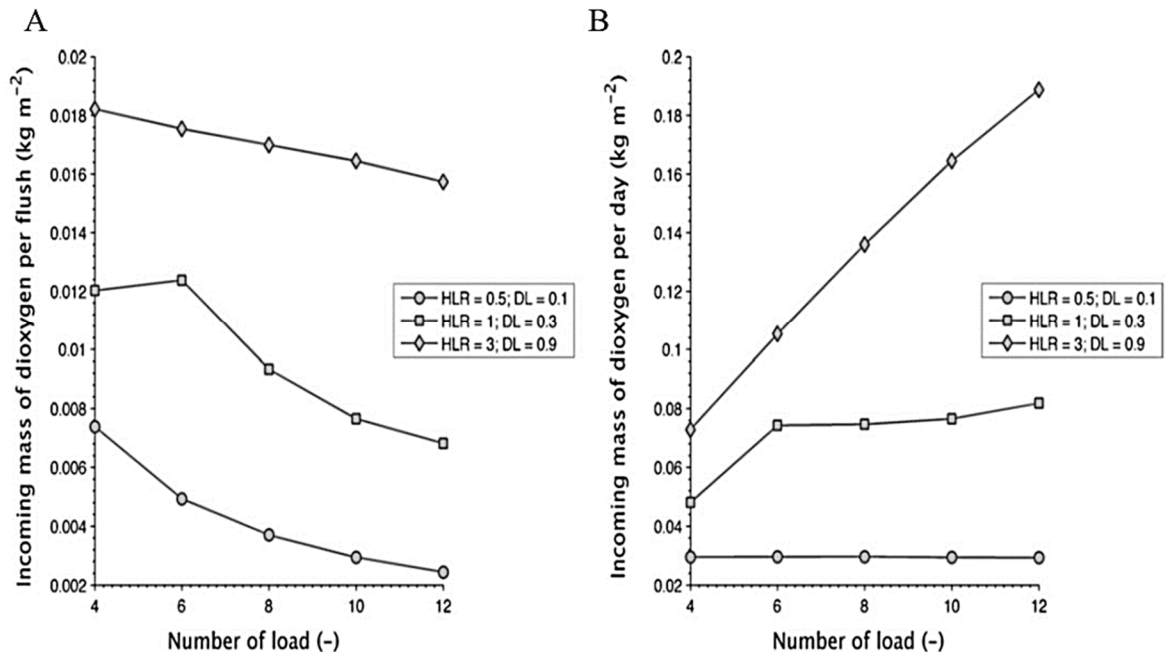
2.5.1.3 Influência de número de pulsos sobre o fluxo convectivo de oxigênio

Além dos fluxos convectivo e difusivo, outro fator chave para o desempenho dos sistemas de WCV e WCV-FS é o TDH, o qual é diretamente influenciado pelo valor de VE, este último, por sua vez, relaciona-se ao fracionamento do CHID (NP diários com que CHID é aplicado). Como já mencionado, um menor valor de VE tende a aumentar o TDH, e por consequência tende a aumentar a eficiência do tratamento. Por outro lado, valores muito baixos de VE, ou seja, o CHID fracionado em muitos NP diários, tende a diminuir o fluxo convectivo de oxigênio, sendo necessário determinar um valor ótimo para VE, o qual resulte em um TDH suficiente, sem que ocorra falta de OD para os processos de oxidação.

Para avaliar a influência do fracionamento do CHID, Forquet et al (2009a) simularam a transferência convectiva de oxigênio para três cenários. Para cada um destes cenários foi mantido constante o valor de THE e do CHID, variando-se o NP. Os resultados deste estudo de simulação são mostrados na Figura 7. O gráfico a esquerda (Figura 7A) é o resultado para o fluxo convectivo de oxigênio por pulso, o da direita (Figura 7B) mostra o fluxo convectivo de oxigênio para um dia de operação.

O aumento do NP, como era esperado, diminuiu a quantidade de OD transferido ao sistema, quando se considera o fluxo convectivo de oxigênio por pulso (Figura 7A). No entanto de uma maneira geral, este efeito foi compensado pelo aumento do NP. Assim o fluxo convectivo de oxigênio por dia de operação aumentou com o aumento do NP. Para o cenário mais próximo aos limites hidráulicos sugeridos pela prática operacional brasileira aplicável para WCV preenchidos com areia (CHID de $0,1 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e THE de $0,5 \text{ m}^3\text{m}^{-2} \text{ h}^{-1}$), a diminuição do fluxo convectivo por pulso foi compensada exatamente pelo aumento do NP, resultando em um aporte de oxigênio pela convecção praticamente invariável em função do número de pulsos.

Figura 7 – Influência do número de pulsos sobre o fluxo convectivo de oxigênio. Em (A) fluxo de oxigênio por pulso, em (B) fluxo de oxigênio por dia de operação.



Nota: DL: CHID; NL: número de pulsos; HLR: *hidraulic loading rate*, significa THE.

Fonte: Adaptado de Forquet et al., (2009a).

O experimento conduzido por Forquet et al (2009a) foi realizado com água limpa, com objetivo de reduzir a influência do fluxo difusivo de oxigênio induzido pela degradação da matéria orgânica no interior dos poros. Uma vez que se o consumo de oxigênio fosse considerado isso implicaria em maiores diferenças de concentração de oxigênio entre a atmosfera e os poros do meio filtrante, o que por sua vez, aumentaria o fluxo difusivo de oxigênio para o interior do meio granular.

Diferentemente do experimento de simulação de Forquet et al (2009a), estudos de simulação numérica realizados por Pucher e Langergraber (2019) foram efetuados considerando a degradação da matéria orgânica. Os resultados mostraram a inexistência de diferenças na remoção de DQO e N-NH₄⁺ em função do NP diários para um WCV preenchido com areia grossa. As condições de contorno para esse experimento foram uma CHID de 0,08 m³ m⁻² d⁻¹ com carregamento orgânico de 40 g DQO m⁻² d⁻¹. Os intervalos de tempo entre os pulsos testados, foram de 1, 6 e 12 horas, correspondentes a 24, 4 e 2 pulsos por dia. O FLA (OD) total não foi simulado neste experimento. No entanto, infere-se o fornecimento de oxigênio pela magnitude da remoção de DQO e N-NH₄⁺. Assim, se as eficiências de remoção são as mesmas para o mesmo C_{ORG/IN}, o consumo de OD deve ser aproximadamente igual para os diferentes fracionamentos testados.

No experimento de Pucher e Langergraber (2019), é possível a ocorrência de um maior fluxo de oxigênio associado à difusão. Este efeito de incremento no fluxo difusivo se deve as maiores diferenças de concentração de oxigênio entre a atmosfera e o ar do meio granular, isto como consequência da degradação da matéria orgânica. No entanto, o fluxo difusivo parece não ter sido afetado pelo fracionamento dos pulsos, tendo em vista que o consumo de oxigênio total (FLA(OD)), inferido pelas concentrações efluentes de DQO e $N-NH_4^+$, foi o mesmo. Considerando que o fluxo convectivo tende a se manter constante para esta condição hidráulica, ou seja, para a operação sem alagamento, o fluxo é controlado por CHID. Mas como este último se manteve constante neste experimento, pode se inferir que a parcela difusiva do fluxo de oxigênio também se manteve constante, ou em outras palavras, o FLA (OD) não foi afetado pelo fracionamento de CHID.

2.5.2 Influência dos parâmetros do modo de alimentação sobre o fluxo difusivo de oxigênio e sobre o tempo de detenção hidráulico

Os WCV tratando efluente pré-tratado a nível primário operam geralmente sem alagamento da superfície, para este tipo de operação a maior quantidade de OD provém do fluxo difusivo (KAYSER; KUNST, 2005). Nesse sentido, experimentos realizados por Boller et al (1993), mostraram que para o mesmo CHID, um maior volume aplicado por pulso (maior VE e menor frequência de pulsos), aumenta o fluxo difusivo de oxigênio. Esse aumento do fluxo difusivo é resultante da drenagem mais rápida, obtida nessa condição operacional. Assim, para um maior VE, a umidade média do meio granular decrescerá mais rapidamente, implicando que para um mesmo intervalo de tempo entre dois pulsos consecutivos (mesmo valor de ΔT pulso), haverá mais tempo para que ocorra difusão, uma vez que altos valores de umidade no meio granular são um fator de minoração do fluxo difusivo de oxigênio.

No entanto, altos valores de VE implicam na redução do TDH com o risco de perda de desempenho de tratamento (BOLLER et al.; 1993). Por outro lado, a redução de VE para um mesmo CHID (aumento do NP), implica em uma drenagem mais lenta e menor ΔT pulso (maior frequência de pulsos). Estes dois últimos fatores afetam negativamente o fluxo difusivo de oxigênio. Isso porque uma perda de umidade mais lenta diminui a velocidade da difusão, e um menor ΔT pulso implica em menos tempo disponível para a ocorrência de fluxo difusivo de oxigênio entre dois pulsos consecutivos (MOLLE et al., 2006).

A operação otimizada dos sistemas de WCV, no que se refere ao fluxo difusivo de oxigênio e ao TDH, consiste, então, no correto balanceamento de difusão de oxigênio e TDH

(TORRENS et al., 2009). No entanto, a determinação deste ponto de equilíbrio não é facilmente obtida, devido ao fato de que a variável chave é a variação temporal da umidade relativa do meio poroso, que por sua vez controla a velocidade de drenagem. A variação da umidade relativa, é estabelecida de uma maneira complexa pela inter-relação das propriedades do meio granular (porosidade, tamanho dos grãos, condutividade saturada e capacidade de retenção de umidade), com o MA do sistema (MOLLE et al., 2006).

Adicionalmente a este inter-relacionamento complexo, entre propriedades do meio granular e MA, para se obter um modelo completo do funcionamento dos WCV, outros parâmetros precisam ser incluídos, de modo a considerar a influência do $C_{ORG/IN}$ sobre o fluxo difusivo de oxigênio e, também, sobre o desenvolvimento temporal do biofilme e das raízes das macrófitas que influem sobre as propriedades hidráulicas do meio granular (PETITJEAN et al., 2012; MOLLE et al., 2006; KAYSER; KUNST, 2005).

2.5.2.1 Modelo matemático unidimensional para previsão da variação temporal da umidade relativa e cálculo do TDH

Como já mencionado anteriormente, a variação temporal da umidade relativa é a variável chave que influencia tanto nos fluxos difusivo e convectivo de oxigênio, quanto no TDH, sendo que para a operação sem alagamento o fluxo difusivo predomina sobre o fluxo convectivo. Para sistemas onde não ocorre alagamento, a variação temporal da umidade relativa com o tempo pode ser descrita pela resolução da equação de Richards (KADLEC; WALLACE, 2009). Considerando um modelo unidimensional, apenas a direção da profundidade do meio granular, Giraldi et al (2010) propõem as Equações 1 e 2, como modelo descritivo da variação temporal da umidade relativa.

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial q_z}{\partial z} \quad (1)$$

$$q_z = \left[k(\theta) \frac{\partial H_p}{\partial z} - 1 \right] \quad (2)$$

Onde:

θ : umidade relativa do meio poroso;

Z: profundidade na direção vertical (L);

q_z : fluxo da fase líquida na direção z ($L^3 L^{-2} T^{-1}$);

$K(\theta)$: condutividade hidráulica em função da umidade relativa ($L T^{-1}$);

H_p : potencial de matriz do meio poroso (L).

O significado físico destas duas equações é que havendo variação do fluxo em uma dada profundidade (z) do meio poroso, a esta variação corresponde uma variação temporal da umidade relativa nesta mesma profundidade. Observa-se que a variação do fluxo (q_z) depende da variação da condutividade em função da umidade relativa ($K(\theta)$) e da variação do potencial de matriz (H_p) ao longo da profundidade (z). Observa-se que tanto a condutividade (K), quanto o potencial de matriz (H_p) variam com a umidade relativa. Esta interdependência é explicitada em termos matemáticos pelas funções de van Genuchten e Mualen (VAN GENUCHTEN, 1980), dadas pelas Equações 3 e 4.

$$\theta = \theta_r + (\theta_s - \theta_r) \left[(1 + |H_p \alpha|)^{\frac{1}{1-m}} \right]^{-m} \quad (3)$$

$$K(\theta) = k_s \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{0.5} \left[1 - \left(1 - \left(\frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \right)^{\frac{1}{m}} \right)^m \right]^2 \quad (4)$$

Onde:

θ_r : umidade residual (característica do material granular);

θ_s : umidade na saturação, (característica do material granular)

K_s : condutividade hidráulica na saturação ($L T^{-1}$);

α : constante de van Genuchten característica para determinado material granular (L^{-1});

m : constante de van Genuchten característica para determinado material granular.

Para avaliar a variação temporal do volume de líquido retido no leito filtrante como um todo, é necessário integrar o lado esquerdo da Equação 1 ao longo de um determinado intervalo de tempo e multiplicar o resultado desta integração pelo volume total do meio granular. Considerando que a uma variação temporal da umidade corresponde a uma variação no fluxo de saída de uma determinada camada do perfil do meio granular, a integração do lado direito da Equação 1, ao longo de todo o perfil, e posterior multiplicação do resultado dessa integração pela área da camada de saída da unidade WC, fornecerá a vazão efluente ao longo de um determinado intervalo de tempo.

Considerando a unidade do WC como um todo, pode-se concluir então que a variação temporal do volume de líquido retido no meio granular, corresponde a vazão de saída da unidade para um correspondente intervalo de tempo. Substituindo a Equação 2 pela Equação 1, e procedendo as integrações como descrito acima, obtém-se a Equação 5.

$$V \int_{t_{in}}^{t_f} \frac{\partial \theta}{\partial t} = A_s \int_0^h \frac{\partial \left[k(\theta) \frac{\partial H_p}{\partial z} - 1 \right]}{\partial z} \quad (5)$$

Onde:

V: volume do meio granular (L³);

A_s: área total disponível para drenagem do WC (L²);

t_{in}: tempo do inicial para a medida das vazões (T);

t_f: tempo do final para a medida das vazões (T);

h=z= altura de meio granular.

Segundo a Equação 5, a variação da vazão de saída em um dado intervalo de tempo é igual a variação da umidade do meio granular no mesmo intervalo. Para o caso dos WCV, o TDH pode ser aproximado pelo tempo médio de percolação do líquido. Assim sendo, utilizando a Equação 5, pode-se determinar a curva de distribuição da vazão de saída, entre o início e o fim do escoamento de um pulso. Em outras palavras pode-se gerar o um hidrograma de saída deste pulso.

Uma vez determinado o hidrograma é possível calcular o tempo médio de percolação do líquido através da unidade, sendo que para o caso específico dos WCV, este tempo de percolação médio corresponde ao TDH médio. Para o caso de escoamento livre, o próprio líquido em escoamento pode ser considerado como um traçador, assim é possível calcular o TDH médio pelo método dos momentos, substituindo os valores de concentração que seriam obtidos em um ensaio com traçador, pelos fluxos de saída (simulados pela Equação 5) para cada intervalo de tempo. A Equação 6 é então, usada para o cálculo do TDH médio simulado.

$$TDH(med) = \frac{\int_{t_{in}}^{t_f} tq(t)dt}{\int_{t_{in}}^{t_f} q(t)dt} \quad (6)$$

Onde:

TDH (med): tempo de detenção médio (T).

Para o caso do WCV-FS, não é válida a premissa de que o tempo de percolação médio seja igual ao TDH médio. Neste caso o cálculo necessita da determinação de um volume médio do sistema. O TDH médio será então o tempo necessário para a renovação completa deste volume médio.

Devido à periodicidade dos pulsos, o sistema retorna sempre a um mesmo volume retido no início de cada pulso, o qual corresponde a soma do volume de líquido na camada saturada de fundo mais o volume retido na camada insaturada no início de cada pulso. O volume de líquido retido na camada saturada tem um valor aproximadamente constante, sendo basicamente definido pela altura da tubulação de saída, já que a evapotranspiração para o intervalo de tempo entre dois pulsos consecutivos é de pequena magnitude.

O volume retido total antes do início de cada pulso pode ser estimado com a Equação 5, onde o tempo inicial corresponde ao início do pulso e o tempo final corresponde ao tempo em que a vazão de saída atinge o valor nulo. Como já dito anteriormente, este volume médio (somatório do volume retido na camada insaturada com o volume da camada permanentemente saturada) tem um valor constante quando se considera o instante de início de cada pulso.

A razão entre o volume médio e a vazão de saída no período de um dia resulta no tempo (em dias) necessário para a renovação desse volume médio, o que corresponde ao TDH médio do WCV-FS. A vazão de saída diária pode ser estimada, também, pela Equação 5, simplesmente acumulando os volumes de saída correspondentes a cada pulso durante o período de 24 horas. A Equação 7, determina o TDH médio para um sistema de WCV-FS.

$$TDH(med) = \frac{V_{med}}{Q_{eflu-diaria}} \quad (7)$$

Onde:

V_{med} : volume médio (L^3);

$Q_{eflu-diaria}$: vazão efluente diária ($L^3 \text{ dia}^{-1}$).

Considerando que nos WCV e WCV-FS a alimentação é realizada de maneira intermitente, esta situação resulta em um escoamento do tipo transiente, o qual implica na necessidade do emprego de um modelo numérico para a resolução da Equação 5, especialmente

se for considerado mais de uma dimensão além da profundidade do leito poroso. Nesse sentido, é evidente a relação entre a variação temporal da umidade relativa, as propriedades do meio poroso e o TDH. Como a variação temporal da umidade relativa também é função dos parâmetros do MA (CHID, THE, VE e ΔT pulso), a Equação 5 implicitamente estabelece a relação entre o MA e o TDH.

A variação temporal da umidade relativa também é influente sobre a magnitude do coeficiente de difusão de oxigênio da atmosfera para o interior do meio poroso, o que obviamente afeta o fluxo total diário devido a difusão. Neste sentido, para o caso unidimensional e considerando a operação sem alagamento, onde o fluxo difusivo é predominante, Giraldi et al (2010), propõem a Equação 8 para a estimativa do coeficiente de difusão de oxigênio em WCV.

$$D_{ef} = (\varepsilon - \theta)^{\frac{3}{2}} D_{ar} \quad (8)$$

Onde:

D_{ef} = coeficiente de difusão efetiva de oxigênio no meio poroso ($L^2 T^{-1}$);

D_{ar} = coeficiente de difusão do oxigênio no ar livre ($L^2 T^{-1}$);

θ = conteúdo de água no meio poroso;

ε = porosidade do meio granular.

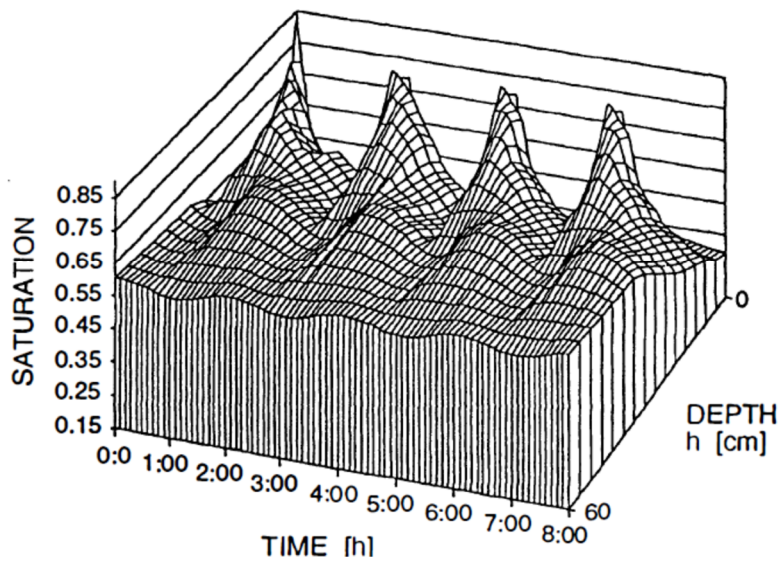
Considerando a Equação 8, é fácil verificar que o coeficiente de difusão efetiva guarda uma relação inversa com o teor de umidade. Como o teor de umidade é variável no tempo, quanto mais rápida for a drenagem do meio poroso, maior será o coeficiente de difusão efetivo médio ao longo de um ciclo operacional (soma dos tempos de duração do pulso com o tempo de intervalo entre os pulsos). No entanto, observando a Equação 5, constata-se que quanto maior for a variação da umidade com o tempo (maior velocidade de drenagem), maior será a vazão de saída, resultando assim em uma diminuição do TDH.

A otimização do projeto e operação dos WCV deve considerar fundamentalmente o equilíbrio entre o fluxo difusivo de oxigênio e o TDH. Para se alcançar este equilíbrio, a escolha do meio poroso, especialmente na camada mais superficial, é um ponto fundamental, pois materiais que dificultem a difusão do oxigênio devem ser evitados (GIRALDI; IANNELLI, 2009).

Quanto à operação em si, deve-se escolher VE e ΔT do pulso, de modo que a velocidade de drenagem não seja demasiadamente alta, a ponto de resultar em um TDH insuficiente para a ocorrência das reações de oxidação e redução, sem limitar, contudo, o fluxo difusivo de oxigênio necessário às reações de oxirredução. É notório ainda que a operação ótima está na dependência das propriedades hidráulicas do material poroso, uma vez que são estas propriedades, juntamente com os parâmetros MA, os fatores que controlam a velocidade de drenagem.

Existem evidências experimentais da influência do MA sobre o comportamento hidráulico de meios porosos constituintes de filtros de areia. Neste sentido, Boller et al (1993) realizaram um experimento com colunas de um metro de profundidade preenchidas com areia grossa (d_{10} igual a 0,85 mm e coeficiente de uniformidade de 2,1) e alimentadas com esgoto doméstico pré-sedimentado. Ao longo do perfil das colunas foram medidos os potenciais de matriz e o teor de umidade pelo período um dia de operação. Quanto ao MA, os testes constituíram em variar o número de pulsos para um mesmo CHID ($0,12 \text{ m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Assim foram testados MA com 12, 6 e 3 pulsos diários, resultado em VE de 10, 20 e 40 L m^{-2} e ΔT pulso de 2, 4 e 8 h, respectivamente. Com as medidas do teor de umidade ao longo do perfil e do tempo foi possível traçar gráficos tridimensionais da variação temporal da umidade relativa ao longo do perfil das colunas. Nas Figuras 8 e 9 apresentam-se, respectivamente, os gráficos para a operação com 12 e 3 pulsos por dia, correspondente, a um período operacional de 8 horas. Assim, o modo operacional de 12 pulsos é mostrado com quatro picos de umidade e o de 3 pulsos com um único pico, correspondentes em ambos os casos ao instante de realização dos pulsos.

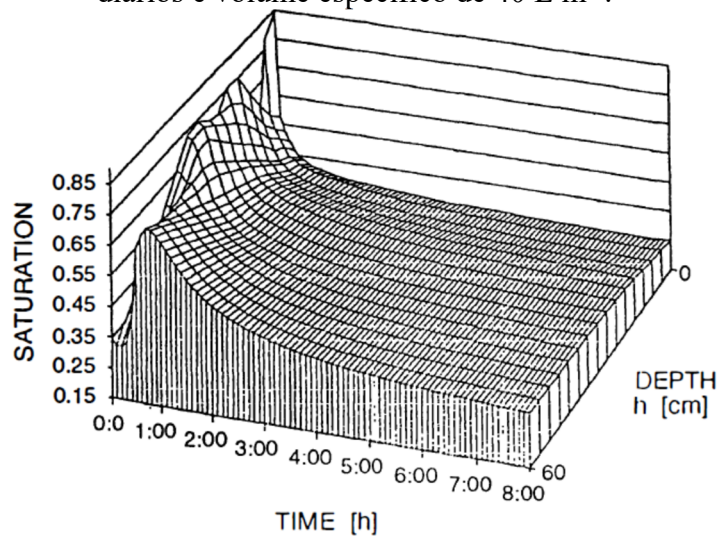
Figura 8 – Perfil da variação temporal da umidade relativa durante 8 horas para 12 pulsos diários e volume específico de



10 L m⁻².

Fonte: Boller et al., (1993).

Figura 9 – Perfil da variação temporal da umidade relativa durante 8 horas para 3 pulsos diários e volume específico de 40 L m⁻².



Fonte: Boller et al., (1993).

Considerando a operação com VE de 40 L m⁻² e ΔT pulso de 8h, a curva de molhamento atingiu a saída da coluna em menos de uma hora, resultando em um pico de vazão bastante abrupto. Dentro de um intervalo de tempo entre 3 e 4 horas, a drenagem do meio poroso estava essencialmente completa, de modo que o próximo pulso foi introduzido em um ambiente de umidade relativa baixa.

Esta condição permite a infiltração rápida e profunda do líquido no meio poroso, o que apesar do possível aumento do fluxo difusivo de oxigênio, implica no risco de picos de

concentração de substâncias reduzidas durante a aplicação do pulso. Ressalta-se que estes picos elevados de concentração no efluente foram verificados experimentalmente para DQO e N-NH_4^+ neste mesmo experimento.

Por outro lado, na operação com VE de 10 L m^{-2} e ΔT pulso de 2 h, a frente de umidade não atingiu as camadas mais profundas do meio poroso no intervalo de tempo entre os pulsos consecutivos, devido a menor velocidade de infiltração. A consequência desta menor velocidade de infiltração foi que ocorreram variações significativas de umidade apenas nos primeiros 30 cm do perfil, abaixo disso a umidade relativa manteve um valor aproximadamente constante de 60% da saturação. Este comportamento da variação da umidade relativa certamente resulta em um maior TDH.

Observou-se ainda que para este modo de operação as concentrações efluentes de DQO e N-NH_4^+ se mantiveram aproximadamente constantes durante o pulso, resultando em um efluente de qualidade uniforme. Além do TDH, é preciso considerar ainda que valores de VE muito elevados podem ocasionar déficits de OD momentâneos durante a aplicação do pulso, devido a elevados carregamentos orgânicos instantâneos aplicados, inferindo-se então que a limitação do valor de VE não está unicamente vinculada a questão do TDH, mas também a dinâmica de fornecimento e consumo de OD (SCHWAGER; BOLLER, 1997).

Nesse sentido, Boller et al (1993) recomendam que sistemas preenchidos com areia (d_{10} entre 0,7 a 0,9 mm) em que é provocado o alagamento da superfície tenham um valor de VE limitado a 15 L m^{-2} , enquanto que em sistemas com material mais grosseiro (d_{10} entre 1,3 e 1,5 mm) operados sem alagamento, o máximo valor de VE seja de 5 L m^{-2} . Este maior valor de VE, para o meio granular mais fino, está associado a uma capacidade maior de reter umidade. Assim, torna-se possível teoricamente aplicar maiores valores de VE aos meios porosos mais finos, sem que isso resulte em uma diminuição de TDH a ponto de afetar negativamente a eficiência do sistema.

Em resumo, as recomendações produzidas nos experimentos de Schwager e Boller (1997) e Boller et al (1993) são resultantes da inter-relação entre as propriedades hidráulicas do meio granular e do MA, e de suas respectivas influências sobre o FLA (OD) e o TDH.

Devido à complexa inter-relação entre os fatores que afetam tanto o TDH quanto o FLA (OD) (propriedades hidráulicas do meio poroso, MA e CORG/IN), o FLA (OD) afluente ao sistema e a distribuição da massa de oxigênio presente no meio poroso é de difícil determinação (KAYSER; KUNST, 2005).

Para avaliar a magnitude do FLA (OD) total, frente a influência desse conjunto de fatores existem basicamente duas alternativas (i) ou se aplicam modelos numéricos de

escoamento acoplados a um modelo cinético de degradação do material orgânico e inorgânico (PTITJEAN et al., 2012, GIRALDI et al., 2010 e LANGERGRABER; SIMUNEK, 2005); (ii) ou se realizam medidas experimentais desse fluxo segundo vários métodos experimentais disponíveis (NIVALA et al., 2012).

O item 2.6 descreve as técnicas experimentais para medição/ estimativa do FLA (OD), também denominado de taxa de transferência de oxigênio (TTO), bem como as respectivas limitações dessas técnicas.

2.6 MÉTODOS EXPERIMENTAIS PARA DETERMINAÇÃO DA TAXA DE TRANSFERÊNCIA DE OXIGÊNIO E DA TAXA DE CONSUMO DE OXIGÊNIO EM WETLANDS CONSTRUÍDOS

O FLA (OD) afluente aos WC é um parâmetro de difícil obtenção devido ao inter-relacionamento entre as variáveis influentes sobre o processo de transferência de OD. No entanto, existem métodos experimentais que objetivam a obtenção deste parâmetro, tanto em escala piloto quanto em escala de operação real. Estes métodos utilizam-se de parâmetros mensuráveis, que agregados a equações descritivas dos fenômenos envolvidos, resultam em uma estimativa indireta da magnitude de FLA (OD). Os três métodos mais comumente empregados são o método do traçador gasoso, o método baseado em relações estequiométricas de consumo de OD e o método respirométrico (NIVALA et al., 2013). Todos os três métodos apresentam limitações quanto à precisão das medidas, que podem ser maiores ou menores, a dependendo do tipo de WC.

2.6.1 Método do traçador gasoso

Este método é baseado na existência de uma relação constante entre os coeficientes de transferência de massa gás - líquido do oxigênio e de um traçador gasoso como o propano. Uma das primeiras aplicações deste método foi realizada em um WCH por Tyroller et al (2010). Esta metodologia estabelece um conjunto de equações, que a partir de valores calculados para o coeficiente de transferência do traçador, das concentrações de oxigênio medidas na entrada e na saída do WC, do TDH e do volume da unidade; consegue estimar a TTO (taxa de transferência de oxigênio). No presente trabalho a TTO é tomada como sinônimo de FLA(OD).

A determinação do coeficiente de transferência para o traçador ($K_{La,p}$) é realizada por meio de um ensaio com água limpa contendo uma concentração conhecida de propano

(geralmente próxima à saturação). Conhecendo-se a concentração de propano na entrada e no efluente do WC é possível calcular o Kla_p , utilizando-se a Equação 9.

$$Kla_p = -\ln \left[\frac{P_{out}}{P_{in}} \right] \frac{1}{TDH} \quad (9)$$

Onde:

Kla_p : Coeficiente de transferência do propano (h^{-1});

P_{out} : Concentração de propano no efluente ($mg L^{-1}$);

P_{in} : Concentração de propano no afluente ($mg L^{-1}$);

TDH: Tempo de detenção.

Determinando-se experimentalmente o valor de Kla_p e conhecendo-se a razão Kla_p/Kla_{O_2} é possível calcular Kla_{O_2} . Para propano puro, a relação Kla_p/Kla_{O_2} é de 1,39, conforme Boumansour e Vassel (1998). Adicionalmente foi constatado que esta relação é independente da temperatura e do grau de turbulência (MADSEN, VOLLERTSEN e HVITVED-JACOBSEN, 2006). Através da Equação 10 determina-se o Kla_{O_2} .

$$Kla_{O_2} = RKla_p \quad (10)$$

Onde:

Kla_{O_2} : Coeficiente de transferência do oxigênio (h^{-1});

R: Constante igual a 1,39.

Segundo Tyroller et al (2010) a partir do conhecimento de Kla_{O_2} , a TTO pode ser determinada pela Equação 11.

$$TTO = \frac{Kla_{O_2}(C_{sat} - C(t))V}{A_s} \quad (11)$$

Onde:

TTO: taxa de transferência de oxigênio ($g m^{-2} h^{-1}$);

C_{sat} : concentração de saturação de oxigênio no líquido para as condições locais ($g m^{-3}$);

$C(t)$: concentração de oxigênio para $t=TDH$ ($g m^{-3}$);

V: volume do líquido retido meio poroso (m^3);

A: área superficial da unidade de WC (m^2).

A aplicação da Equação 11 depende de conhecer o volume da fase líquida (V) no interior do meio poroso. Considerando que em um WCH, a maior parte do escoamento acontece em meio saturado, pode-se estimar o valor de V pelo volume ocupado pelo líquido no interior da unidade, ou seja, pelo produto da área do WC pela altura e pela porosidade média do leito. Além disso, a concentração de OD na saída do sistema (C (t), com t tomado como igual ao TDH) é relativamente estável nesse tipo de sistema, de modo que se pode determinar experimentalmente o valor de Kla_{O_2} e de C(t), assim como é possível estimar com relativa precisão o valor do volume de líquido retido. Conhecendo-se então os parâmetros: Kla_{O_2} , C(t), V e TDH poder-se-á aplicar a Equação 11 para o cálculo da taxa de transferência de oxigênio.

No entanto, o valor de V em sistemas de escoamento vertical, sejam eles de escoamento livre ou de fundo saturado, não pode ser estimado pelo volume de vazios, uma vez que a umidade relativa no interior destes sistemas é altamente variável no tempo, devido a existência de uma camada insaturada no interior do meio poroso. Nestes casos é preciso descrever a variação do conteúdo de oxigênio com o tempo em função do conteúdo de água do material filtrante. Neste sentido, Langergraber e Simunek (2005) propõem a Equação 12, como forma de modelar matematicamente o fenômeno da variação da concentração de OD em função do teor de umidade.

$$\frac{dO_2}{dt} = \theta [Kla_{O_2}(C_{sat} - C(t))] \quad (12)$$

Onde

O_2 : Concentração de oxigênio em $g\ m^{-3}$;

θ : Adimensional referente a umidade relativa do meio filtrante em um instante de tempo t qualquer (m^3/m^3).

O valor de V em função de t pode ser calculado pela Equação 5, integrada ao longo de um ciclo operacional (intervalo de tempo entre o início pulso e o final do escoamento (nulidade da vazão efluente na saída). Deste modo, a TTO para um pulso pode ser modelada pela Equação 13.

$$TTO = \frac{Kla_{O_2}(C_{sat} - C(t))}{A_s} V \int_{t_{in}}^{t_f} \frac{\partial \theta}{\partial t} \quad (13)$$

Onde

t_{in} e t_f : Tempos de início e final de cada pulso em h.

O produto da integral da variação temporal da umidade relativa pelo volume, pode ser interpretado fisicamente como o volume escoado entre o início do pulso e o final do escoamento na saída do sistema. Uma dificuldade adicional para o emprego da Equação 13 é que a concentração de saída ($C(t)$) para sistemas predominantemente insaturados, também, é variável no tempo. Ainda que a adoção de um valor médio para $C(t)$ possa contornar essa dificuldade, trata-se de mais uma fonte de incerteza. Além disso, ressalta-se, que o valor de $C(t)$ real está na dependência da qualidade do efluente e do modo de operação, portanto o mesmo deve ser medido experimentalmente ao longo do tempo (para determinação de um valor médio) ou simulado por modelagem matemática.

Também é possível constatar que aplicação da Equação 11, desenvolvida para sistemas predominantemente saturados à sistemas em que existem camadas insaturadas (WCV e WCV-FS), sobrestima significativamente o valor da TTO, uma vez que via de regra o volume escoado durante um pulso, é menor que o volume total de líquido retido em um sistema predominantemente saturado.

Uma dificuldade adicional para o emprego da Equação 13 é que para WC verticais preenchidos com areia, a alta capacidade de retenção de umidade deste material faz com que o volume escoado entre dois pulsos seja diferente do volume aplicado, haja vista que um meio poroso de areia tende a manter uma umidade relativa superior à umidade residual característica deste material. Em consequência deste fato, o emprego rigoroso da Equação 13 para WC verticais preenchidos com areia, somente pode ser feito por medidas diretas dos volumes escoado entre dois pulsos, ou ainda, por um modelo matemático que forneça este volume frente a um dado modo de alimentação. Devido ao custo relativamente alto das análises para determinação da concentração do traçador, o emprego da metodologia do traçador gasoso para a determinação da TTO é relativamente raro, alternativamente a TTO pode ser estimada pela TCO, que é bem mais fácil de ser calculada.

2.6.2 Método baseado nas relações estequiométricas de consumo de oxigênio

Este método baseia-se na premissa de que se existe consumo de oxigênio, a transferência de oxigênio ocorre com a mesma magnitude, ou seja, a TTO é igual a TCO. No entanto, esta igualdade entre transferência e consumo nem sempre é obtida. A diferença pode

ocorrer por uma série de fatores, que são mais ou menos influentes a depender do tipo de sistema. Segundo Nivala et al (2013), as três principais características do sistema, que acentuam na diferença entre consumo de oxigênio e transferência de oxigênio são: (i) a ocorrência de degradação da matéria orgânica por via anaeróbia; (ii) a ocorrência de vias alternativas (sem consumo de oxigênio) para a reação de nitrificação; (iii) retenção de sólidos afluentes, uma vez que estes sólidos retidos tendem a se degradar principalmente por via anaeróbia. Pode ocorrer ainda, que devido ao MA não exista tempo suficiente para que ocorram as reações de oxidação, esta situação provocará a saída de OD do sistema sem que esse montante seja computado como material oxidado.

Com relação à ocorrência de degradação anaeróbia em WCH, existem vários resultados experimentais que comparam a TTO obtida em ensaios com traçador gasoso com a TCO prevista pelas relações estequiométricas. Na grande maioria, os resultados demonstraram que a TTO obtida via ensaio com traçador gasoso é significativamente inferior a TCO (NIVALA et al., 2013). Esta diferença pode ser explicada pela ocorrência de significativa degradação anaeróbia, e também, por rotas metabólicas para a reação de nitrificação que não impliquem em consumo de oxigênio. Neste sentido, resultados de simulação matemática em um WCH, obtidos por Ojeda et al (2008), sugerem que valores na ordem de 60% a 70% da degradação da matéria orgânica foi realizada por via anaeróbia. Resultados semelhantes foram obtidos por Llorens et al (2011) que concluíram que a degradação anaeróbia foi responsável por degradar entre 71 e 78% da matéria orgânica afluente em um WCH. No entanto, quando se trata de WCV é bem assentado na literatura que a via de degradação da matéria orgânica predominante é a aeróbia (STEFANAKIS, AKRATOS; TSIHRINTZIS, 2014; DOTRO et al., 2017), embora a nitrificação neste tipo de sistema possa ocorrer, também, por vias que não envolvem consumo de oxigênio, a participação percentual dessa via permanece incerta (PELLISSARI et al., 2018; NIVALA et al., 2013).

A avaliação da TCO pode ser estimada para WC predominantemente aeróbios segundo o modelo proposto por Platzter (1999), representado pela Equação 14.

$$TCO = \frac{0.7(\Delta MDQO) + 4.3(\Delta MNTK) - 2.9(\Delta NT)}{A_s} \quad (14)$$

Onde:

TCO: taxa de consumo de oxigênio ($\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$);

Δ MDQO: massa de DQO oxidada diariamente (g d^{-1});

Δ MNTK: massa de NTK oxidada diariamente (g d^{-1});

ΔMNT : massa de NT desnitrificado diariamente (g d^{-1});

A: área superficial do wetland (m^2).

A massa de DQO oxidada diariamente, a massa de NTK oxidado e massa de NT desnitrificado são dados respectivamente pelas Equações 15, 16 e 17.

$$\Delta MDQO = Q_{in}.CDQO_{in} - Q_{out}.CDQO_{out} \quad (15)$$

$$\Delta MNTK = Q_{in}.CNTK_{in} - Q_{out}.CNTK_{out} \quad (16)$$

$$\Delta MNT = Q_{in}.CNT_{in} - Q_{out}.CNT_{out} \quad (17)$$

Onde:

CDQO in: Concentração de DQO na entrada (g m^{-3});

CDQO out: Concentração de DQO na saída (g m^{-3});

CNTK in: Concentração de NTK na entrada (g m^{-3});

CNTK out: Concentração de NTK na saída (g m^{-3});

CNT in: Concentração de NT na entrada (g m^{-3});

CNT out: Concentração de NT na saída (g m^{-3});

Q_{in} : Vazão diária afluyente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$);

Q_{out} : Vazão diária efluente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

Considerando que os WCV são ambientes predominantemente aeróbios e que a geração de equivalentes de oxigênio pela desnitrificação (na forma de nitrato), implica em um consumo prévio de oxigênio, já computado pelo termo que considera a oxidação da carga de NTK, pode-se desconsiderar o último termo da equação 14. Assim o valor da TTO pode ser aproximado pela Equação 18.

$$TTO \cong TCO_{max} = \frac{0.7(\Delta MDO) + 4.3(\Delta MNTK)}{A} \quad (18)$$

Onde:

TCO_{max} : Taxa de consumo de oxigênio máxima. Esta taxa é considerada máxima pelo fato de desconsiderar os equivalentes de oxigênio produzidos na forma de nitrato e utilizados na desnitrificação ($g\ m^{-2}d^{-1}$).

O modelo proposto por Platzer (1999) é outra alternativa para o cálculo do fornecimento de oxigênio, ou seja, propõe uma equação que pode ser utilizada para estimar diretamente a TTO. A Equação 19, utiliza a equação de proposta por Platzer (1999) para a estimativa da massa de OD afluyente ao WC, normalizando-a pelo valor da área superficial do WC, ou seja, essa equação calcula a TTO diretamente pelo fluxo afluyente de oxigênio e não para sua taxa de consumo.

$$TTO = \frac{CO_{2ar}V_{dia} + D.A.(24 - 1.5N_p)}{A} \quad (19)$$

Onde:

CO_{2ar} : Concentração de oxigênio no ar: $0,3g\ O_2\ L^{-1}$;

V_{dia} : Volume afluyente diariamente (L);

D: Coeficiente de difusão do oxigênio da atmosfera para o interior do wetland (valor constante assumido como $1g\ O_2\ h^{-1}m^{-2}$);

N_p : Número de pulsos diários;

A: área superficial do wetland.

Resultados experimentais para um WCV obtidos por Platzer et al (2007) mostraram satisfatória concordância entre TTO (calculada pela Equação 19) e TCO, com diferenças médias na ordem de 1%. Esta diferença foi obtida quando é realizado um balanço de massa entre o oxigênio fornecido e o oxigênio realmente consumido (cálculo efetuado levando-se em conta as eficiências de remoção obtidas pelo sistema). Outras evidências experimentais indicam que para sistemas tipo WCV, operando dentro dos carregamentos orgânicos recomendados, a utilização do oxigênio é essencialmente completa, o que implica na aproximação entre os valores de TCO e TTO.

Nesse sentido, Schwager e Boller (1997), obtiveram em ensaio com traçador gasoso (SF_6) uma TTO de $55g\ m^{-2}\ d^{-1}$, operando uma unidade piloto com um CHID de $120\ mm\ d^{-1}$. Esse piloto foi operado com alagamento da superfície, que é uma condição favorável à maximização da TTO, isto significa que a TTO obtida nesse experimento tende a se aproximar da faixa superior de valores de TTO. Ocorre que se o valor teórico da TTO para esta situação

for calculado pelo modelo de Platzer (1999), empregando as mesmas condições do ensaio de Schwager e Boller (1997), ou seja, CHID de 120 mm d^{-1} , divididos em seis pulsos regularmente espaçados de quatro em quatro horas, obter-se-á uma TTO de $54 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, o que pode ser considerado uma aproximação mais do que satisfatória.

No entanto, os valores de TCO dependem dos $C_{\text{ORG/IN}}$ aplicados na área superficial do WC. Neste sentido, Kayser e Kunst (2005) realizaram experimentos onde foi variado o C_{IN} através do aumento contínuo da concentração de N-NH_4^+ , mantendo, porém, constantes o CHID, o NP e o ΔT . Os resultados mostraram que a TCO continuou crescendo mesmo quando o valor teórico da TTO, previsto pelo modelo de Platzer (1999) foi ultrapassado. Os autores concluíram que o modelo de Platzer (1999) subestima o fluxo difusivo de oxigênio. Porém, as condições de teste implicaram em uma baixíssima relação carbono/ nitrogênio, o que tem potencial impacto sobre as rotas metabólicas prevalentes na reação de nitrificação. Além disso, a alta demanda de OD provocada pelo incremento da concentração de N-NH_4^+ pode levar a uma diminuição do valor de $C(t)$ (valor médio da concentração de oxigênio na saída durante um pulso), o que segundo a Equação 13, levará a um incremento no valor da TTO. Este aumento de TTO está associado ao fluxo difusivo de oxigênio, uma vez que é resultante do aumento do déficit de oxigênio na fração de líquido retida dentro dos poros. Este fenômeno não é considerado no modelo proposto por Platzer (1999), que considera um coeficiente de difusão constante ($1 \text{ g O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ h}^{-1}$). No mesmo trabalho, os autores realizaram uma outra série de experimentos em que o $C_{\text{ORG/IN}}$ foi variado, aumentando-se continuamente o valor do CHID, porém utilizando concentrações constantes no afluente para DQO e N-NH_4^+ . Nesta última série, os valores de TCO estimada com o uso de relações estequiométricas e de TTO, calculada com o uso do modelo de Platzer (1999), estão em razoável concordância.

As discrepâncias entre aos resultados obtidos por Platzer et al. (2007) e Kayser e Kunst (2005) evidenciam a necessidade de se levar em conta conjuntamente os fenômenos físicos envolvidos (escoamento da fase líquida e gasosa) e a cinética de degradação específica para um determinado afluente. Disso resulta que a avaliação precisa da TTO depende da aplicação de um modelo bifásico de escoamento acoplado a um modelo biocinético para as reações de oxirredução.

Os resultados experimentais relatados acima indicam ainda que, somente sob a condição de que a degradação seja predominantemente aeróbia e de que os carregamentos orgânicos e inorgânicos sejam semelhantes aos utilizados para tratamento de esgoto doméstico é que pode ser inferida a igualdade entre TCO e TTO, sendo que para estes casos a TCO max é uma estimativa melhor.

2.6.3 Método respirométrico

Este método permite descrever os componentes do consumo de oxigênio devido a atividade biológica. Assim, a cinética da oxidação da matéria orgânica lentamente biodegradável, da oxidação da matéria orgânica rapidamente biodegradável, da nitrificação e da respiração endógena são descritas em função de coeficientes cinéticos específicos para cada um destes componentes.

Embora este método seja relativamente fácil de executar em laboratório, a transposição dos resultados para escala real é de difícil execução. Resultados experimentais obtidos em escala piloto para WCV revelaram grande discrepância de valores, especialmente para as taxas de nitrificação, a depender se o método empregado foi a respirometria sólida ou da fase líquida (NIVALA et al., 2013).

Apesar das dificuldades de transposição do resultado para unidades reais, este método tem sido aplicado para determinação de constantes de degradação em modelos biocinéticos. Estes modelos por sua vez acoplados a modelos físicos de escoamento resultam em uma útil ferramenta para a descrição, não somente da dinâmica do oxigênio em WCV, mas para um entendimento global do funcionamento do sistema (LANGERGRABER, 2011). Da mesma maneira que para os dois métodos anteriores, a avaliação precisa da TTO depende de sua avaliação dentro de modelos descritivos que considerem a hidráulica do sistema conjuntamente com a cinética de degradação.

2.7 INFLUÊNCIA DO MODO DE OPERAÇÃO SOBRE A ENERGIA DE BOMBEAMENTO REQUERIDA EM WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL E WETLAND CONSTRUÍDO VERTICAL DE FUNDO SATURADO

Na literatura sobre WCV é comum encontrar a afirmação que nestas unidades a transferência de OD ocorre de modo passivo. No entanto, esta afirmação é inexata, uma vez que o que propicia a maior capacidade de transferência de OD destes sistemas em relação aos WCH é a intermitência da alimentação. Considerando que a alimentação é realizada por bombeamento (com exceção dos sistemas alimentados por sifão), pode -se inferir que a energia e a potência empregadas no bombeamento destinam-se a fornecer OD ao sistema. Em outras palavras, uma transferência de OD que envolve o consumo de energia externa não pode ser considerada “passiva”.

A necessidade de potência para uma determinada instalação está diretamente ligada ao parâmetro operacional THE, uma vez que o mesmo é definido pela razão entre a vazão instantânea da bomba e a área superficial do wetland. Na Equação 20 apresenta-se o cálculo da necessidade de potência em função da THE escolhida.

$$\text{Pot consumida} = \frac{\gamma \cdot H_m \cdot \text{THE} \cdot A}{nb} \quad (20)$$

Onde:

POt consumida: Potência consumida no sistema (W);

γ : Peso específico líquido (N m^{-3});

Hm: Altura manométrica (m);

THE: Taxa hidráulica específica ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$);

A: Área superficial do wetland (m^2);

nb: Rendimento do conjunto moto bomba.

Como já mencionado anteriormente, estudos de simulação conduzidos por Forquet et al (2009a) mostraram que o valor de THE exerce pouca influência sobre a eficiência de transferência de OD. No entanto, segundo as diretrizes alemãs para projeto de WC, o valor mínimo de THE necessário é de $6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ (NIVALA et al., 2018). Este valor mínimo parece um tanto quanto excessivo, tendo em vista que resultados experimentais obtidos por Trein (2015) mostraram eficiência de remoção de DBO_5 de 85 % para um WCV operado com uma THE de apenas $1,17 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$. Este sistema recebeu uma CHID média de 130 mm d^{-1} e um $\text{COR}_{\text{G/IN}}$ médio para o módulo em operação de $50 \text{ g DBO m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$. Outros resultados obtidos em escala piloto pelo GESAD/UFSC (resultados não publicados) revelaram eficiência de remoção de DBO aproximadamente de 90% operando com uma THE de $3,8 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$, CHID de 100 mm d^{-1} e COR de $40 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$.

Estes resultados experimentais corroboram os resultados obtidos por Forquet et al (2009a), indicando que é possível operar com um valor relativamente baixo de THE, ou seja, com menor necessidade de potência de bombeamento afluente, sem que isso acarreta-se perda significativa de desempenho. No entanto, é preciso estudar em mais detalhes a influência da operação com baixo THE sobre os demais parâmetros qualidade do efluente, principalmente no

que se refere a TCO max, já que a mesma reflete indiretamente a capacidade de oxidação do sistema.

Por esta razão, na presente tese foi estudada experimentalmente a influência da THE sobre o desempenho geral de sistemas WCV e WCV-FS. Quando da comparação de sistemas diferentes, ou de MA diferentes aplicados ao mesmo sistema, é útil normalizar a potência requerida pela massa de oxigênio transferida a massa líquida. Esta normalização pode ser obtida pela Equação 21.

$$\frac{\text{Pot consumida}}{\text{massa de } O_2} = \frac{\gamma \cdot H_m \cdot THE}{nb \cdot TCO_{max}} \quad (21)$$

Onde:

POt consumida/ Massa de O₂: Potência consumida por massa de oxigênio introduzida no sistema diariamente (kw kg O₂⁻¹);

THE: Taxa hidráulica específica (m³ m⁻² s⁻¹);

TCO max: Taxa máxima de consumo de oxigênio (g m⁻² d⁻¹).

A Equação 21 fornece um critério de comparação que associa demanda de potência com eficiência de remoção de DQO e NTK, ou de outra forma, associa demanda de potência com capacidade de oxidação do sistema. Ressalta-se que o rendimento do conjunto moto bomba (nb) e a que a altura manométrica (Hm) estão correlacionadas ao ponto de operação do sistema (intersecção entre as curvas características da bomba e do sistema). Dessa maneira, para uma determinada THE e estimando-se uma TCO max (utilizando o método de Platzer, por exemplo), poder-se-á utilizar a Equação 21 para otimizar tanto a escolha da bomba, quanto os diâmetros do sistema de tubulações, ou dito de outra forma, encontrar um ponto de operação para o qual nb seja o maior possível.

O rendimento da transferência de oxigênio pode, também, ser avaliado em termos da razão entre a massa de oxigênio efetivamente utilizada na oxidação e o consumo de energia associado a um determinado modo de operação. Esta razão é análoga ao quociente que define o conceito de eficiência de oxigenação (EO), expresso em KgO₂ KWh⁻¹ (von SPERLING;2016). A Equação 22, determina o valor de EO para uma dada TCO max e um dado MA.

$$EO = \frac{TCO_{max} \cdot 3600 \cdot nb}{\gamma \cdot H_m \cdot (THE \cdot N_p \cdot \text{tempo de pulso})} \quad (22)$$

Onde:

EO: Eficiência de oxigenação ($\text{kg O}_2 \text{kWh}^{-1}$);

TCO max: Taxa máxima de consumo de oxigênio ($\text{g m}^2 \text{d}^{-1}$).

3600: Fator de conversão de segundo para hora;

Tempo de pulso: Tempo de funcionamento da bomba durante o pulso (s);

Np: Número de pulsos;

THE: Taxa hidráulica específica ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$).

Observa-se que a Equação 22 desconsidera o fato de que uma parcela extra de energia é consumida durante o processo de partida da bomba, assim quanto maior o NP, maior será esta parcela. Embora, a depender da potência da bomba, esta parcela extra possa ser desprezível, a aplicação rigorosa da Equação 22 para comparar sistemas ou MA diferentes, requer que o NP seja o mesmo.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho foi realizado na Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), junto das dependências do Grupo de Estudos em Saneamento Descentralizado (GESAD), em uma estação de tratamento de esgoto (ETE) composta por duas diferentes modalidades da ecotecnologia de WC (WCV e WCV-FS).

Durante um período de aproximadamente 6 anos foram realizados três diferentes procedimentos experimentais (PE), cada PE é caracterizado por seus respectivos valores de VE, THE e CHID (parâmetros característicos do modo de operação). A aplicação destes diferentes procedimentos experimentais objetivou avaliar o desempenho dos WC frente aos diferentes modos de operação.

O desempenho de tratamento das unidades de WC frente a variação dos parâmetros do MA característicos de cada PE, foi avaliado conforme os seguintes critérios:

- a) Eficiência de remoção de carga em termos percentuais, considerando os parâmetros físico químicos DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻;
- b) Taxa de consumo máxima de oxigênio (TCO max);
- c) Eficiência de oxigenação e razão entre potência requerida e massa de oxigênio introduzido;
- d) Comparação da concentração efluente de cada wetland, para cada PE, em relação aos valores máximos permitidos pela legislação estadual de Santa Catarina. Para este critério os parâmetros físico químicos adotados foram: DQO, DBO₅, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻;
- e). Para os PE-I e III, além dos critérios acima, foi considerado como critério adicional de comparação a carga efluente para os parâmetros físico químicos: DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻.

Além da comparação de desempenho segundo os critérios supracitados, foi efetuada uma simulação numérica do escoamento, para fins de cálculo do valor do TDH, utilizando-se o *software* Comsol Multhiphysic[®]. Esta simulação envolveu apenas a modalidade de WCV-FS, operados sob as condições dos PE-I e PE-III. A Tabela 2 apresenta a síntese do delineamento experimental adotado no desenvolvimento da presente tese.

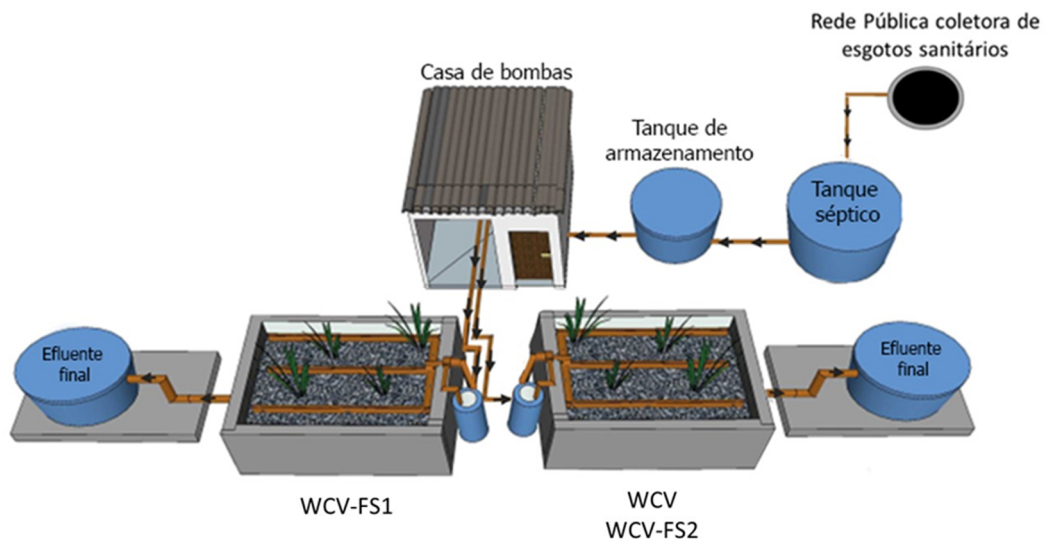
Tabela 2 – Detalhamento experimental do delineamento das avaliações realizadas.

Requisitos	Avaliação comparativa I	Avaliação comparativa II	Avaliação comparativa III
Objetivo	Avaliar o desempenho de tratamento de WCV e WCV-FS, quando operados sob a mesma condição.	Avaliar o desempenho da unidade WCV-FS operada sob diferentes valores de THE e CHID.	Avaliar o desempenho de WCV-FS operado sob diferentes valores de VE.
Unidades em comparação	WCV <i>versus</i> WCV-FS1	WCV- FS1	WCV-FS1 <i>versus</i> WCV-FS2
Procedimento experimental	Procedimento experimental I	Procedimento experimental I e II	Procedimento experimental I e III
Crítérios de avaliação	<ul style="list-style-type: none"> - Carga efluente produzida ($\text{g m}^2 \text{d}^{-1}$) -Eficiência de remoção de carga (%); - TCO max ($\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$); -Concentração efluente (somente para DBO_5, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-}) -Eficiência de oxigenação ($\text{Kg O}_2 \text{KW h}^{-1}$); -Potência consumida/Kg O_2 inserido por dia ($\text{KW Kg O}_2^{-1} \text{d}^{-1}$). 	<ul style="list-style-type: none"> -Eficiência de remoção de carga (%); - TCO max ($\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$); - Concentração efluente (somente para DBO_5, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-}) -Eficiência de oxigenação ($\text{KgO}_2\text{KW h}^{-1}$); -Potência consumida/Kg O_2 inserido por dia ($\text{KW Kg O}_2^{-1} \text{d}^{-1}$). 	<ul style="list-style-type: none"> - Carga efluente produzida ($\text{g m}^2 \text{d}^{-1}$) -Eficiência de remoção de carga (%); - TCO max ($\text{g m}^{-2} \text{dia}^{-1}$); -Concentração efluente (somente para DQO, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-}) -Potência consumida/Kg O_2 inserido por dia ($\text{KW Kg O}_2^{-1} \text{d}^{-1}$). TDH (simulação)
Parâmetros de qualidade aplicados aos critérios carga efluente produzida e eficiência de remoção de carga	DQO, DBO_5 , NT, N-NH_4^+ , P-PO_4^{3-}	DQO, DBO_5 , NT, N-NH_4^+ , P-PO_4^{3-}	DQO, NT, N-NH_4^+ , P-PO_4^{3-}
Resultados esperados	Comparativo de desempenho WCV <i>versus</i> WCV-FS1	Verificação da influência parâmetro THE e CHID para WCV-FS	Verificação da influência parâmetro VE para WCV-FS
Hipótese a ser respondida	Hipótese 3	Hipóteses 2 e 3	Hipótese 1

3.1A ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

A ETE de esgoto sanitário composta pela ecotecnologia dos WC foi implantada em 2015, junto a uma área localizada dentro do campus universitário da UFSC. A ETE é constituída por dois arranjos tecnológicos de WC, sendo um formado por um tanque séptico (TS) seguido de um WCV-FS (arranjo tecnológico 1) e o outro também alimentado pelo mesmo TS, seguido de um WCV (arranjo tecnológico 2). Na Figura 10 apresenta-se uma representação esquemática da estação experimental.

Figura 10 – Esquema representativo da estação experimental de tratamento de esgoto do GESAD/UFSC.



Fonte: Acervo GESAD (Disponível em www.gesad.ufsc.br).

Entre agosto de 2019 e fevereiro 2021, o primeiro módulo do arranjo tecnológico 2 foi modificado para operar segundo a tipologia WCV-FS. A modificação se constituiu na instalação de um controlador de nível que permitiu realizar uma elevação do nível de saída do efluente e saturar parte do perfil vertical desta unidade. A unidade modificada passou a ser denominada de WCV-FS2 (Figuras 10 e 11).

Figura 11 – Anteparo de elevação no nível de saída do wetland construído vertical de fundo saturado (WCV-FS2).



Fonte: Acervo GESAD (Disponível em www.gesad.ufsc.br).

O TS foi dimensionado de acordo com a NBR 7229/93 (ABNT, 1993). Para isso, previu-se a contribuição de 5 ocupantes permanentes de residência de alto padrão, e uma limpeza do lodo digerido a cada dois anos. O TS foi construído utilizando um reservatório de fibra de vidro de 3.000 L. Já o tanque de armazenamento (TA) foi construído utilizando um reservatório de fibra de vidro de 1000 L e recebe o esgoto tratado pelo TS. Este reservatório garante o suprimento de esgoto para as bombas centrífugas localizadas na estação elevatória, responsáveis pela alimentação dos módulos de WC.

A macrófita utilizada nas unidades de WC dos arranjos tecnológicos 1 e 2 foi a *Typha domingensis*. No total foram transplantados 32 indivíduos em cada um dos WC. Procurou-se seguir um distanciamento de 40 cm entre cada macrófita transplantada, resultando numa densidade de transplântio de 4,20 plantas m⁻².

O WCV-FS do arranjo tecnológico 1 foi denominado neste trabalho como WCV-FS1 e foi utilizado durante o PE-I e PE-II do estudo, enquanto que o WCV-FS do arranjo tecnológico 2 (pós elevação do nível de saída) foi denominado neste trabalho como WCV-FS2 e foi empregado durante o PE -III. O WC do arranjo tecnológico 2 (antes da elevação do nível de saída) foi denominado como WCV, sendo avaliado esta unidade no PE-I.

3.1.1 Características geométricas e granulométricas dos wetlands construídos

As características geométricas e granulométricas do maciço filtrante dos WCV, WCV-FS1 e WCV-FS2 estão apresentadas na Tabela 3 e na Tabela 4. O material filtrante do WCV-FS1 foi disposto em três diferentes camadas (C1, C2 e C3), correspondendo respectivamente

às camadas superficial, a camada do leito filtrante e a camada de drenagem. Enquanto isso, no WCV-FS2 foi construído apenas com duas camadas, sendo a C1 a correspondente a camada principal do leito filtrante e a C2 a camada de drenagem. Como descrito anteriormente, a unidade WCV foi transformada em uma unidade de fundo saturada WCV-FS2, mantendo as características geométricas e granulométricas originais desta unidade. A modificação consistiu apenas na elevação da tubulação efluente, resultando em uma região em permanente estado de saturação.

Tabela 3 – Características geométricas das diferentes unidades de wetlands construídos.

Características	WCV	WCV-FS1	WCV-FS2
Área transversal (m ²)	7,5	7,5	7,5
Altura útil (cm)	60	75	60
Número de camadas do material filtrante	2	3	2
Altura insaturada (cm)	60	35*	20
Altura saturada (cm)	-	40*	40*

* Nota: Valores adotados seguindo recomendações de Santos, (2015).

Tabela 4 – Características granulométricas do maciço filtrante nos wetlands construídos.

Unidade	Camadas	Material	Espessura (cm)	Diâmetro efetivo d₁₀ (mm)	Coefficiente de uniformidade
WCV	C1	Areia grossa	55	0,29	4,05
	C2	Brita 1	5	-	-
WCV-FS1	C1	Brita 1	5	-	-
	C2	Areia grossa	60	0,29	4,05
	C3	Brita 1	10	-	-
WCV-FS2	C1	Areia grossa	55	0,29	4,05
	C2	Brita 1	5	-	-

3.2 PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

A fim de avaliar a influência do MA aplicado a cada tipologia de WC testou-se três PE, os quais foram definidos em função dos parâmetros componentes do MA. Os parâmetros que caracterizam cada PE, bem como as unidades onde os mesmos foram aplicados, são apresentadas na Tabela 2 e nos subitens a seguir.

3.2.1 Procedimento experimental I

O PE-I, foi aplicado nas unidades WCV e WCV-FS1, tendo como objetivo comparar as diferenças de desempenho destas tipologias, quando ambas as unidades operam sob o mesmo

regime operacional. Esta comparação procurou responder a hipótese 3 no que se refere à eficiência de oxigenação.

Os critérios de comparação adotados foram a eficiência de remoção de carga em termos percentuais e a carga superficial efluente em termos absolutos. Estes critérios foram aplicados aos parâmetros de qualidade DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻. Os wetlands também foram comparados segundo os critérios de TCO max, eficiência de oxigenação e potência consumida por Kg O₂ inserido por dia. Adicionalmente foi realizado um comparativo tomando por base o critério de concentração efluente para os parâmetros físico químicos previstos na legislação estadual (DBO₅, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻). A síntese dos critérios e parâmetros físico químicos de comparação é apresentada na tabela 2. Detalhes adicionais sobre o PE-I, são fornecidos na Tabela 5. Adicionalmente, a escala de alimentação e repouso para este PE é apresentada na Tabela 6.

Tabela 5 – Condições operacionais aplicadas no wetland construído vertical e vertical de fundo saturado para o procedimento experimental I.

Parâmetros operacionais	WCV(I)	WCV-FS1(I)
Carregamento hidráulico máximo (CHID _{max})	103,6 mm d ⁻¹	101,4 mm d ⁻¹
Carregamento hidráulico mínimo (CHID _{min})	77,7 mm d ⁻¹	76,0 mm d ⁻¹
*Carregamento orgânico máximo (COR/IN)	41 g DQO m ⁻² d ⁻¹	41 g DQO m ⁻² d ⁻¹
Taxa Hidráulica Específica (THE)	3,94 L m ⁻² min ⁻¹	3,96 L m ⁻² min ⁻¹
Volume específico de pulso (VE)	25,90 L m ⁻²	25,35 L m ⁻²
Intervalo entre os pulsos	3 h	3 h
Números de pulsos no dia (NP)	3 a 4 pulsos	3 a 4 pulsos
Volume de pulso (VP)	194,2 L	190,1 L
Vazão da bomba	0,493 L s ⁻¹	0,495 L s ⁻¹
Funcionamento da bomba	394 s	384 s
Repouso	3,88 d	3,88 d

* Nota: Recomendações de Sezerino (2006) para WCV. O valor de C_{ORG} é uma estimativa previa em função das características do afluente

Tabela 6 – Horários de alimentação para o wetland construído vertical e vertical de fundo saturado do procedimento experimental I.

Hora	Domingo	Segunda	Terça	Quarta	Quinta	Sexta	Sábado
8:00	-	-	pulso	pulso	pulso	-	-
11:00	-	pulso	pulso	pulso	pulso	-	-
14:00	-	pulso	pulso	pulso	pulso	-	-
17:00	-	pulso	pulso	pulso	-	-	-

O valor de $CHID_{min}$ mostrado na Tabela 5 refere-se aos dias com alimentação de três pulsos, enquanto que o $CHID_{max}$ refere-se aos dias de alimentação com quatro pulsos. As análises físico químicas para comparação, segundo os critérios de desempenho, foram sempre efetuadas nos dias com quatro pulsos, sendo associadas ao $CHID$ e $C_{OR/IN}$ máximos. Observa-se pequenas diferenças entre as unidades nos parâmetros que compõem o MA de operação, fato este inerente às pequenas variações de funcionamento dos respectivos conjuntos moto-bomba.

3.2.2 Procedimento experimental II

Nesse PE, buscou-se avaliar a influência da THE no desempenho de tratamento de WCV-FS. Os procedimentos foram realizados em tempos diferentes, na mesma unidade de WC (WCV-FS1). Esta comparação foi desenvolvida para a verificação das hipóteses 2 e 3. A hipótese 2 é baseada em estudos preliminares os quais apontaram que a diminuição de THE para valores próximos a $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ não afeta significativamente o desempenho do WCV-FS. Adicionalmente, esta comparação visa responder a hipótese 3, a qual afirma que a operação de WCV-FS considerando o valor de THE de aproximadamente $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$, resulta em um menor valor de potência requerida para o bombeamento (Kg O_2 introduzido no sistema), comparativamente à THE de $9,6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$, sem que ocorra redução do desempenho geral do WCV-FS.

Da mesma maneira que para o PE-I, no PE-II as coletas do afluente e efluente para o monitoramento foram realizadas nos dias com maior número de pulsos, e por isso estão associadas aos respectivos $CHID$ e $C_{OR/IN}$ máximos. Apresentam-se na Tabela 7 as condições operacionais aplicadas no WCV-FS1 quando submetido ao PE-I e ao PE-II, respectivamente.

Tabela 7 – Condições operacionais aplicadas no wetland construído vertical de fundo saturado I durante os procedimentos experimentais PE-I e PE-II.

Parâmetros operacionais	Procedimento experimental PE-I	Procedimento experimental PE-II
Carregamento hidráulico máximo (CHID _{max})	101,4 mm d ⁻¹	74,9 mm d ⁻¹
Carregamento hidráulico mínimo (CHID _{min})	76,0 mm d ⁻¹	56,2 mm d ⁻¹
*Carregamento orgânico max (C _{OR/IN})	41 g DQO m ⁻² d ⁻¹	30 g DQO m ⁻² d ⁻¹
Taxa Hidráulica Específica (THE)	3,96 L m ⁻² min ⁻¹	9,60 L m ⁻² min ⁻¹
Volume específico de pulso (VE)	25,35 L m ⁻²	18,72 L m ⁻²
Intervalo entre os pulsos	3 h	3 h
Números de pulsos no dia (NP)	3 a 4 pulsos	3 a 4 pulsos
Volume de pulso (VP)	190,1 L	140,4 L
Vazão da bomba	0,495 L s ⁻¹	1,200 L s ⁻¹
Tempo de funcionamento da bomba	384 s	117 s
Repouso	3,88 d	3,88 d

* Nota: Recomendações de Sezerino (2006) para WCV. O valor de C_{ORN} é uma estimativa previa em função das características do afluente

Considerando a comparação entre os PE-I e PE-II, além dos valores de THE, variaram também os valores de CHID e C_{OR/IN}. No entanto, teoricamente a situação mais desfavorável é quando se aplica as condições operacionais apresentadas no PE-I, devido à maior C_{OR/IN} e a um menor FLA (OD) associado um valor menor de THE. Por outro lado, existe uma possível vantagem teórica do PE-I sobre o PE-II, no que se refere ao fluxo convectivo de oxigênio associado a um CHID maior, esta vantagem, contudo, tende a ser minorada pelo correspondente aumento do C_{OR/IN}, de modo que a otimização conjunta destes dois parâmetros (CHID e C_{OR/IN}), consiste em encontrar o maior valor de C_{OR/IN} que resulte na maior TCO max possível, concomitantemente a este maior valor de TCO max, a altos valores de eficiência de remoção. Preferencialmente estes altos valores de eficiência de remoção devem ser obtidos a valores relativamente baixos de THE (otimização quanto a energia consumida e potência de bombeamento necessária). Assim, para uma mesma eficiência de remoção, um modo de operação será tanto mais otimizado quanto maior for C_{OR/IN} e menores os valores de THE.

Levando em consideração os dois PE em comparação, o PE-I é mais desfavorável ao desempenho, por operar com maior carga e teoricamente em condições de menor capacidade de transmissão do ar atmosférico, no entanto, esta capacidade de inserção de ar é um fenômeno complexo, daí a necessidade de verificação para a situação específica. O que o presente estudo se propôs a verificar experimentalmente foi em que grau a eficiência do sistema (no que se refere a eficiência geral e a capacidade de oxigenação) é afetada pela operação do sistema segundo o PE-I, comparativamente ao PE-II. Observa-se ainda que o valor de CHID para o PE-

II foi escolhido conforme as recomendações da DWA, que recomenda um valor máximo de 80 mm d¹ para WCV preenchidos com areia.

3.2.3 Procedimento experimental III

Este PE foi realizado com o objetivo de verificar a validade da hipótese 1, que afirma que uma redução do valor de VE melhora o desempenho de WCV-FS, provocando um aumento da TCO max e do TDH. Para verificar a validade desta hipótese aplicou-se o PE-I no WCV-FS1 e o PE-III no WCV-FS2. Esta comparação foi conduzida em paralelo (experimento realizado ao mesmo tempo em duas unidades distintas), de modo a minimizar influências devido a temperatura do líquido, bem como a variação da qualidade do esgoto afluente.

O WCV-FS1 continuou operando sob as mesmas condições mostradas anteriormente no PE-I, tendo inclusive o mesmo quadro de horários para o período alimentação e repouso conforme mostrado na Tabela 6. Ao mesmo tempo, o WCV-FS2 passou operar com os horários de alimentação e repouso mostrados na Tabela 8 e condições operacionais descritas na Tabela 9.

Tabela 8 – Horários de alimentação para o wetland construído vertical de fundo saturado 2 para o procedimento experimental III.

Hora	Domingo	Segunda	Terça	Quarta	Quinta	Sexta	Sábado
2:00	-	-	pulso	pulso	pulso	-	-
5:00	-	-	pulso	pulso	pulso	-	-
8:00	-	-	pulso	pulso	pulso	-	-
11:00	-	pulso	pulso	pulso	pulso	-	-
14:00	-	pulso	pulso	pulso	pulso	-	-
17:00	-	pulso	pulso	pulso	-	-	-
20:00	-	pulso	pulso	pulso	-	-	-
23:00	-	pulso	pulso	pulso	-	-	-

Tabela 9 – Condições operacionais aplicadas no wetland construído vertical de fundo saturado 1 e 2 durante os procedimentos experimentais PE-I e PE-III.

Parâmetros operacionais	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)
Carregamento hidráulico máximo (CHID _{max})	101,4 mm d ⁻¹	98,3 mm d ⁻¹
Carregamento hidráulico mínimo (CHID _{mix})	76,1 mm d ⁻¹	61,4 mm d ⁻¹
*Carregamento orgânico (C _{OR/IN})	41 g DQO m ⁻² d ⁻¹	41 g DQO m ⁻² d ⁻¹
Taxa Hidráulica Específica (THE)	3,96 L m ⁻² min ⁻¹	3,84 L m ⁻² min ⁻¹
Volume específico de pulso (VE)	25,35 L m ⁻²	12,29 L m ⁻²
Intervalo entre os pulsos	3 h	3 h
Números de pulsos no dia (NP)	3 a 4 pulsos	5 a 8 pulsos
Volume de pulso (VP)	190,1 L	92,2 L
Vazão da bomba	0,495 L s ⁻¹	0,480 L s ⁻¹
Tempo de acionamento da bomba	384 s	192 s
Repouso	3,88 d	3,88 d

* Recomendações de Sezerino (2006) para WCV. O valor de C_{OR} é uma estimativa prévia em função das características do afluente

Considerando os mesmos CHID e THE, se obtém um menor valor de VE pelo aumento do NP diários, concomitantemente a uma diminuição do tempo de funcionamento da bomba durante cada pulso, mantendo-se constante, no entanto, o tempo de funcionamento total da bomba ao longo do dia operacional (período de 24 h). O intervalo entre os pulsos (cerca de 3 h) foi mantido constante para o dois PE, isto foi obtido pela restrição do horário de alimentação para o PE-I (entre 8:00 e 17:00 h), comparativamente à alimentação a intervalos regulares de 3 h distribuídos ao longo de 24 h para o PE-III (8 pulsos com intervalos iguais de 3 h ao longo de 24 h nos dias de maior carregamento).

Da mesma forma que nas comparações anteriores, a medição dos parâmetros físico-químicos de qualidade foi realizada nos dias de maior número de pulsos. Por esta razão seus resultados estão associados a C_{OR/IN} e CHID máximos.

3.3 MONITORAMENTO DO DESEMPENHO DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO

A fim de avaliar o desempenho de tratamento dos WC operados em diferentes MA (PE-I, PE-II e PE-III), diferentes avaliações foram conduzidas ao longo desse estudo. Foram adotados como critérios de monitoramento a eficiência de remoção de carga em termos percentuais, carga efluente, concentração efluente, TCO max, eficiência de oxigenação e a relação potência consumida/oxigênio injetado no sistema (conforme Tabela 2). O valor de TDH foi obtido por simulação numérica para o PE-I e PE-III, sendo que a validação do modelo de

escoamento foi realizada pela comparação entre a curva saída de volumes acumulados experimental e a mesma curva simulada através do uso do modelo.

3.3.1 Avaliação de parâmetros físico químicos de qualidade

Durante o período do estudo, compreendido entre junho de 2015 até fevereiro de 2021, coletas de amostras foram realizadas no afluente e no efluente das unidades de WC no PE-I, PE-II e PE-III. As coletas foram realizadas sempre nas quartas-feiras, com uma frequência quinzenal.

As análises foram realizadas no laboratório de manipulação do GESAD e, também, no Laboratório Integrado do Meio Ambiente (LIMA). Os parâmetros avaliados foram demanda química de oxigênio (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO₅), nitrogênio total (NT), nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺), nitrogênio nitrito (N-NO₂⁻), nitrogênio nitrato (N-NO₃⁻) e fósforo ortofosfato (P-PO₄³⁻). As metodologias empregadas para a avaliação desses parâmetros encontram-se apresentada na Tabela 10.

Tabela 10 – Metodologia empregada para avaliar a qualidade do efluente tratado nos diferentes módulos de wetlands construídos dos procedimentos experimentais I, II e III.

Parâmetros avaliados	Método empregado
DQO	Digestão em refluxo fechado (APHA, 2005)
DBO ₅	Método Manométrico (APHA, 2005)
NT	Método Colorimétrico, digestão de persulfato, kit Hach® (APHA, 2005)
N-NH ₄ ⁺	Método de Nessler (VOGEL, 1981)
N-NO ₂ ⁻	Método da Alfanaftilamina (APHA, 1998)
N-NO ₃ ⁻	Método da Brucina (APHA, 1998)
P-PO ₄ ³⁻	Método Vanadato (APHA, 1998)

3.3.2 Medição dos volumes afluentes e efluentes dos wetlands construídos

O volume afluente de cada pulso foi calculado conforme a Equação 23.

$$V_{in}(\text{pulso}) = Q_{\text{bomba}} \cdot T_{\text{funcionamento}} \quad (23)$$

Onde:

V_{in} (pulso): Volume afluente de um pulso (L);

Q bomba: Vazão da bomba ($L s^{-1}$);

T funcionamento: Tempo de funcionamento da bomba durante o pulso (s).

O volume total afluente à unidade de WC durante um dia de operação foi obtida pela Equação 24.

$$V_{in} = V(\text{in pulso}) \cdot N_p \quad (24)$$

Onde:

$V(\text{in pulso})$: Volume afluente diário (L);

N_p : Número de pulsos diários.

A medição da vazão afluente da bomba necessária para o cálculo da Equação 23 foi realizada pela técnica da determinação do tempo necessário ao preenchimento de um volume conhecido. Este volume estava ligado em paralelo à linha de alimentação de cada um dos WC, sendo constituído de um recipiente de 39 L. Durante o processo de medição, a vazão era desviada para o recipiente e media-se o tempo necessário ao seu preenchimento. A vazão da bomba era então determinada pela razão entre o volume do recipiente e o tempo de preenchimento (Figura 12).

Figura 12 – Recipientes de aferição de vazão afluente dos wetlands construídos.



Fonte: Acervo GESAD (Disponível em www.gesad.ufsc.br).

A medição das vazões efluentes foi realizada por contadores automáticos conectados às respectivas básculas de acúmulo, sendo uma báscula com 7,70 L para o WCV-FS1 e outra

de 3,70 L para o WCV e WCV-FS2 (Figura 13). O contador registrava o horário de cada descarregamento das básculas, sendo possível então calcular a vazão média associada ao intervalo de tempo entre os descarregamentos. A vazão média para cada um dos intervalos entre descarregamentos foi calculada pela Equação 25.

$$\bar{Q}_i = \frac{V_{\text{báscula}}}{\Delta t_i} \quad (25)$$

Onde:

\bar{Q}_i : Vazão média para o intervalo de tempo entre os descarregamentos ($L s^{-1}$);

Δt_i : Intervalo de tempo entre descarregamentos (s);

$V_{\text{báscula}}$: Volume conhecido (7,70 L para WCV-FS1 ou 3,70 L para WCV-FS2).

Figura 13 – Sistema de aferição de vazão tipo báscula empregado no reservatório de saída dos wetlands construídos avaliados. Em (A) enchimento da báscula; em (B) esvaziamento da báscula.



Fonte: Acervo GESAD (Disponível em www.gesad.ufsc.br).

O volume efluente de cada pulso foi calculado pela Equação 26, onde o tempo final de pulso corresponde ao tempo necessário para que a vazão efluente seja nula na saída do sistema e o tempo inicial corresponde ao momento de acionamento da bomba.

$$V(\text{out})_{\text{pulso}} = \sum_{t_i=0}^{t_{fin}} \bar{Q}_i \Delta t_i \quad (26)$$

Onde:

V (out)pulso: Volume efluente de um pulso (L);

t_i: Tempo inicial (s);

t_{fin}: Tempo final do pulso (s).

Para se obter o volume efluente diário, a Equação 26 é aplicada a todos os pulsos do dia e procede-se um somatório dado pela Equação 27.

$$V_{out} = \sum_{N_p} V(\text{out})_{\text{pulso}} \quad (27)$$

Onde:

V_{out}: Volume efluente diário (L);

N_p: Número de pulsos diários.

3.3.3 Eficiências de remoção em termos de percentual de carga

As eficiências percentuais de remoção em termos de carga foram calculadas para os parâmetros DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻. Com os valores de entrada e saída de cada um dos parâmetros foi calculada a carga removida correspondente a determinado parâmetro. Posteriormente foi calculada a remoção de carga em termos percentuais utilizando-se a Equação 28.

$$EC_{\text{Carga}}(\text{par}) = \frac{[C_{\text{par in}} \cdot V_{\text{in}} - C_{\text{par out}} \cdot V_{\text{out}}]}{C_{\text{par in}} \cdot V_{\text{in}}} \cdot 100 \quad (28)$$

Onde:

E Carga(par): Eficiência de remoção carga removida de determinado parâmetro (%);

C_{par in}: Concentração de determinado parâmetro na entrada (g m⁻³);

C_{par out}: Concentração de determinado parâmetro na saída (g m⁻³);

V_{in}: Volume afluente diário (m³);

V_{out}: Volume efluente diário (m³).

3.3.4 Determinação da taxa máxima de consumo de oxigênio

Para calcular a capacidade do WC em transferir oxigênio da atmosfera utilizou-se a TCO máx como aproximação. Para determinar a TCO máx é necessário calcular o consumo diário de oxigênio, excluindo-se o efeito da desnitrificação. Esta metodologia de cálculo é justificada pelo fato de que a formação de nitrato na unidade necessita de oxigênio, cuja fonte principal é a atmosfera. A geração de equivalentes de oxigênio (via desnitrificação) não deve ser considerada neste caso porque a massa de oxigênio necessária à sequência nitrificação/desnitrificação já é considerada no termo que se refere a variação do parâmetro NTK. Para realizar o cálculo do máximo consumo de oxigênio diário (excluindo-se o efeito da desnitrificação) empregou-se a Equação 29, adaptada de Platzer, 1999.

$$MOD_{\text{consumo diário max}} = [0.7((CDQO_{\text{in}}.V(\text{in pulso}) - CDQO_{\text{out}}.V(\text{out pulso})) + 4.3((NTK_{\text{in}}.V(\text{pulso in}) - NTK_{\text{out}}.V(\text{pulso out})))]N_p \quad (29)$$

Onde:

$MOD_{\text{consumo diário max}}$: Máxima massa de oxigênio consumida diariamente (g d^{-1}).

A partir da aplicação da equação 29 o valor de TCO max é calculado segundo a Equação 30.

$$TCO_{\text{max}} = \frac{MOD_{\text{consumo diário max}}}{AS} \quad (30)$$

Onde:

TCO = taxa máxima de consumo de oxigênio ($\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$);

AS= Área superficial do WC (m^2).

3.3.5 Cálculo do tempo de detenção hidráulica médio para wetland construído vertical de fundo saturado

O valor do TDH médio foi calculado dividindo-se o volume médio do sistema (obtido via simulação), pelo volume escoado através do WCV-FS em um dia de operação (vazão diária efluente). O volume de líquido retido no sistema em cada instante de tempo é obtido pelo

produto do teor da umidade relativa média do maciço filtrante (Θ_{med}) pelo volume total do leito filtrante (volume de controle). O teor de umidade é variável ao longo do tempo devido a intermitência da alimentação, no entanto, antes do início de cada pulso seu valor tende a ser o mesmo devido a periodicidade dos pulsos. Denomina-se como volume médio do sistema (V_{med}) o volume de líquido retido no sistema no início de cada pulso. O volume médio depende do volume escoado entre dois pulsos consecutivos. Este último, por sua vez, depende da condutividade hidráulica do meio, e esta é função do teor de umidade que varia no tempo. A equação que correlaciona o fluxo efluente do leito filtrante com a variação do teor de umidade é a equação de Richards. Esta equação é utilizada pelo software Comsol Multiphysics[®], na forma apresentada na Equação 31.

O COMSOL Multiphysics é um software de uso geral baseado na solução numérica das equações diferenciais que modelam a física do sistema. Para o problema objeto desta tese a equação 31 é convenientemente manipulada resultando na equação 34, esta última equação é resolvida, utilizando-se a técnica de elementos finitos, onde encontra-se uma solução para cada um dos elementos de área em que o perfil do WC é subdividido (modelagem bidimensional). A otimização do número de elementos da malha de modelagem é refinada por tentativas, após o software sugerir uma primeira aproximação para o número de elementos. As condições de contorno e valores iniciais para a solução da equação 34 são previamente escolhidas pelo usuário conforme valores listados em literatura.

$$[C + SeS] \frac{\delta H_p}{\delta t} + \nabla \cdot [-K \nabla (H_p + D)] = 0 \quad (31)$$

Onde:

C: Umidade específica (m^{-1});

Se: Saturação efetiva ($m^3 m^{-3}$);

S: Capacidade de armazenamento (m^{-1});

K: Condutividade hidráulica ($m s^{-1}$);

D: Coordenada espacial (x, y, z);

H_p: Potencial de hidráulico (m).

O valor de S é função de θ (umidade volumétrica), sendo esta função representada pela Equação 32.

$$S = \rho f g (X_p + \theta X_f) \quad (32)$$

Onde:

ρ_f : Massa específica do fluido (kg m^{-3});

g : Aceleração da gravidade (m s^{-2});

θ : umidade volumétrica.

X_p e X_f : Compressibilidade das partículas sólidas e do fluido ($\text{ms}^2 \text{kg}^{-1}$).

Reagrupando os termos da Equação 31, pode-se escrever a Equação 33.

$$[C + SeS] \frac{\delta H_p}{\delta t} = -\nabla \cdot [-K\nabla(H_p + D)] \quad (33)$$

O termo a esquerda na Equação 33 corresponde à variação temporal do teor de umidade no maciço filtrante (expressa como saturação efetiva), e o termo a direita corresponde ao fluxo efluente (também denominado vazão específica). Ao isolar-se o termo da esquerda, resulta que a variação da umidade no tempo é igual ao negativo do fluxo efluente (o sinal negativo advém de ser esta a convenção para fluxos que deixam o volume de controle).

Conhecendo-se experimentalmente a variação temporal da vazão efluente (hidrograma de saída), calibrou-se um modelo que fornece a variação temporal da saturação efetiva. Integrando o termo a esquerda da Equação 33 ao longo do volume de controle, pode-se calcular o volume de líquido contido no sistema em cada instante de tempo. A correspondente derivada no tempo desta integração resulta, portanto, na variação temporal do volume de líquido contido em todo o maciço filtrante.

A integração sobre a superfície de controle (área de saída) do termo a direita na Equação 33 resulta na vazão de saída da unidade (vazão específica multiplicada pela área). Na Equação 34 mostra-se as integrações aplicadas aos dois lados da Equação 33, resultando que a variação temporal do volume de líquido contido no maciço filtrante (lado esquerdo da Equação 47) é igual a vazão de saída do sistema (lado direito).

$$\frac{\partial}{\partial t} \iiint_{V.C.} [C + S Se] H_p dV = \iint_{S.C.} -\nabla \cdot [K(H_p)\nabla(H_p D)] dA \quad (34)$$

Onde:

V : Variável de integração do volume;

A : Variável de integração da área;

$V.C$: Volume de controle ($X Z Y$);

S.C: Superfície de controle;

D: Posições geométricas (X,Y e Z).

O volume médio do sistema foi obtido pela resolução da Equação 34, considerando o instante de tempo inicial do pulso. A vazão efluente diária ($Q_{\text{eflu-diária}}$) foi calculada pela mesma Equação 34, porém considerando um intervalo temporal de um dia (valor acumulado dos volumes de saída ao longo de 24 horas) O valor do TDH médio correspondeu ao tempo necessário para renovar o volume médio do sistema (V_{med}), considerando a vazão igual a $Q_{\text{eflu-diária}}$. O valor de TDH (med) foi calculado pela Equação 35.

$$TDH(\text{med}) = \frac{V_{\text{med}}}{Q_{\text{eflu-diária}}} \quad (35)$$

Onde:

TDH(med): Tempo de detenção hidráulico médio (dias);

V_{med} : Volume médio do sistema (m^3);

$Q_{\text{eflu-diária}}$: Vazão diária efluente ($\text{m}^3 \text{d}^{-1}$).

Embora a equação 34 esteja escrita em termos de H_p , C, Se e K, estes parâmetros estão todos inter-relacionados a “ θ ”. A relação entre θ e esses parâmetros é fornecida pela formulação de Van Genuchten, representada pelas Equações 36, 37, 38 e 39.

$$\begin{cases} \theta = \theta_r + Se(\theta_s - \theta_r) & \text{se } H_p < 0 \\ \theta_s & \text{se } H_p \geq 0 \end{cases} \quad (36)$$

$$\begin{cases} Se = [1 + |\alpha H_p|^n]^{-m} & \text{se } H_p < 0 \\ 1 & \text{se } H_p \geq 0 \end{cases} \quad (37)$$

$$\begin{cases} C = \frac{\alpha m}{1-m} (\theta_s - \theta_r) Se^{\frac{1}{m}} (1 - Se^{\frac{1}{m}})^m & \text{se } H_p < 0 \\ 0 & \text{se } H_p \geq 0 \end{cases} \quad (38)$$

$$\begin{cases} k_r = Se \left[1 - (1 - Se^{\frac{1}{m}})^m \right]^2 & \text{se } H_p < 0 \\ 1 & \text{se } H_p \geq 0 \end{cases} \quad (39)$$

Para aplicação da formulação de Van Genuchten é necessário o conhecimento prévio das constantes experimentais específicas para o material filtrante, a saber: $\alpha = (1/m)$, n (adimensional) e l (adimensional), K_s (condutividade saturada em m/s), θ_r (umidade residual em m^3/m^3) e θ_s (umidade saturada em $m^3 m^{-3}$). O valor da constante adimensional m é dado por $m = 1-1/n$. Para uma primeira aproximação, os valores das constantes serão aqueles utilizados por Langergraber (2003) e Tomaz (2007), apresentados nas Tabelas 11 e Tabela 12.

Tabela 11 – Coeficientes utilizadas para areia utilizada como material filtrante.

Constante	Unidade	Descrição	Valor adotado
g	$m s^{-2}$	aceleração da gravidade	9,82
ρ_f	$kg m^{-3}$	massa específica do fluido	1000
X_p	$m s^{-2} kg$	compressibilidade dos grãos	1,00E-09
X_f	$m s^{-2} kg$	compressibilidade do fluido	1,00E-09
$*\theta_r$	$m^{-3} m^{-3}$	umidade residual	0,045
$*\theta_s$	$m^{-3} m^{-3}$	umidade saturada	0,35
$*K_s$	$m s^{-1}$	condutividade saturada	3,25E-04
$*\alpha$	$1/m$	coeficiente α	14,5
$*n$	-	coeficiente n	2,68
$*l$	-	coeficiente l	0,5

Nota: *Valores reportados por Langergraber (2003), com exceção de X_p e X_f (valores referência do software Comsol Multhiphysic®).

Tabela 12 – Coeficientes utilizadas para brita como material filtrante.

Constante	Unidade	Descrição	Valor adotado
g	$m\ s^{-2}$	aceleração da gravidade	9,82
ρ_f	$kg\ m^{-3}$	massa específica do fluido	1000
X_p	$m\ s^{-2}\ kg^{-1}$	compressibilidade dos grãos	1,00E-09
X_f	$m\ s^{-2}\ kg^{-1}$	compressibilidade do fluido	1,00E-09
θ_r	$m^{-3}m^{-3}$	umidade residual	0,045
$*\theta_s$	$m^{-3}m^{-3}$	umidade saturada	0,3
**K_s	$m\ s^{-1}$	condutividade saturada	2,5E-2
**α	1/m	coeficiente α	13,3
**n	-	coeficiente n	4
**l	-	coeficiente l	0,013

Nota: *Valores reportados por Tomaz (2007), ** valores reportados por Pucher e Langergraber (2019).

3.3.5.1 Seção de modelagem e condições de saída

Os dois WCV-FS foram modelados em duas dimensões (X e Z). A área da seção de modelagem foi definida dividindo a largura em duas partes (corte longitudinal ao longo do comprimento). O fluxo de saída foi então simulado para metade do WC e, posteriormente, multiplicado por dois para se obter o fluxo total. A seção de modelagem obtida pelo procedimento descrito acima resultou em uma seção com 1,15 m de largura por 0,75 m de altura para o WCV-FS1, e de 1,15 m de largura por 0,60 m de altura para o WCV-FS2.

A hidráulica do sistema de tubulações de alimentação dos WC não foi simulada, admitindo-se um fluxo de massa uniformemente distribuído pela superfície do filtro. A hidráulica da tubulação de saída foi simulada, admitindo-se uma condutância hidráulica de $0,01\ s^{-1}$ de modo a simular a resistência ao fluxo gerada pela tubulação de saída. Para simular as condições de saída, o fluxo de massa (gerado pela equação de Richards) foi aplicado sobre a área lateral dos três tubos drenantes (área lateral de três tubos de 25 mm de diâmetro com 3,26 metros de comprimento). Ao se multiplicar o fluxo de saída pela área total de saída das tubulações, o resultado foi a vazão de saída. As seções transversais dos wetlands e seção de modelagem são apresentadas na Figura 14 e na Figura 15 para WCV-FS1, e na Figura 16 e na Figura 17 para o WCV-FS2.

Figura 14 – Seção transversal do WCV-FS1.

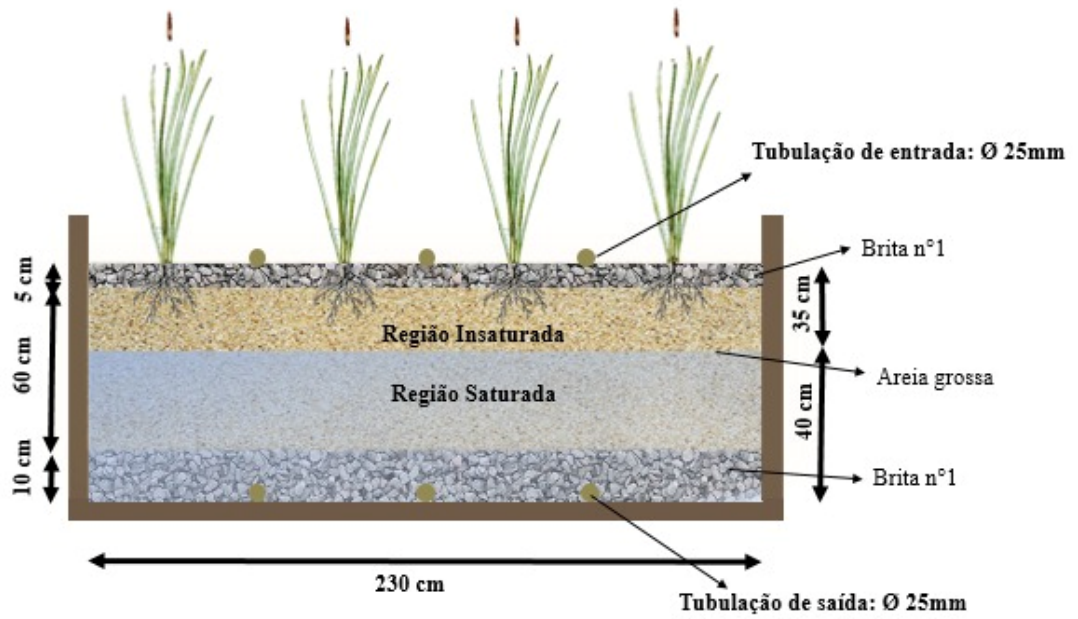


Figura 15 – Seção de modelagem do WCV-FS1.

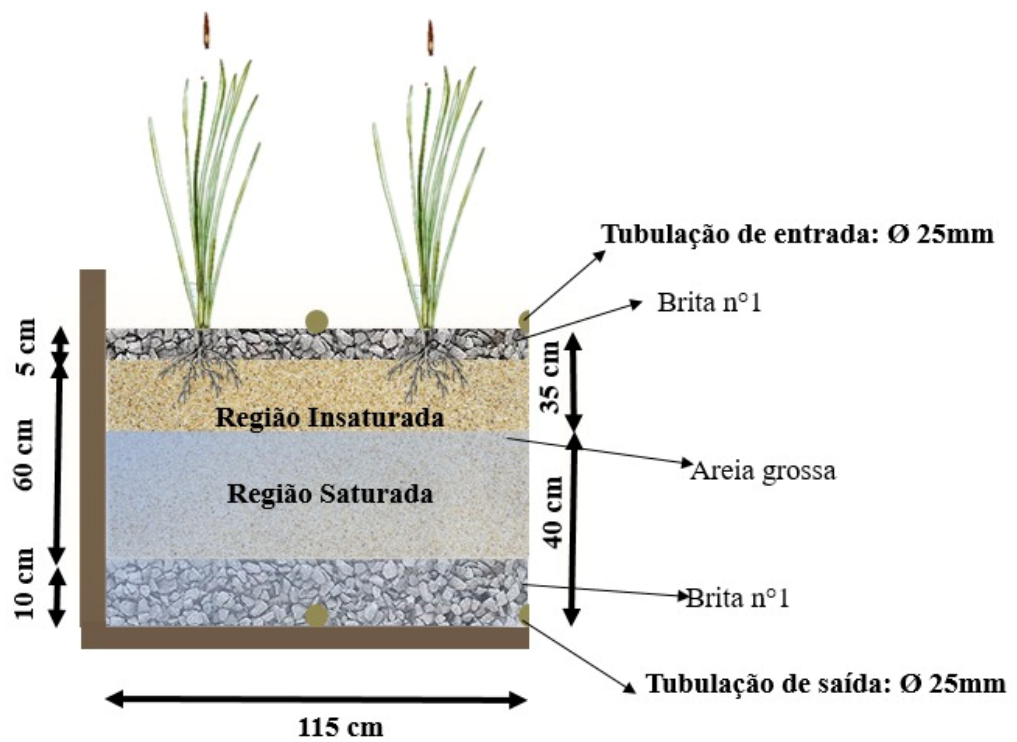


Figura 16 – Seção transversal do WCV-FS 2.

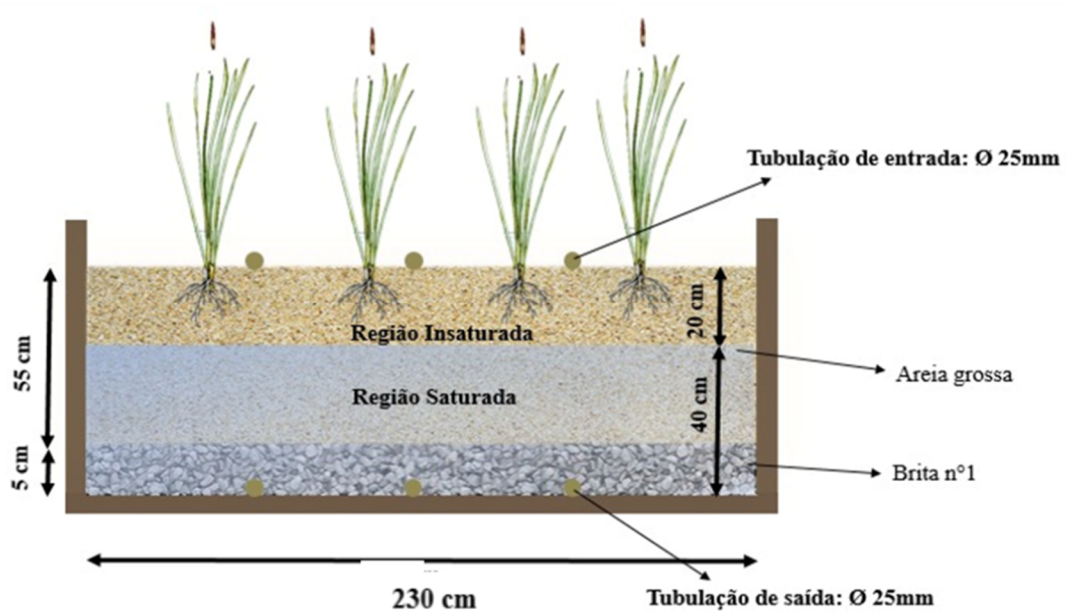
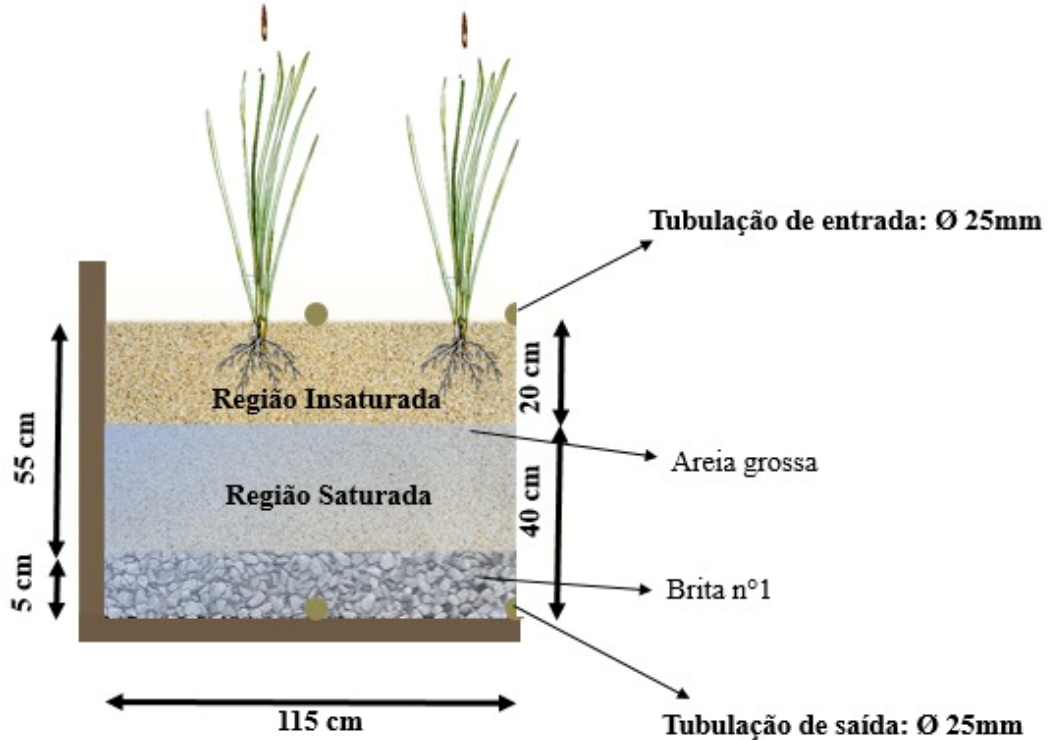


Figura 17 – Seção de modelagem do WCV-FS 2.



A simulação numérica para o cálculo de TDH foi aplicada somente ao WCV-FS1 e ao WCV-FS2, operando sob os PE I e III, respectivamente (Tabela 2), porque objetivou-se principalmente verificar a influência do parâmetro VE sobre os parâmetros TDH e TCO max das unidades WCV-FS (hipótese 1). Adicionalmente foi simulado o perfil de umidade no início de cada pulso para os dois valores de VE testados ($12,29$ e $25,35 \text{ Lm}^{-2}\text{min}^{-1}$) dada a importância

da variável umidade sobre o fluxo difusivo de oxigênio. Esta última simulação foi aplicada somente ao WCV-FS1.

3.3.6 Eficiência de oxigenação

Para avaliar a capacidade de cada unidade WC em transferir oxigênio da atmosfera foi estabelecido o critério de eficiência de oxigenação (EO), definido como a relação entre a massa de oxigênio introduzida no sistema por unidade de energia dispendida no bombeamento ($\text{Kg O}_2 \text{ KW h}^{-1}$). A energia dispendida para o bombeamento diariamente é dada pela Equação 40.

$$E = \frac{AS\gamma H_m}{1000nb} \cdot \frac{(THE.Np.\text{tempo de pulso})}{3600} \quad (40)$$

Onde:

E: Energia consumida (kW h d^{-1});

AS: Área superficial do filtro (m^2);

γ : Peso específico líquido (N m^{-3});

Hm: Altura manométrica (m);

THE: Taxa hidráulica específica ($\text{m}^3 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$);

Nb: Rendimento do conjunto moto bomba;

Np: Número de pulsos aplicados por dia;

Tempo de pulso: Tempo de funcionamento da bomba durante o pulso (s);

1000: Fator de conversão de W para kW;

3600: Fator de conversão de segundo para hora.

Considerando a hipótese da utilização completa do oxigênio, a massa de oxigênio introduzida diariamente pode ser obtida pelo rearranjo da Equação 30, resultando na Equação 41.

$$MOD_{\text{consumo diario max}} = \frac{TCO_{\text{max}}AS}{1000} \quad (41)$$

Onde:

TCO max: Taxa máxima de consumo de oxigênio ($\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$);

1000: Fator de conversão (g para kg).

A EO foi calculada então como a razão entre a Equação 41 e a Equação 40. A Equação 42 expressa esta razão.

$$EO = \frac{TCO_{\max} \cdot 3600 \cdot nb}{\gamma \cdot H_m \cdot (THE \cdot N_p \cdot \text{tempo de pulso})} \quad (42)$$

Onde:

EO: Eficiência de oxigenação (kg O₂ kW h⁻¹)

γ : Peso específico líquido (N m⁻³);

H_m: Altura manométrica (m);

THE: Taxa hidráulica específica (m³ m⁻² s⁻¹);

nb: Rendimento do conjunto moto bomba;

TCO max: Taxa máxima de consumo de oxigênio (g m⁻² d⁻¹);

3600: Fator de conversão de segundo para hora;

Tempo de pulso: Tempo de funcionamento da bomba durante o pulso (s).

3.3.7 Relação potência consumida/massa de oxigênio introduzido

Para avaliar o impacto de THE sobre a necessidade de potência para bombeamento utilizou-se a razão entre a potência de bombeamento para um determinado WC (operando a uma determinada THE) e a massa de oxigênio introduzida no sistema. Assim, para uma mesma eficiência de remoção de poluentes, o modo de operação que obtiver o menor valor para esta relação é considerado como mais eficiente quanto a necessidade de potência instalada. Esta relação é determinada pela Equação 43.

$$\frac{\text{Pot consumida}}{\text{Massa de O}_2} = \frac{\gamma H_m THE}{nb \cdot TCO_{\max}} \quad (43)$$

Onde:

POt consumida/ Massa de O₂: Potência consumida por massa de oxigênio introduzida no sistema diariamente (kW kg O₂⁻¹);

γ : Peso específico líquido (N m⁻³);

H_m: Altura manométrica (m);

THE: Taxa hidráulica específica (m³ m⁻² s⁻¹);

nb: Rendimento do conjunto moto bomba;

TCO_{max}: Taxa máxima de consumo de oxigênio ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$);

3.3.8 Cálculo da altura manométrica, da vazão e do rendimento das bombas

A altura manométrica de bombeamento (H_m) para todos os sistemas de WC em comparação foi determinada pelo ponto de intersecção da curva característica do sistema ($H_m \times Q$) com a curva característica do respectivo conjunto moto bomba. Uma vez definido este ponto de operação, foi determinado o rendimento do conjunto moto bomba para a vazão correspondente. Esta vazão do ponto operacional por sua vez, foi usada para definir o valor de THE utilizado nas Equações 40, 42 e 43.

3.4 ANÁLISES ESTATÍSTICAS

Estudos estatísticos descritivos básicos foram efetuados para todos os critérios de comparação considerando os respectivos parâmetros de qualidade (Tabela 2). Com isso, as estatísticas descritivas básicas (média, mediana, primeiro quartil, terceiro quartil, máximo e mínimo de cada parâmetro avaliado foram obtidos para os critérios: eficiência de remoção de carga em termos percentuais, carga efluente, concentração efluente, TCO max, EO e relação potência consumida/massa de oxigênio introduzida diariamente. Para o cálculo dos dois primeiros critérios de avaliação listados acima, foram aplicados os seguintes parâmetros de qualidade, DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺, e P-PO₄³⁻. Para o critério da concentração efluente utilizaram-se os parâmetros DQO, DBO₅, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, comparando-os com os valores máximos previstos na legislação de Santa Catarina para lançamento de efluentes, Resolução Consema 182/2021 (BRASIL, 2021).

Adicionalmente, realizou-se para cada série de dados de cada critério de avaliação um teste de Shapiro Wilk a um nível de confiança de 95 % para verificação da normalidade da distribuição. Para os casos em que a distribuição foi avaliada como Normal ou Log Normal, além das estatísticas básicas descritas acima, foi adicionado o intervalo de confiança para as médias.

Finalmente, as comparações entre unidades WC foram efetuadas segundo o Teste T de Student para variáveis independentes com 95% de confiança quando ambas as distribuições das séries de dados em comparação foram avaliadas como normais ou Log Normais (transformadas pela aplicação da função logaritmo a série) pelo teste de Shapiro Wilk. Para os

casos em que uma das distribuições, ou ambas, não são consideradas normais, comparou-se as respectivas medianas pela aplicação do teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste) para variáveis independentes a 95% de confiança

A verificação da significância estatística da diferença da média de um parâmetro de qualidade de um determinado WC sob um determinado PE, em relação ao valor admissível deste parâmetro segundo a legislação ambiental, foi avaliada segundo o teste T de Student à uma significância de 95%, quando a distribuição deste parâmetro era Normal ou Log normal. Caso a distribuições do parâmetro de qualidade não pudesse ser classificada em nenhuma destas últimas distribuições, a mediana da série de dados foi comparada ao valor da legislação pelo teste não paramétrico da soma dos postos sinalizados de Wilcoxon à 95 % de confiança.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos serão apresentados separadamente para cada PE, sendo que após esta apresentação será elaborada uma síntese de resultados comparativos entre PE, na referida síntese será verificada a validade da hipótese ou hipóteses que embasaram a comparação entre os PE.

4.1 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL I

Este PE foi realizado com o intuito de testar a hipótese três, no que se refere a possível superioridade da unidade WCV-FS1 sobre a unidade WCV, segundo o critério da eficiência energética. Além disso, este PE visou atender o objetivo específico de realizar um comparativo geral de desempenho entre estas duas diferentes tipologias de WC, quando ambas operam sob a mesma condição operacional. O PE-I foi realizado conforme as condições operacionais descritas na Tabela 5.

Os critérios de comparação adotados foram a eficiência de remoção de carga em termos percentuais e a carga superficial efluente em termos absolutos. Estes critérios foram aplicados aos parâmetros de qualidade DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻. Adicionalmente, foi realizado um comparativo tomando por base os critérios de concentração efluente para os parâmetros físico-químicos previstos na resolução estadual Consema 182/2021 (DBO₅, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻). Os WC também foram comparados em relação aos parâmetros TCO max, eficiência de oxigenação e potência consumida por Kg O₂ inserido no WC por dia.

Na Tabela 13 apresentam-se as concentrações afluentes e efluentes em termos de mediana obtidas durante o PE-I para os parâmetros de qualidade DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻. As comparações entre os WC foram efetuadas individualmente para cada critério e parâmetro, estando o detalhamento das estatísticas descritivas incluídos no Apêndice B. Ressalta-se que devido a não normalidade para a distribuição de alguns parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 13 não foi possível compará-los em termos de média e, tampouco descrever a distribuição em torno da média, utilizando-se do desvio padrão. Dessa forma, a mediana foi escolhida como estatística descritiva aplicável a concentrações de todos os parâmetros.

Tabela 13 – Valores medianos de concentrações afluentes e efluentes aos WC em termos de DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻, durante o procedimento experimental I.

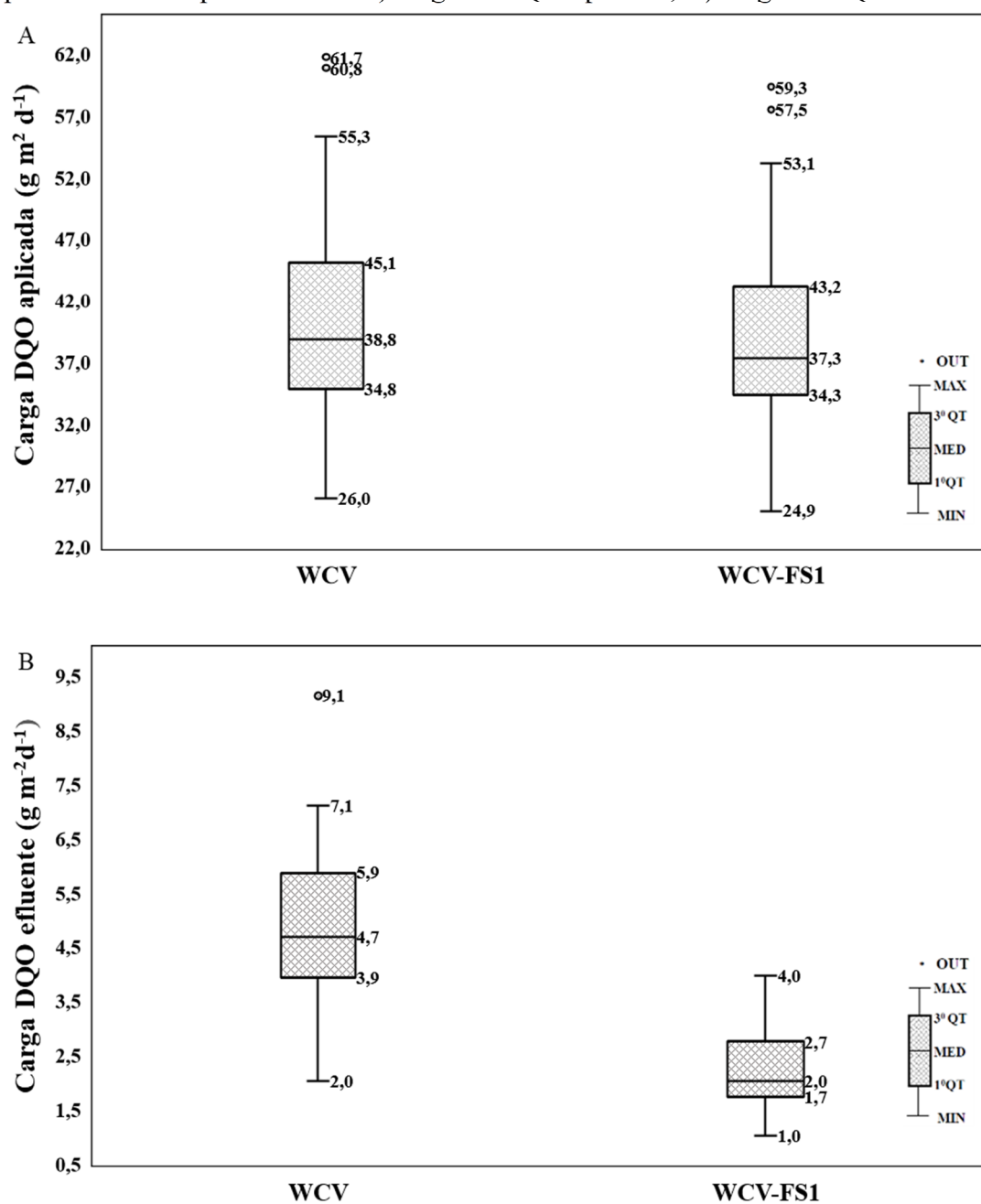
Parâmetros	WCV		WCV-FS1	
	Afluente (mg L ⁻¹)	Efluente (mg L ⁻¹)	Afluente (mg L ⁻¹)	Efluente (mg L ⁻¹)
DQO	376,7	49,6	376,7	22,9
DBO ₅	299,0	37,8	297,5	27,7
NT	78,79	61,48	74,00	44,00
N-NH ₄ ⁺	67,25	25,63	67,25	16,50
P-PO ₄ ³⁻	36,75	10,32	36,75	6,88

4.1.1 Eficiência de remoção de DQO

A carga orgânica média em termos de DQO aplicada na área superficial do WCV e do WCV-FS1 foram similares ao longo do PE I (40,3 g m⁻² d⁻¹ e 39,0 g m⁻² d⁻¹ para o WCV e WCV-FS1, respectivamente). Essa pequena variação em relação ao carregamento de DQO está associada às pequenas diferenças no CHID médio aplicado em ambas as unidades (Tabela 5). Apesar dessa pequena diferença do CHID, não foi identificada diferença estatística entre as médias dos WC para a carga superficial de DQO aplicada. Na Figura 18 apresenta-se a distribuição da carga de DQO aplicada e de carga efluente de DQO para WCV e WCV-FS1 durante o PE-I.

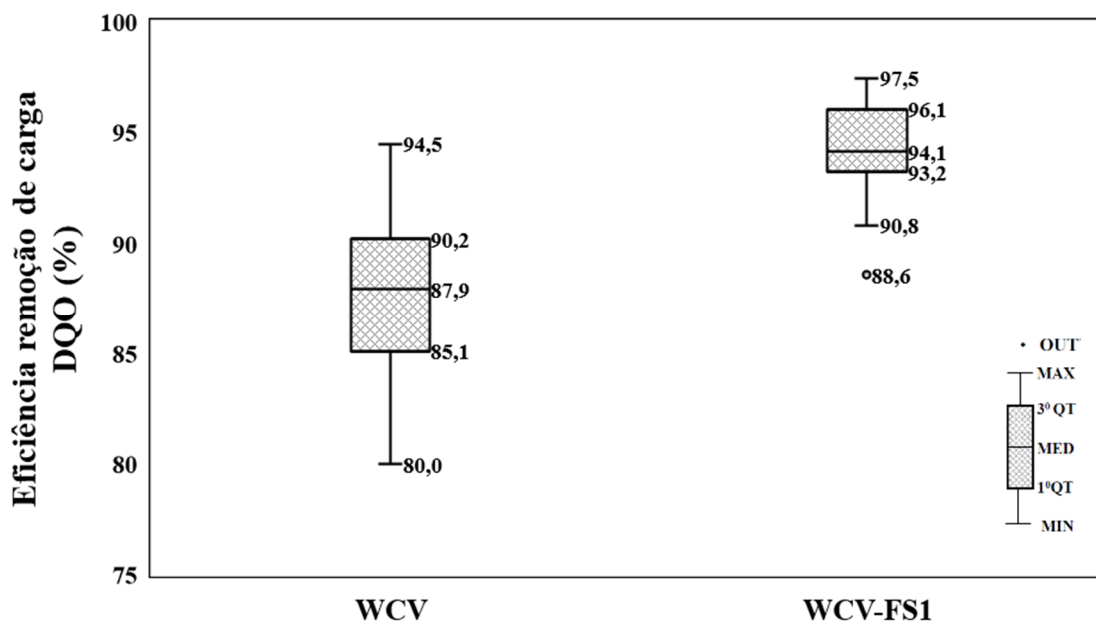
Considerando que as distribuições para as séries de dados de carga de DQO aplicada são do tipo Log Normal para ambos os WC (vide Apêndice A), foi aplicado o teste T Student para comparação entre as médias deste parâmetro. O p valor observado resultou em 0,456 ($p > 0,05$), o que impossibilita a rejeição da hipótese nula, ou seja, não existe diferença estatisticamente significativa entre os dois WC, no que se refere as médias de carga superficial de DQO aplicada. No que se refere a carga de DQO efluente, as distribuições encontradas foram do tipo Normal para o WCV e Log Normal para o WCV-FS1, o que levou à comparação a ser realizada pelo teste não paramétrico de Man Whitney (U teste), cujo critério de comparação é a mediana. Nesse sentido, os resultados mostraram que a mediana da carga efluente de DQO para o WCV foi aproximadamente 2,4 vezes maior no WCV (4,7 g DQO m⁻² d⁻¹) quando comparado ao WCV-FS1 (2,0 g DQO m⁻² d⁻¹). O valor p do teste comparativo para o critério da carga efluente de DQO resultou em $7,88 \times 10^{-11}$, mostrando fortíssima evidência quanto à significância estatística das diferenças entre as medianas ($p < 0,05$).

Figura 18 – Comportamento da DQO observado para WCV e WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de DQO aplicada; B) carga de DQO efluente.



Conhecendo-se as séries de dados para a carga afluente e efluente de DQO, foi possível determinar as séries de eficiência de remoção percentual de carga para ambos os WC. Na Figura 19 apresentam-se as distribuições de dados de eficiência de remoção de carga para o WCV e WCV-FS1 durante o PE-I.

Figura 19 – Eficiência de remoção de carga de DQO observada para o WCV e WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.



As medianas das eficiências de remoção de DQO foram de 87,9% para o WCV e 94,1% para o WCV-FS1. Esta diferença entre medianas é estatisticamente significativa (p observado igual a $7,88 \times 10^{-11}$). A mediana foi escolhida como estatística de comparação devido a distribuição ser do tipo Normal para o WCV e não definida para o WCV-FS1 (vide Apêndice A). Nesta situação o teste empregado para efetuar a comparação foi o de Man Whitney (U teste) a 95% cujo critério de comparação é a mediana.

Na Tabela B1 apresenta-se as estatísticas básicas referentes aos critérios de carga aplicada de DQO, de carga de DQO efluente e de eficiência percentual de remoção de carga superficial de DQO, para ambos os WC durante o PE- I. Os resumos dos testes estatísticos utilizados para a comparação entre os WC segundo os três critérios supracitados são mostrados na Tabela B2 (teste T de Student para comparação entre médias de carga de DQO afluente) e na Tabela B3 (teste de Man Whitney) para a comparação entre medianas dos critérios de carga de DQO efluente e de eficiência de remoção percentual de carga de DQO. Na Tabela B4 são mostradas as estatísticas básicas para as concentrações afluentes e efluentes e DQO para ambos os WC.

A maior eficiência para remoção de DQO do sistema WCV-FS1, no que se refere a remoção de carga superficial de DQO, com conseqüente menor carga de DQO emitida para o meio ambiente, deve-se provavelmente ao maior TDH desta unidade em relação ao WCV. Estudos de simulação conduzidos por Bassani et al (2021), para as duas unidades resultaram em um TDH de aproximadamente dois dias para o WCV-FS1 e de apenas 0,62 dias para o WCV.

Este comportamento é esperado devido ao fato que o escoamento na camada saturada do WCV-FS1, que ocupa 50% do perfil, é bem mais lento que no perfil completamente insaturado do WCV. O aumento do TDH resulta em mais tempo para que as reações de oxidação ocorram, o que acarreta em aumento da eficiência de remoção da DQO. Além disso, o escoamento em meio saturado é favorável ao fenômeno da sedimentação de sólidos nos poros do meio filtrante; uma vez que esse escoamento tende a ocorrer em regime laminar. Como consequência dessa remoção adicional de sólidos, ocorre remoção da fração de DQO associada a estes sólidos, o que acarreta melhoria geral da eficiência de remoção (DONG; SUN, 2007). Além disso, a maior umidade presente no meio filtrante do WCV-FS proporciona maior desenvolvimento das macrófitas em relação ao WCV. Este maior desenvolvimento tem como consequência um sistema radicular maior (PELLISSARI et al., 2018). Assim, quanto maior o sistema radicular, maior a área de contato disponível para a formação do biofilme, o que reflete diretamente na atividade microbiana. Dessa forma, a associação entre maior TDH, melhor capacidade de sedimentação de sólidos e maior desenvolvimento do biofilme, pode favorecer a remoção de matéria orgânica no WCV-FS quando comparado ao WCV.

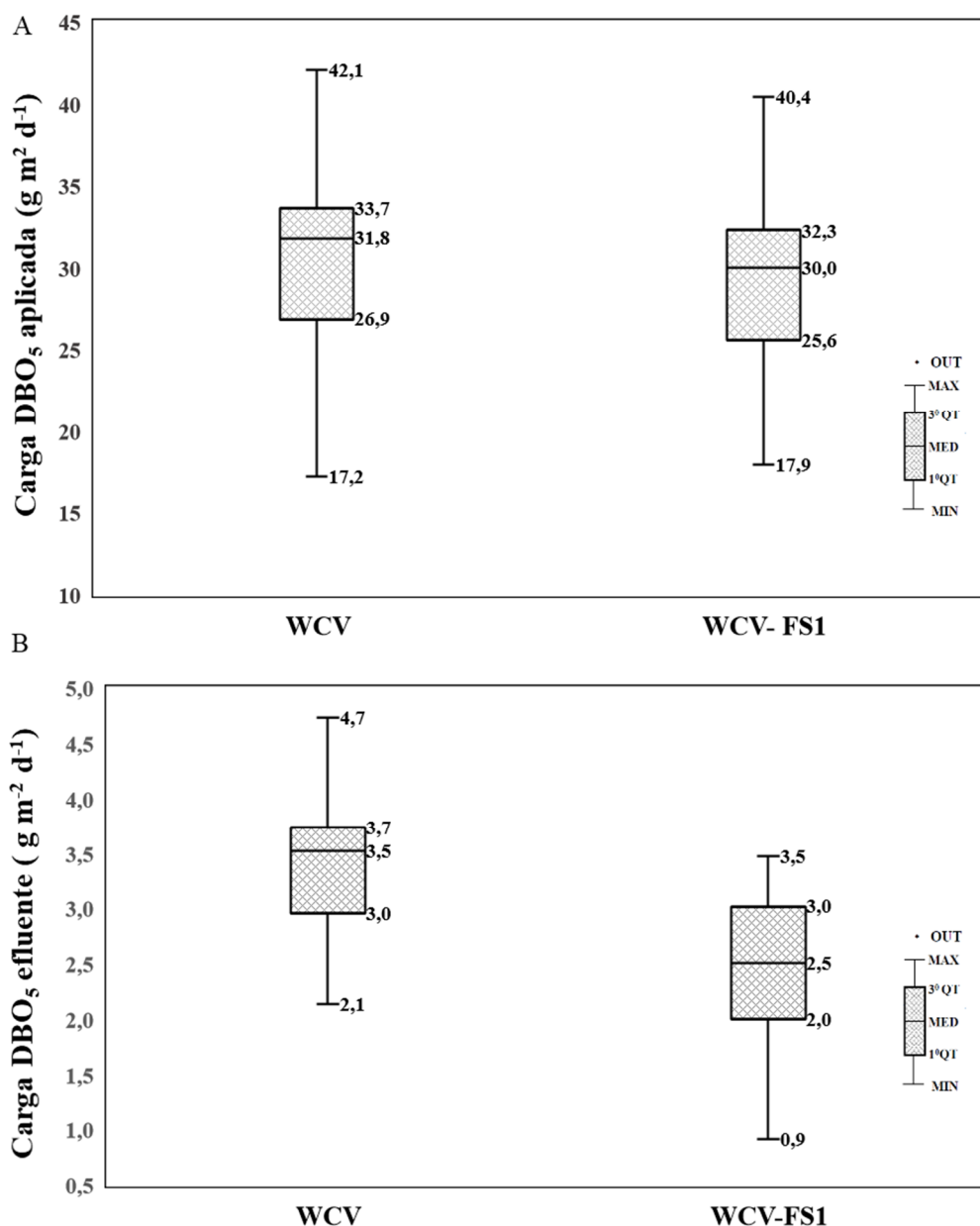
Em adição, conforme apresentado nas Figura 18B e 19, os dados para o WCV-FS1, possuem um menor espalhamento entre as medidas (menor distância interquartil), o que indica maior estabilidade de remoção de carga, para esse sistema, comparativamente ao WCV

4.1.2 Eficiência de remoção de DBO₅

As cargas médias de DBO₅ aplicadas aos WC foram semelhantes (30,8 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ para o WCV e 29,3 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ para o WCV-FS1), não sendo identificada diferença estatística entre as cargas aplicadas nos WC. Devido ao fato de as duas distribuições serem do tipo Normal (vide Apêndice A), foi possível aplicar o teste paramétrico de T Student a 95% para comparação entre estas médias, o qual resultou em um p valor de 0,238. Este resultado demonstra estatisticamente a igualdade entre as médias (p valor > 0, 05). No entanto, identificou-se diferença estatística entre as cargas de DBO₅ efluentes do WCV e do WCV-FS1 (p= 1,638 x 10⁻⁹). Essa comparação foi desenvolvida por meio do teste paramétrico de T de Student a 95% de confiança, devido as distribuições de dados para esse critério serem do tipo Normal para ambos os WC (vide Apêndice A). Para este tipo de teste a estatística de comparação usada é a média. Nesse sentido, as médias de carga de DBO₅ efluente em termos absolutos resultaram em 3,4 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ para o WCV e 2,4 g DBO₅ m⁻² d⁻¹ para o WCV-FS1.

FS1. Na Figura 20 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) das cargas de DBO₅ aplicadas e das cargas de DBO₅ efluente do WCV e WCV-FS1 ao longo do PE-I.

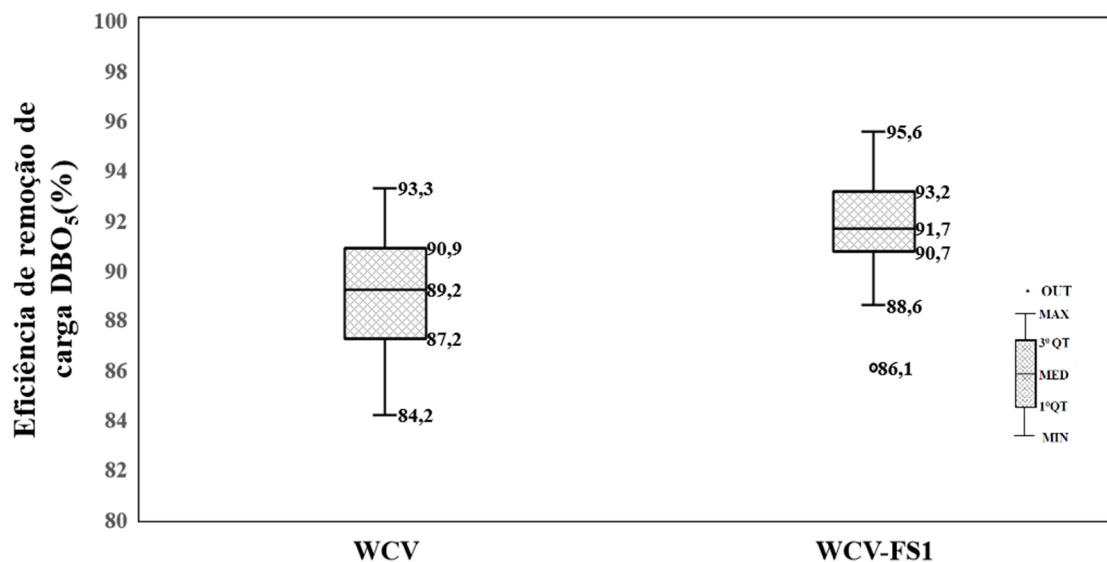
Figura 20 – Comportamento da DBO₅ observado para o WCV e WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de DBO₅ aplicada; B) carga de DBO₅ efluente.



A eficiência de remoção de carga de DBO₅ apresentou um comportamento análogo à eficiência de remoção de carga de DQO. Novamente, o WCV-FS1 apresentou maior média de eficiência de remoção de carga (91,8%) quando comparado ao WCV (88,8%). Como as distribuições resultaram normais para ambos os WC (vide Apêndice A), o teste utilizado foi o teste paramétrico de T de Student em 95% de confiança. Para este teste a média é a estatística de comparação. Neste sentido, o p valor observado resultou em $3,402 \times 10^{-8}$, o que constitui

fortíssima evidência contra a hipótese de igualdade entre as médias ($p < 0,05$). Na Figura 21 apresenta-se as distribuições de eficiência de remoção de carga (Box plot) para ambos os WC.

Figura 21 – Eficiência de remoção de carga de DBO_5 observada para o WCV e WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.



Considerando que para a DBO_5 a distribuição de dados resultou Normal tanto para o critério de carga efluente, como de eficiência de remoção de carga, foi possível determinar um intervalo de confiança a 95% para as diferenças entre os WC. Assim, o WCV apresentou uma carga efluente média de $1 \text{ g } DBO_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ maior que o WCV-FS1. Esta diferença variou entre um limite superior de $1,3 \text{ g } DBO_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e um inferior de $0,7 \text{ g } DBO_5 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Para o critério de eficiência de remoção de carga o WCV-FS1 obteve uma média 3% superior ao WCV, com esta diferença variando entre 2 e 4%.

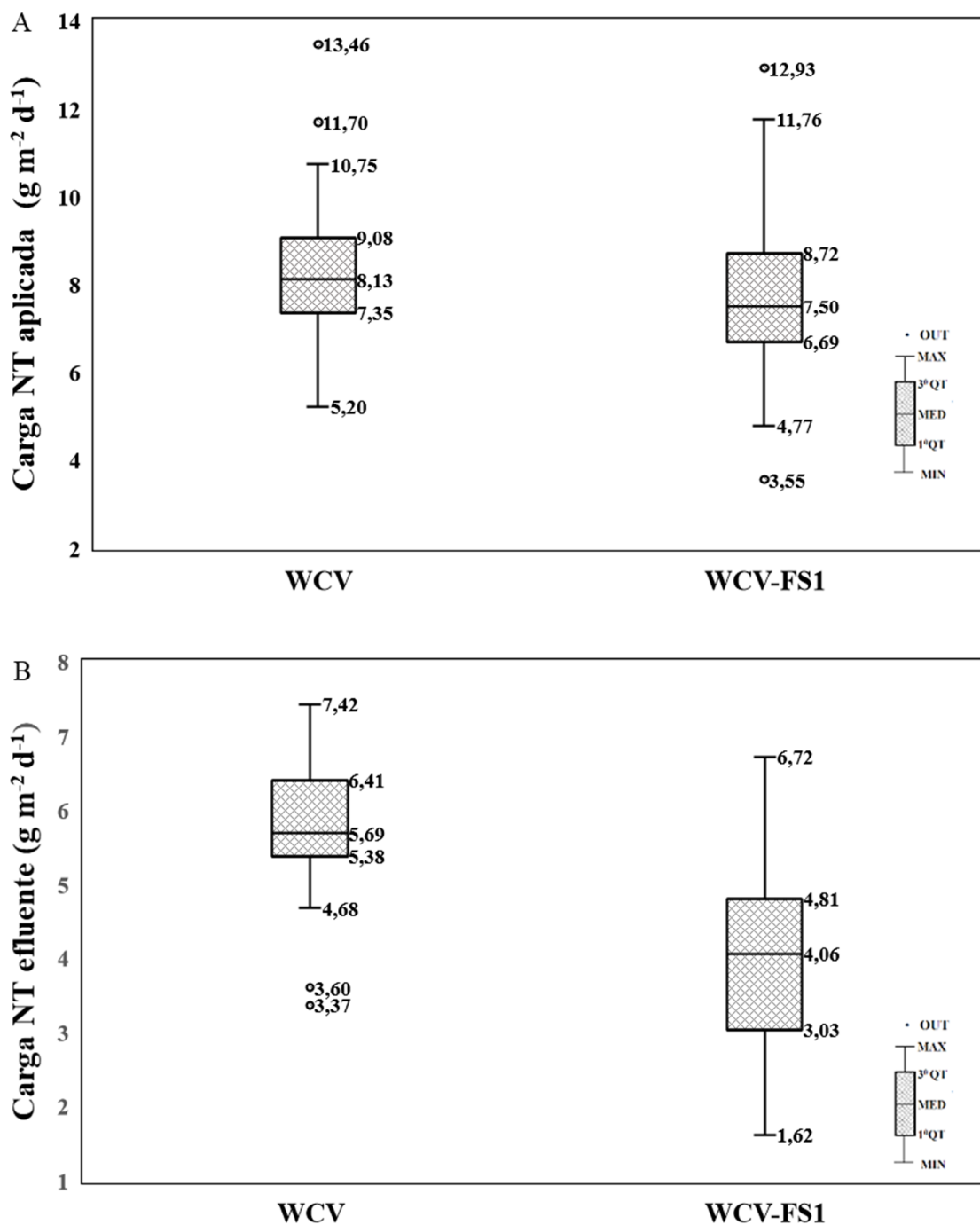
Da mesma maneira que para o parâmetro DQO, o melhor desempenho do WCV-FS1 em relação ao parâmetro DBO_5 pode estar relacionado à inserção da camada de saturação que tem como consequência aumentar o TDH da unidade e o tempo disponível para a ocorrência das reações de oxidação. Na Tabela B5 mostram-se as estatísticas básicas para os critérios de carga de DBO_5 aplicada, de carga superficial efluente de DBO_5 e de eficiência percentual de remoção de carga de DBO_5 . Na Tabela B6 são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos para os três critérios de comparação citados acima. Na Tabela B7 são mostradas as estatísticas básicas para a concentração afluente e efluente de DBO_5 e na Tabela B8 é apresentado o intervalo de confiança para as diferenças entre as médias dos critérios de carga efluente e eficiência de remoção de carga.

4.1.3 Eficiência de remoção das frações nitrogenadas

Não foi identificada diferença estatística ($p = 0,212$) entre a mediana de carga de NT aplicada ao WCV ($8,13 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) e a aplicada ao WCV-FS1 ($7,50 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). A mediana é aqui empregada como estatística de comparação devido a distribuição de dados ser do tipo Log Normal para WCV e Normal para o WCV-FS1 (vide Apêndice A). Nesta situação, o teste empregado foi o de Man Whitney (U teste) a 95% de confiança, cujo critério de comparação é a mediana. No entanto, foi identificada diferença estatística entre os WC no que se refere à carga de NT efluente ($p = 4,798 \times 10^{-5}$). A carga média efluente de NT foi de $5,72 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV e de $3,96 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS1. Devido ao fato de a distribuição de dados para este critério apresentar distribuição Normal, para ambos os WC (vide Apêndice A), a comparação foi feita utilizando-se o teste paramétrico de T de Student 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a média. Na Figura 22 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para a carga aplicada de NT e a carga de NT efluente para o WCV e o WCV-FS1.

Adicionalmente, devido à normalidade dos dados de ambas as distribuições para o critério de carga de NT efluente (vide Apêndice A), foi possível definir um intervalo de confiança a 95% para as diferenças entre os WC. Assim, o WCV apresentou uma carga média efluente $1,76 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ maior que o WCV-FS1, com esta diferença variando entre o limite superior de 2,43 e um inferior de $0,89 \text{ g NT m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

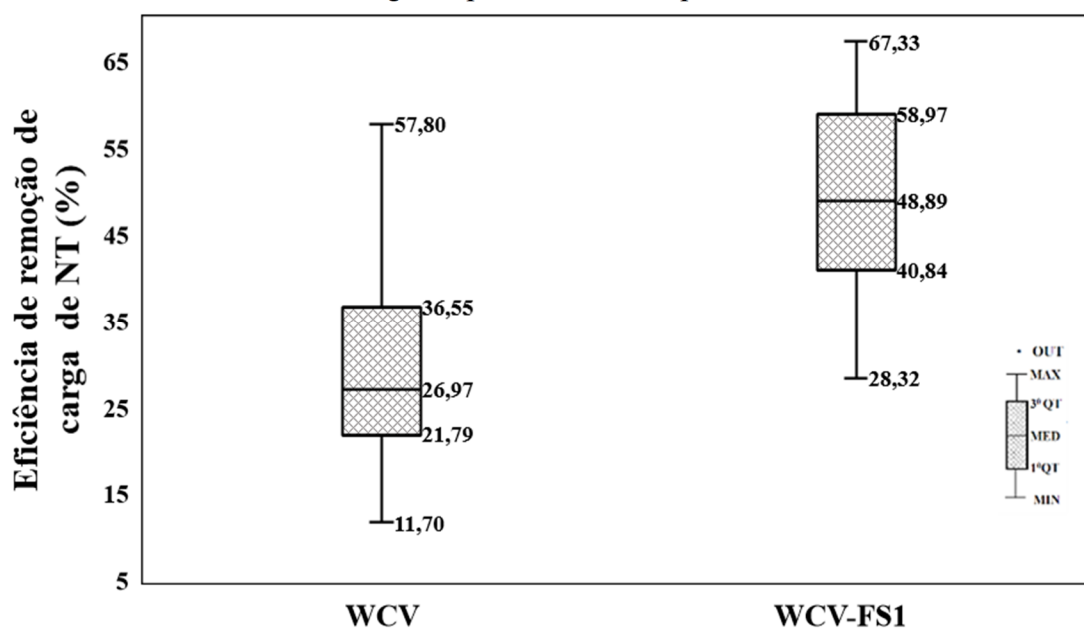
Figura 22 – Comportamento do NT observado para o WCV e o WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de NT aplicada; B) carga de NT efluente.



Quanto à eficiência de remoção de carga de NT, o WCV-FS1 apresentou maior desempenho de remoção de NT quando comparado ao WCV. A mediana das eficiências de remoção de carga de NT foi de 26,97% para o WCV e 48,89% para o WCV-FS1. Esta diferença é estatisticamente significativa ($p = 9,57 \times 10^{-4}$), sendo que a mediana foi adotada como critério de comparação devido a distribuição dos dados ser do tipo Log normal para o WCV e Normal para o WCV-FS1 (vide Apêndice A). Devido a esta situação, o teste empregado foi o de Man

Whitney U test, a 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a mediana. Na Figura 23 apresenta-se a distribuição de dados para a eficiência de remoção de carga de NT para ambos os WC durante o PE-I.

Figura 23 – Eficiência de remoção de carga de NT observada para o WCV e o WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.



O maior desempenho de remoção de NT no WCV-FS1 em relação ao WCV pode ser explicado pela magnitude do processo de desnitrificação ser maior em unidades do tipo WCV-FS. Esse fato já foi comprovado por diferentes estudos realizados em WCV-FS (PELISSARI et al., 2018; 2017). A presença de ambientes redutores devido a camada saturada do WCV-FS, favorece a atividade de bactérias desnitrificante (PELISSARI et al., 2018). Além disso, apesar da nitrificação e desnitrificação clássica serem consideradas as principais rotas de remoção de NT em WC (SAEED; SUN, 2012), a existência de ambientes oxidativos e redutores dentro de um mesmo módulo favorece a ocorrência de outras rotas bioquímicas de transformação e remoção de nitrogênio. Nitrificação heterotrófica já foi identificada nesses sistemas (PELISSARI et al., 2017), a remoção anaeróbia da amônia por meio do processo de ANNAMOX já foi reportada por estudos desenvolvidos por Dong e Sun, (2007), o processo de COMMAMOX vem sendo reportando por estudos recentes (PELISSARI et al., 2018), a presença e a atividade de arqueas oxidantes da amônia também vem sendo identificada nesses sistemas (PELISSARI et al., 2018).

Apesar da grande amplitude de rotas metabólicas identificadas em WCV-FS, a participação percentual de cada uma das vias de transformação dos compostos nitrogenados

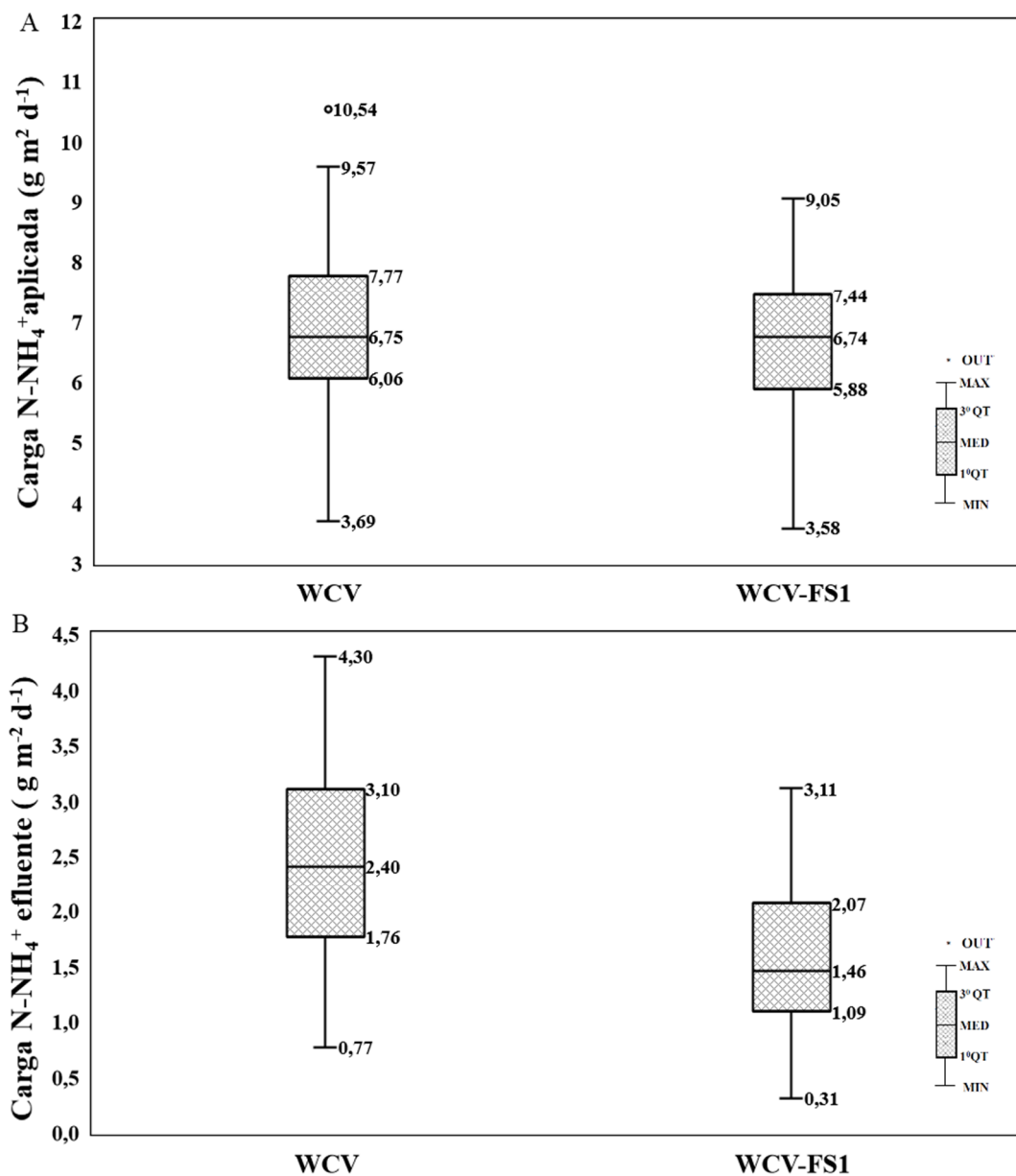
permanece desconhecida, não permitindo afirmações de caráter quantitativo quanto a prevalência de cada uma das rotas (NIVALA et al., 2013).

Na Tabela B 9 mostram-se as estatísticas básicas para os critérios de carga afluyente de NT, de carga efluyente de NT e de eficiência de remoção de carga de NT. Na Tabela B10 são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos para os critérios de carga de NT aplicada e de eficiência de remoção de carga de NT. Na Tabela B11 é mostrado o resumo do teste estatístico de comparação para o critério de carga efluyente de NT em termos absolutos. Na Tabela B12 apresentam-se as estatísticas básicas da concentração afluyente e efluyente de NT para ambos os WC. Na Tabela B13 é mostrado o resumo do intervalo de confiança resultante para a diferenças entre os WC para o critério de carga superficial efluyente.

4.1.4 Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal

No PE-I, a carga superficial média de N-NH_4^+ aplicada no WCV-FS1 foi de $6,61 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, enquanto que para o WCV foi de $6,92 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Apesar dessa pequena variação, não se identificou diferença estatística entre as médias de carga aplicada de N-NH_4^+ ($p = 0,509$). Devido à normalidade das séries de dados para ambos os WC (vide Apêndice A), o teste empregado na comparação foi o teste paramétrico de T Student a 95% de confiança, o que implica na definição da média como estatística de comparação. No entanto, foi identificada diferença estatística significativa entre as médias de carga efluyente dos WC ($p = 6,57 \times 10^{-6}$). Nesse sentido, a média de carga efluyente do WCV foi de $2,45 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ comparativamente a uma média de $1,55 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS1. Como ambas as distribuições de carga efluyentes são normais (vide Apêndice A), a comparação foi efetuada com o emprego do teste paramétrico de T de Student a 95% de confiança, o que implica na definição da média como estatística de comparação. Na Figura 24 apresenta-se a distribuição da carga (Box plot) de N-NH_4^+ aplicada e de carga de N-NH_4^+ efluyente para ambos os WC durante o PE-I.

Figura 24 – Comportamento do N-NH_4^+ observado para o WCV e o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I. A) carga de N-NH_4^+ aplicada; B) carga de N-NH_4^+ efluente.

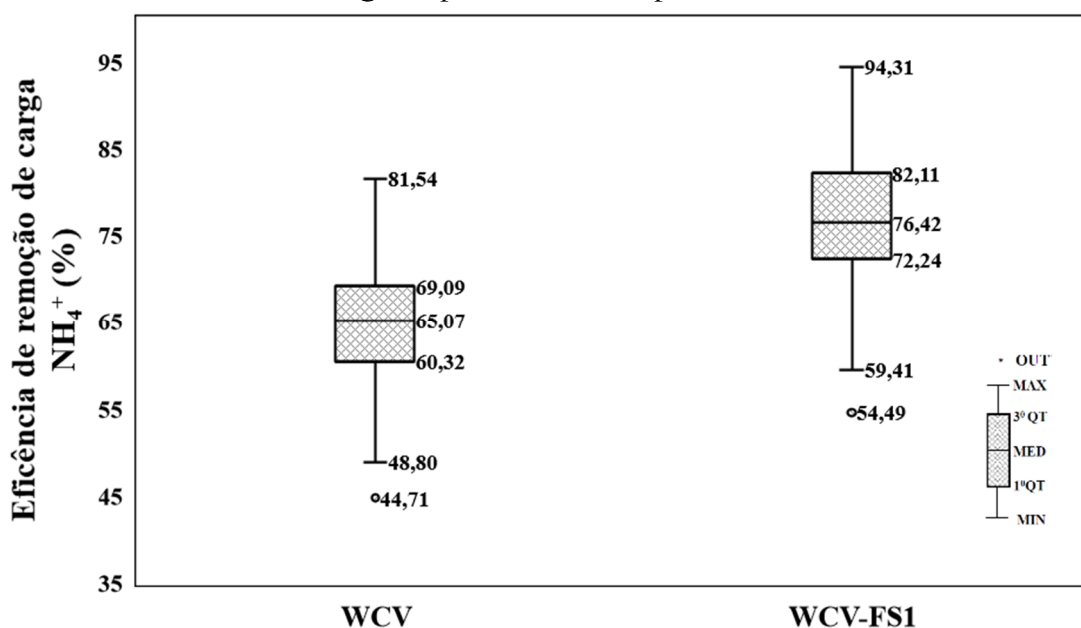


Adicionalmente, devido à normalidade dos dados para ambos os WC, foi possível determinar um intervalo de confiança a 95% para a diferença de carga efluente de N-NH_4^+ . Assim, o WCV apresentou uma carga efluente média de $0,90 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ maior que o WCV-FS1, sendo o limite superior para esta diferença de $1,27 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ e inferior de $0,5 \text{ g N-NH}_4^+ \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$.

Quanto à eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ , os resultados mostraram diferença estatística significativa entre os WC ($p = 1,67 \times 10^{-7}$). Nesse sentido, a mediana de eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ foi de 65,07% para o WCV e de 76,42% para o WCV-FS1. A adoção da mediana como estatística de comparação é resultante do tipo de

distribuição dos dados de eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ , Normal para o WCV e Não definida para o WCV-FS1 (vide Apêndice A). Nesta situação, a comparação é efetuada pelo teste não paramétrico de Mann Whitney (U teste), cuja estatística de comparação é a mediana. Na Figura 25 mostra-se a distribuição (Box Plot) para a eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ para ambos os WC durante o PE-I.

Figura 25 – Eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ observada para o WCV e o WCV-FS1 ao longo do procedimento experimental I.



A maior eficiência na remoção de N-NH_4^+ obtida pelo WCV-FS1 provavelmente esteja associada à presença da camada saturada no fundo deste WC. As condições ambientais nesta camada se caracterizam por baixas concentrações de oxigênio (valores medidos *in loco* entre 0,3 e 1 mg L^{-1}), concentrações relativamente baixas de matéria orgânica e N-NH_4^+ . Segundo a literatura, a simultaneidade destas três condições favorece a dominância relativa dos organismos AOA sobre o AOB (CHEN et al., 2017; ZHANG et al., 2009). Desta maneira, é provável a existência de uma maior variabilidade de rotas metabólicas no WCV-FS1 em relação ao WCV, já que o primeiro possui uma camada insaturada predominantemente aeróbia, onde predominam microrganismos que oxidam a amônia na presença de oxigênio (AOB), seguida de uma camada saturada, onde a baixa concentração de oxigênio resulta na existência simultânea de microrganismos AOA, AOB e ANAMOX no mesmo ambiente. Observa-se que a camada insaturada pré-condiciona o efluente de modo a se obter as condições ambientais favoráveis à existência do consórcio de microrganismos na camada saturada. A transformação da amônia por um conjunto de rotas metabólicas mais amplo potencialmente resulta em uma

maior eficiência do processo como um todo. Ressalta-se que a existência desse consórcio de microrganismos foi observada experimentalmente por Yapsakli et al (2011) e por Chen et al (2017), em sistemas de tratamento biológico que operavam dentro das três condições ambientais supracitadas.

Na Tabela B14 apresentam-se as estatísticas básicas para os critérios de carga afluente de N-NH_4^+ , de carga efluente de N-NH_4^+ e de eficiência de remoção de carga. Na Tabela B15 mostra-se o resumo dos testes estatísticos comparativos entre os WC para os critérios de carga de N-NH_4^+ aplicada e de carga de N-NH_4^+ efluente. Devido à normalidade da distribuição da série de valores para o critério de carga efluente para ambos os WC, foi possível construir um intervalo de confiança a 95% para a diferença de carga efluente de N-NH_4^+ . O resumo do intervalo de confiança resultante para a variável diferença de carga superficial efluente de N-NH_4^+ é mostrado na Tabela B16. Na Tabela B17 é mostrado o resumo do teste estatístico de comparação para o critério de eficiência de remoção de carga superficial de N-NH_4^+ . No que se refere as concentrações afluentes ao WCV e ao WCV-FS1, ambas as séries são idênticas, uma vez que foram obtidas a partir das concentrações de N-NH_4^+ medidas com as mesmas amostras de esgoto afluente. Na Tabela B18 mostram-se as estatísticas básicas para as concentrações afluentes e efluentes de N-NH_4^+ para o WCV e o WCV-FS1 durante o PE-I.

4.1.5 Eficiência de remoção de fósforo ortofosfato

Considerando o PE-I, a carga média de P-PO_4^{3-} aplicada no WCV-FS1 foi de 3,62 g $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, enquanto que para o WCV foi de 3,75 g $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esta pequena diferença deve-se às variações no CHID médio aplicado. No entanto, não se observou diferença estatística significativa entre as médias de carga aplicada de P-PO_4^{3-} entre os WC ($p = 0,857$). Como as distribuições de dados para a carga afluente resultaram no tipo Normal para ambos os WC (vide Apêndice A) o teste aplicado para realizar a comparação foi o de T de Student a 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a média. No entanto, em relação a carga efluente de P-PO_4^{3-} foi verificada diferença significativa entre as medianas dos WC ($p = 2,55 \times 10^{-12}$). Assim, as medianas de carga efluente de P-PO_4^{3-} foram de 0,96 g $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV e de 0,65 g $\text{P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS1. Como as distribuições dos dados para a carga efluente resultaram no tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice A), a comparação foi realizada pelo emprego do teste não paramétrico de Mann Whitney-(U teste) à 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a mediana. Na Figura 26 apresenta-se a distribuição de P-PO_4^{3-} aplicada e de carga de P-PO_4^{3-} efluente para ambos WC.

No que se refere ao critério de eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ foi encontrada diferença estatística significativa entre os WC ($p = 3,618 \times 10^{-9}$). Assim, a média de eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ foi de 71,48 % para o WCV e de 81,92% para o WCV-FS1. Como as distribuições de dados para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ apresentaram comportamento Normal para ambos os WC (vide Apêndice A), a comparação foi realizada pelo emprego do teste paramétrico de T de Student a 95% de confiança. Adicionalmente, também em função da normalidade dos dados para ambos os WC, foi possível definir um intervalo de confiança a 95% para a diferença de eficiência de remoção de carga superficial de $P-PO_4^{3-}$ entre o WCV e o WCV-FS1. Nesse sentido, o WCV-FS1 apresentou uma eficiência 10,44 % maior que o WCV em média, com os limites inferior e superior dessa diferença entre 7,51 e 13,37%, respectivamente. Na Figura 27 mostra-se a distribuição (Box Plot) para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ para ambos os WC durante o PE-I.

A performance de ambos os sistemas quanto à eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ foi elevada. Segundo Brix e Arias (2005), a expectativa de eficiência de remoção para a carga superficial de $P-PO_4^{3-}$ está entre 20 e 30% para os WCV quando operados com carregamento orgânico equivalentes a 3,2 PE e preenchidos com areia grossa. Além disso, segundo os mesmos autores, a eficiência de remoção de fósforo tende a diminuir com o tempo devido à perda da capacidade de adsorção do material filtrante. No entanto, após 6 anos de operação, esta diminuição da eficiência não foi observada para ambos os WC. A maior eficiência média de remoção de carga superficial de $P-PO_4^{3-}$ do WCV-FS1 em relação ao WCV pode estar associada ao maior desenvolvimento radicular das macrófitas quando plantadas em unidades de fundo saturado, onde a o teor médio de umidade do maciço filtrante é maior. O maior desenvolvimento radicular potencialmente resulta em maior superfície de adsorção, que é um mecanismo importante para remoção de fósforo. Esta superioridade de remoção de fósforo do WCV-FS1 em relação ao WCV, é corroborada por resultados experimentais de outros autores. Os resultados de Trein et al (2015), por exemplo, revelaram uma eficiência de remoção de carga superficial de $P-PO_4^{3-}$ de 61% para um WCV e de 93% para um WCV-FS. Resultados opostos foram obtidos no trabalho de Dong e Sun (2007), que revelou aumento da concentração de fósforo efluente quando ocorreu presença da saturação de 55 cm em um perfil com altura total de 80 cm. No entanto, o material de preenchimento do filtro nesse experimento era pedregulho com diâmetro entre 2 e 6 mm, o que com certeza diminui a capacidade de adsorção comparativamente a areia utilizada nos WC da presente tese, e também, no trabalho de Trein et al (2015).

Figura 26 – Comportamento do P-PO_4^{3-} observado para o WCV e WCV-FS durante o procedimento experimental I. A) carga de P-PO_4^{3-} aplicada; B) carga de P-PO_4^{3-} efluente.

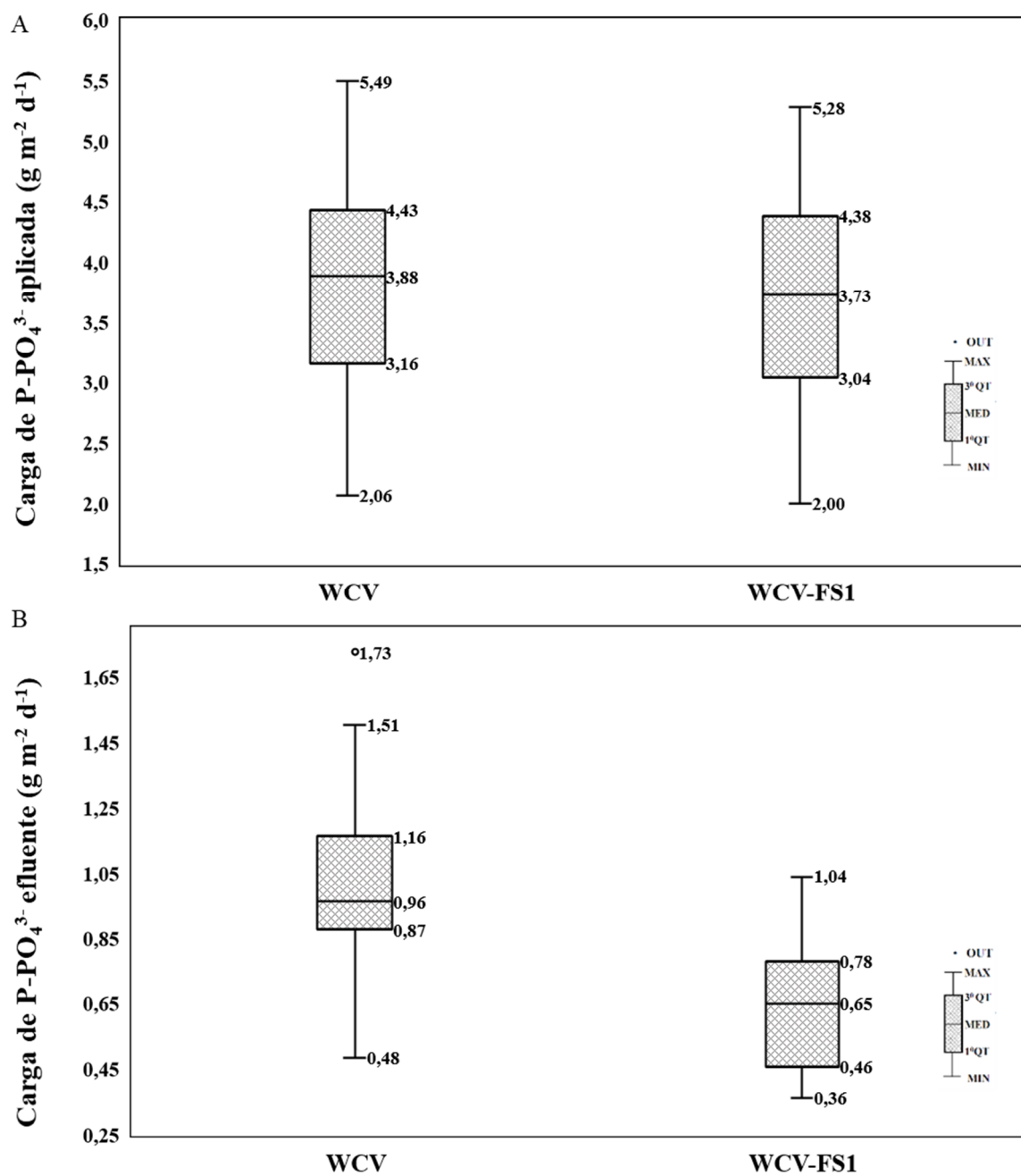
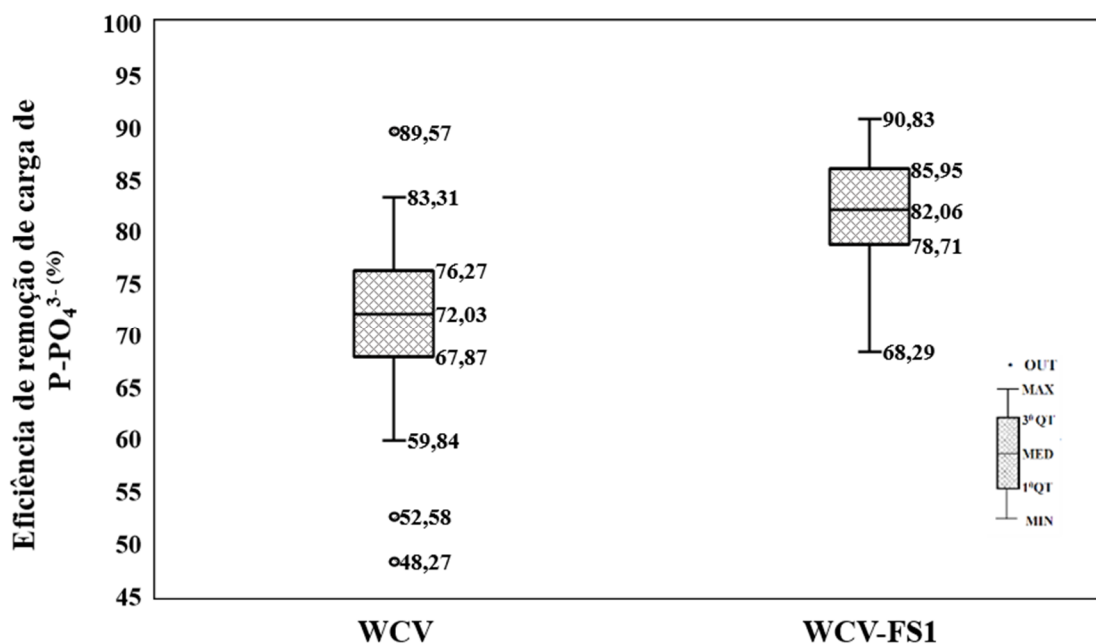


Figura 27 – Eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ observada para o WCV e WCV-FS1 segundo operação do PE-I.



Na Tabela B19 apresentam-se as estatísticas básicas para a carga superficial de $P-PO_4^{3-}$ aplicada, para carga de $P-PO_4^{3-}$ efluente, e para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$. Na Tabela B20, são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos entre WC para os critérios de carga aplicada de $P-PO_4^{3-}$ e eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$. Na Tabela B21 mostra-se o resumo do teste estatístico de comparação entre os WC para o critério de carga de $P-PO_4^{3-}$ efluente. Na Tabela B22 mostra-se o resumo de dados para o intervalo de confiança a 95% obtido para o critério de eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$. Finalmente, na Tabela B23 apresentam-se as estatísticas básicas para as concentrações afluente e efluente de $P-PO_4^{3-}$ durante o PE-I.

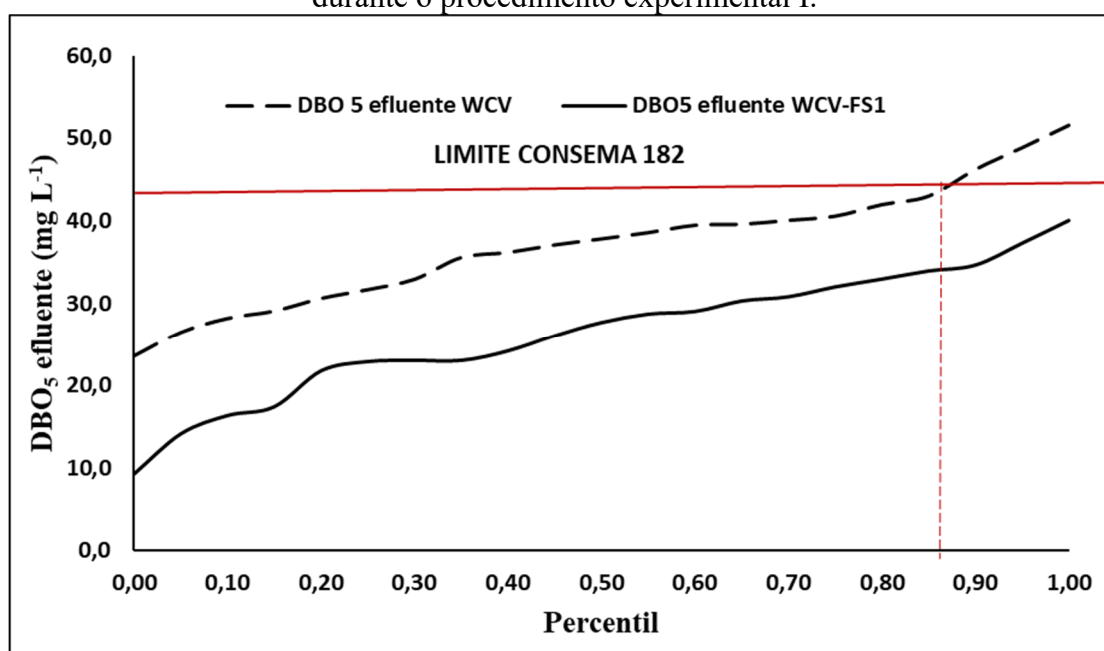
4.1.6 Comparação entre o WCV e o WCV-FS1 em relação as concentrações limites definidas pela legislação ambiental durante o procedimento operacional I

A recente legislação ambiental sobre padrões de lançamento de efluentes do estado de Santa Catarina (Resolução Consema 182/2021) especifica valores máximos permitidos em termos de concentração para os parâmetros físico químicos: DQO, DBO_5 , $N-NH_4^+$, NT, $P-PO_4^{3-}$, SST e óleos e graxas. Adicionalmente, a Resolução 182/2021 estabelece valores máximos permitidos diferentes para cada um dos parâmetros acima em função da vazão de tratamento (categorias 1, 2 e 3), além de metas temporais de concentrações máximas permitidas a serem atingidas até o ano de 2031. No escopo da presente tese foram selecionados como

critério de comparação entre os WC, os parâmetros DBO_5 , N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} , referentes a ETEs categoria 2 (vazão entre 5 e 50 L s^{-1}) para o período pós 2031. Quando não havia número de dados suficientes, o parâmetro DBO_5 foi substituído pela DQO. Observa-se que o limite inferior de vazão para a categoria 2, situa-se próximo a vazão gerada por uma população de 2500 habitantes, o que por sua vez, corresponde aproximadamente à população máxima que usualmente é atendida por sistemas WC. Apesar dos sistemas WC estarem em sua maioria compreendidos na categoria 1 (vazão entre 1,5 e 5 L s^{-1}), para esta faixa de vazão a legislação não menciona os parâmetros N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} , o que restringiria a comparação ao parâmetro DBO_5 ou DQO, uma vez que na presente tese não são considerados como critérios de comparação as concentrações efluentes dos parâmetros SST e óleos e graxas. Os parâmetros SST e óleos e graxas, foram excluídos da avaliação devido ao fato de ser já bem conhecida a eficiência dos vários tipos de WC em removê-los, quando acoplados a uma unidades de tratamento primário.

As comparações foram realizadas pela determinação de gráficos de percentil acumulado, o que permite determinar a porcentagem de amostras com concentração efluente abaixo do limite de concentração definido pela legislação. Adicionalmente, para cada parâmetro avaliado, foi determinado o valor de concentração efluente para o qual 95% das amostras apresentam-se com valor inferior. Na Figura 28 apresenta-se a curva percentil acumulada para ambos os WC considerando o parâmetro DBO_5 efluente para o PE-I.

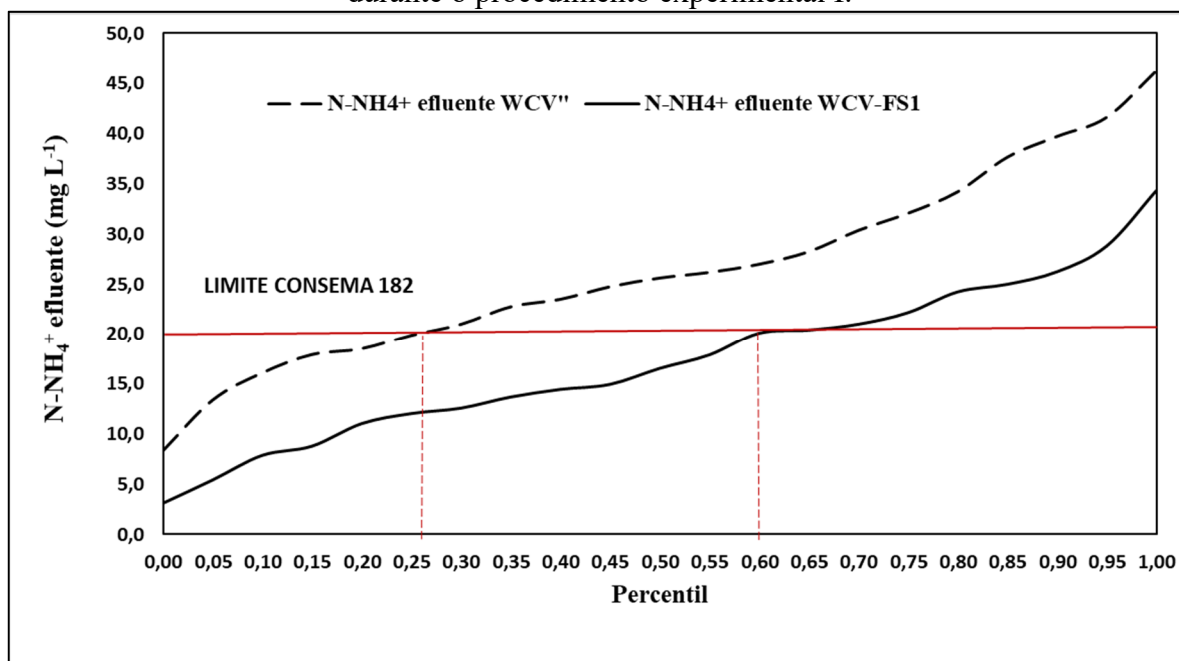
Figura 28 – Curva de percentis acumulados para DBO_5 efluente do WCV e WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.



A Figura 28 mostra que para o WCV-FS1 100% das amostras estão abaixo do limite fixado pela resolução Consema 182/2021 para a DBO₅ de ETEs da categoria 2 (45 mg L⁻¹). Para o WCV esse percentual é de 88,8%. Além disso, verifica-se que 95% dos valores de concentração efluente estão abaixo de 36,8 mg DBO₅ L⁻¹ para o WCV-FS1 e de 48,8 mg DBO₅ L⁻¹ para o WCV. De uma maneira geral, os resultados permitem afirmar que é pequena a diferença entre os WC em termos de concentração efluente de DBO₅ e que ambos atendem os limites da legislação, embora o WCV-FS1 apresente concentrações efluentes menores.

Na Figura 29 apresenta-se a curva de percentil acumulado para ambos os WC considerando o parâmetro N-NH₄⁺ efluente durante o PE-I.

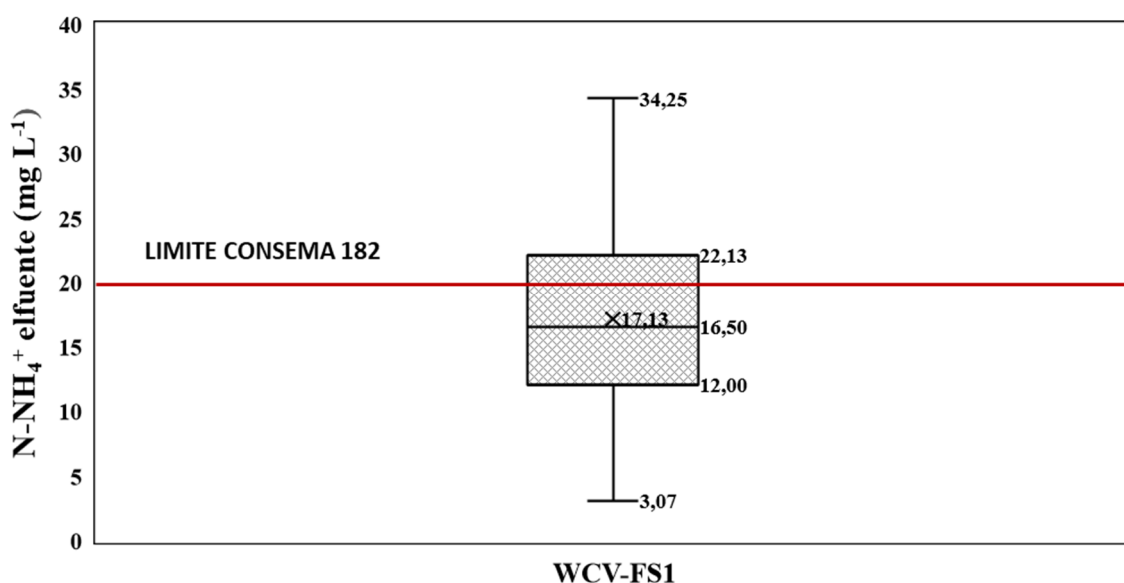
Figura 29 – Curva de percentis acumulados para N-NH₄⁺ efluente do WCV e do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.



Na Figura 29 verifica-se que 58% das amostras do WCV-FS1 apresentam valores de concentração de N-NH₄⁺ abaixo de limite máximo fixado pela resolução Consema 182/2021 para ETE categoria 2 (20 mg N-NH₄⁺ L⁻¹), esse percentual é de somente 27% para o WCV. Contudo, a legislação fixa os limites de concentração em termos médios, daí a necessidade de verificar se a média da série de concentração N-NH₄⁺ efluente é estatisticamente menor que o limite para o WCV-FS1, já que esta unidade apresentou uma a média de 17,13 mg N-NH₄⁺ L⁻¹. Como a distribuição de dados para a concentração de N-NH₄⁺ efluente é do tipo Normal para os dados do WCV-FS1, foi possível empregar o teste paramétrico de T de Student para realizar a comparação entre a média de concentração efluente de N-NH₄⁺ e o limite estabelecido pela legislação. Nesse sentido, os resultados mostraram diferença estatística significativa entre a

média de concentração efluente de $17,13 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ do WCV-FS1 e o limite de $20 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ estabelecido pela legislação ($p= 0,034$). Adicionalmente, devido à normalidade dos dados, foi possível estabelecer um intervalo de confiança a 95% para a média de concentração efluente de N-NH_4^+ (limite inferior de 14,50 e superior de 19,76). A conclusão da análise dos dados é que o WCV-FS1 atende a resolução Consema 182/2021, no que se refere a concentração de N-NH_4^+ efluente. Na Figura 30 mostra-se a distribuição de dados da concentração de N-NH_4^+ efluente (Box plot) para o WCV-FS1 durante o PE-I.

Figura 30 – Concentração de N-NH_4^+ efluente para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I.

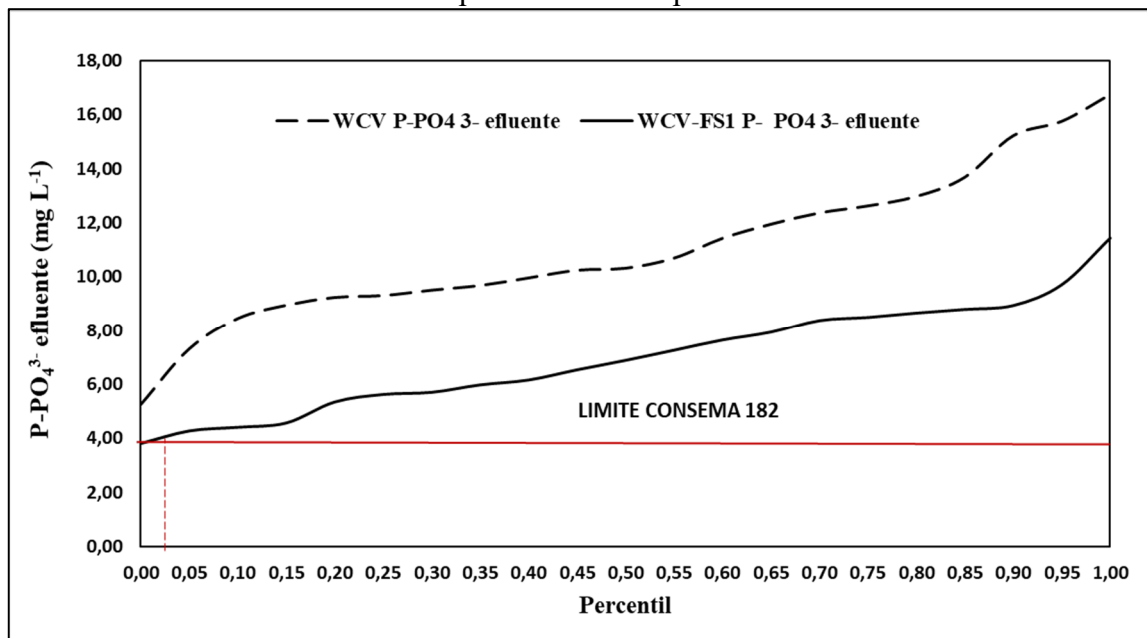


Em relação ao percentil 95%, o valor de concentração é de $28,8 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ para o WCV-FS1 e de $41,7 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ para o WCV. De uma maneira geral, o gráfico de percentis acumulados (Figura 29) mostra uma clara superioridade do WCV-FS1 sobre o WCV, no que se refere a contração de N-NH_4^+ efluente.

Na Figura 31 apresenta-se o gráfico de percentis acumulados para o parâmetro P-PO_4^{3-} para ambos os WC. Observa-se que para o WCV-FS1 somente 3% das amostras resultaram abaixo de limite imposto pela resolução Consema 182/2021 para lançamentos em lagos e estuários ($4 \text{ mg P-PO}_4^{3-} \text{ L}^{-1}$). No caso de WCV 100% das amostras ficaram acima deste limite. Esses resultados demonstram que apesar da elevada remoção percentual de carga para ambos os sistemas, não é possível o lançamento do efluente de ambos os WC em corpos receptores que tenham limites de concentração de P-PO_4^{3-} efluentes tais como definidos na legislação estadual de Santa Catarina. O percentil acumulado de 95% resultou em uma concentração de P-PO_4^{3-}

efluente de $10,5 \text{ mg P-PO}_4^{3+} \text{ L}^{-1}$ para o WCV-FS1 e de $16 \text{ mg P-PO}_4^{3+} \text{ L}^{-1}$ para o WCV, o que denota superioridade do primeiro em relação a concentração efluente de P-PO_4^{3+} .

Figura 31 – Curva de percentis acumulados para P-PO_4^{3+} efluente, do WCV e WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.



Em síntese, as comparações quanto à concentração efluente mostraram que ambos os WC têm um desempenho muito próximo quando o parâmetro de avaliação é a concentração de DBO_5 efluente, sendo que ambos atendem a resolução Consema 182/2021, para ETE categoria 2. Quando o parâmetro avaliado é N-NH_4^+ , somente o WCV-FS1 atende a legislação e quando o parâmetro é P-PO_4^{3+} nenhum dos WC atendem o limite máximo para corpos receptores sensíveis ao excesso de fósforo. No entanto, tanto para o N-NH_4^+ , quanto para o P-PO_4^{3-} o WCV-FS1 tem melhor desempenho, sendo este fato constatado pelas menores concentrações de ambos os parâmetros correspondentes ao percentil 95%.

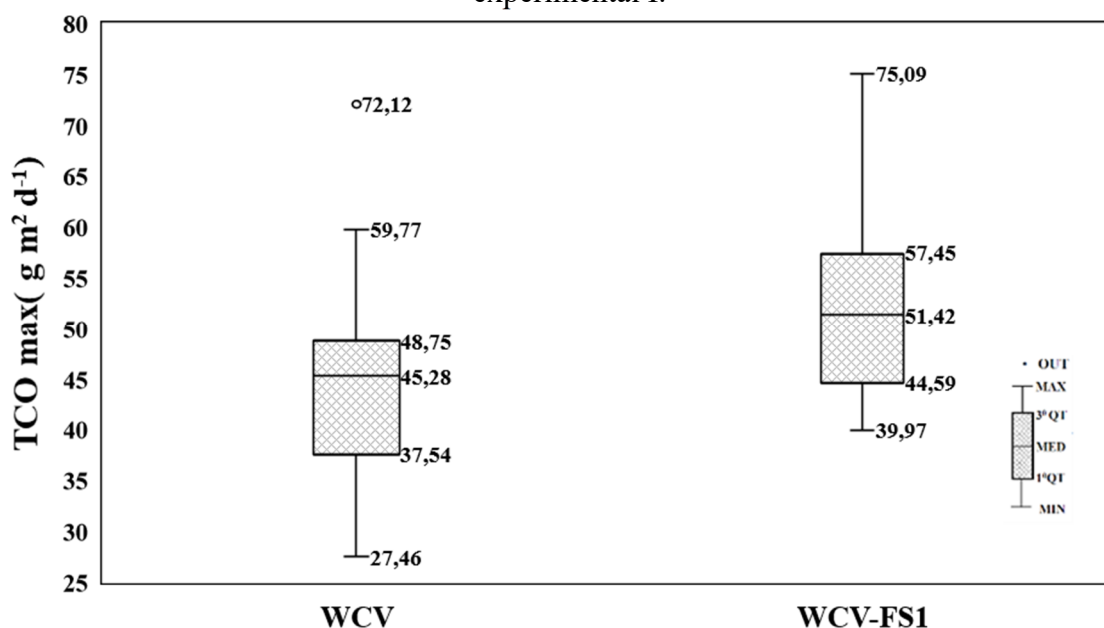
4.1.7 Comparação entre o WCV e o WCV-FS1 em relação a taxa de consumo de oxigênio máxima durante o procedimento operacional I

A taxa de consumo de oxigênio máxima é definida pela Equação 18 apresentada no item 2.6.2. Esta equação difere da proposta por Platzer (1999), por desconsiderar o decréscimo no consumo de oxigênio devido a desnitrificação. O objetivo de se comparar as unidades de WC quando ao critério da TCO max foi verificar qual entre elas apresentava a maior capacidade de fornecimento de oxigênio (avaliado indiretamente pelo consumo de oxigênio por unidade de

área superficial), para a remoção de carga de substâncias reduzidas, sendo que este consumo é avaliado pela soma das cargas de DQO e NTK removidas. Considerando que o nitrato produzido e posteriormente convertido em N_2 , demandou oxigênio para sua formação, o fornecimento de oxigênio associado a essa formação foi computado quando do cálculo da carga removida de NTK. Para evitar essa redundância a equação de Platzzer (1999) foi modificada como descrito acima.

Os valores médios de TCO max determinados experimentalmente foram de $45,29 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV e de $52,36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS1. Esta diferença entre as médias possui significância estatística ($p = 0,0383$). Devido ao fato de as distribuições de dados serem do tipo Normal (vide Apêndice A) tanto para o WCV quanto para o WCV-FS1, a comparação foi realizada pela aplicação do teste paramétrico de T de Student a 95% de confiança. Adicionalmente, devido à normalidade dos dados foi possível estabelecer um intervalo de confiança a 95% para a diferença entre as médias. Nesse sentido, a diferença média foi de $7,07 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, com os limites superiores e inferiores do intervalo entre $13,74$ e $0,4 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. A grande amplitude desse intervalo está associada à variabilidade dos dados de remoção de carga de NTK. Na Figura 32 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para o critério TCO max durante o PE-I. Foi possível observar que as distribuições de dados possuem uma certa sobreposição, com o terceiro quartil do WCV ($48,75 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) estando próximo a mediana do WCV-FS1 ($51,42 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$).

Figura 32 – TCO max observada para o WCV e WCV-FS1, durante o procedimento experimental I.



Considerando que ambos os WC foram submetidos às mesmas condições de CHID e THE, número de pulsos e intervalo entre pulsos, em tese, o fluxo de oxigênio advindo da atmosfera é o mesmo. A maior TCO max obtida pelo WCV-FS1 significa que esta unidade utiliza melhor o oxigênio fornecido. Isto pode estar associado ao TDH, à maior superfície de contato biofilme/efluente resultante do maior desenvolvimento das macrófitas nesta unidade e também, a possível presença de rotas não convencionais para a nitrificação. No entanto, há que se ressaltar que a elucidação da participação relativa de cada uma destas influências precisa de um delineamento experimental específico. Considerando apenas os resultados experimentais obtidos na presente tese, pode-se afirmar que a soma destes fatores foi determinante para o resultado obtido.

Na Tabela B24 apresenta-se as estatísticas básicas para a TCO max de ambos os WC. Na Tabela B25 é mostrado o resumo do teste estatístico empregado para a comparação entre os WC, e na Tabela B26 apresenta-se o resumo dos dados do intervalo de confiança a 95% para as diferenças de TCO max entre os dois WC.

4.1.8 Comparação entre o WCV e o WCV-FS1 em relação a eficiência de oxigenação durante o procedimento experimental I

A eficiência de oxigenação (EO) para um WCV é definida, no contexto da presente tese, como a razão entre a massa de oxigênio efetivamente utilizada para as reações de oxidação da matéria orgânica e nitrogenada, e a energia dispendida na operação de bombeamento. Desse modo, EO depende da eficiência com que o WC remove as cargas orgânicas e nitrogenadas e também, dos parâmetros hidráulicos que caracterizam o MA.

A Equação 42 fornece o valor de EO. Nesse sentido, o empenho dessa equação depende do conhecimento do ponto de operação da bomba quando acoplada a um determinado sistema hidráulico (ponto de intersecção entre a curva característica da bomba e a curva característica do sistema). Conhecido o ponto de operação, são determinadas a altura manométrica, a vazão de operação e o rendimento do conjunto moto bomba. A partir do conhecimento da vazão, da altura manométrica, do rendimento do conjunto moto bomba, do número de pulsos diários e do tempo de duração de cada pulso, é possível calcular a energia dispendida diariamente no processo de bombeamento.

Para o PE-I o ponto de intersecção da curva característica da bomba (modelo ICS 50 –AB/1/2 CV) com a curva característica do sistema resultou em uma vazão de $1,82 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ com uma altura manométrica de 2,40 m. Para este ponto de operação, o conjunto moto bomba opera

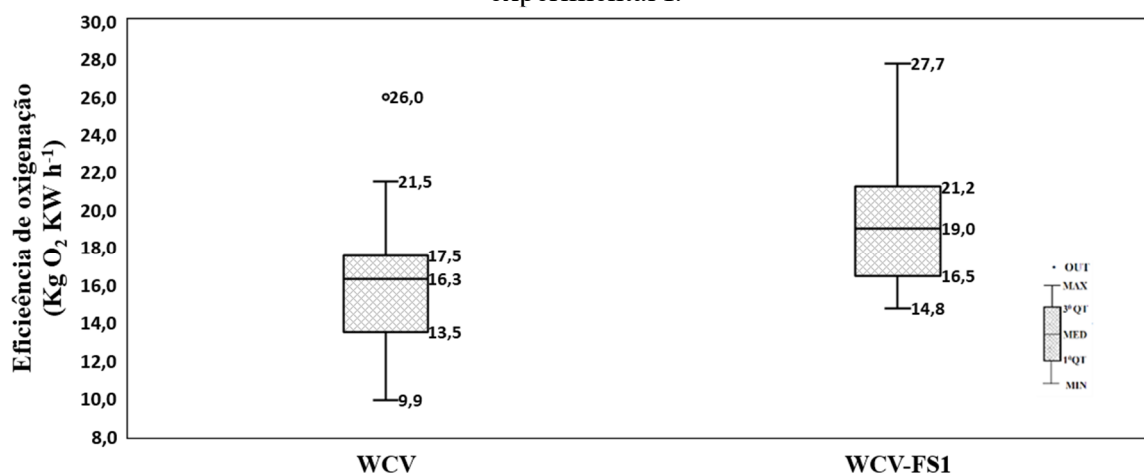
com um rendimento de 25%. Na Tabela 14 definem-se os demais parâmetros do MA e, também, a potência e a energia consumidas em função do ponto operacional obtido durante o PE-I. As pequenas diferenças entre os valores de THE, VE e CHID listados na Tabela 14 e aqueles mostrados na Tabela 5, estão relacionadas ao fato de que para os valores da Tabela 14, as vazões foram obtidas pelo ponto de intersecção da curva característica do sistema com a curva característica da bomba, o que não corresponde exatamente a média das vazões experimentalmente medidas mostradas na Tabela 5.

Tabela 14 – Parâmetros e modo de alimentação, potência e energia consumida.

Parâmetros	WCV	WCV-FS1
Potência consumida (W)	47,60	47,60
Número de pulsos	4	4
Tempo de pulso(s)	394	384
Energia consumida (Wh d ⁻¹)	20,84	20,31
THE (L m ⁻² min ⁻¹)	4,04	4,04
CHID (L m ⁻² d ⁻¹)	106,12	103,42
VE (L m ⁻²)	26,56	25,88

Na Figura 33 mostra-se a distribuição de dados (Box Plot) para a EO obtida para o WCV e o WCV-FS1 durante o PE-I. A média de EO para o WCV foi de 16,28 Kg O₂ Kw h⁻¹, enquanto que para o WCV-FS1 foi de 19,29 Kg O₂ KW h⁻¹. Esta diferença é estatisticamente significativa a 95% de confiança para o teste de T Student empregado na comparação entre médias, resultando em um valor de p observado foi a 0,015. O teste paramétrico de T Student foi empregado após a verificação das normalidades dos dados de EO para ambos os WC (vide Apêndice A).

Figura 33 – Eficiência de oxigenação para o WCV e o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I.



A melhor eficiência de oxigenação do WCV-FS1 em relação ao WCV está associada à maior capacidade de primeiro em utilizar o oxigênio transferido para a fase líquida (maior valor de TCO max), uma vez que os dois WC operaram com parâmetros de alimentação quase idênticos, o que resulta em valores muito semelhantes de energia e potência consumidas. Observa-se que a semelhança no modo de alimentação aproxima as unidades no que se refere ao fluxo de oxigênio advindo da atmosfera. Admitindo essa igualdade de fluxo afluente de oxigênio, a efetiva utilização do mesmo foi maior no WCV-FS1, as razões para esta diferença já foram explicadas no item 4.1.7 referente as diferenças entre TCO max. Observa-se ainda que os valores são bastante elevados comparativamente aos sistemas de aeração mecânica (cerca de uma ordem de grandeza superiores), o que revela uma elevada eficiência energética na transferência de oxigênio pelo sistema de distribuição superficial de efluente.

Na Tabela B27 apresentam-se as estatísticas básicas para o parâmetro EO para ambos os WC. Já na Tabela B28 é mostrado o resumo do teste comparativo entre as médias de EO do WCV e do WCV-FS1.

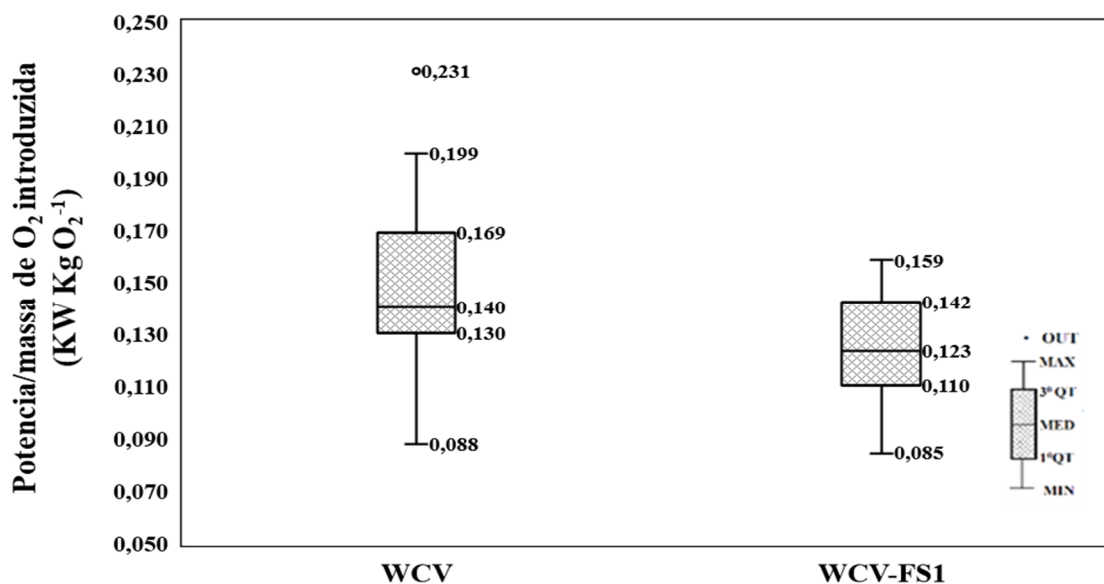
4.1.9 Comparação entre WCV e WCV-FS1 em relação a razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida durante o procedimento experimental I

Este critério de comparação é semelhante a EO, contudo, em vez de considerar a massa de oxigênio introduzida por unidade de energia empregada no bombeamento, considera-se a potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida.

Considerando o PE-I, a potência requerida para o bombeamento é a mesma entre os dois WC, uma vez que são sistemas hidráulicos iguais, alimentados por conjuntos moto bomba também iguais e operados, portanto, com a mesma THE (Tabela 14). No entanto, os sistemas são estatisticamente diferentes quanto ao valor médio de suas respectivas TCO max. Devido a este fato, a razão entre potência consumida e a massa de oxigênio introduzida, é diferente entre os sistemas. Nesse sentido, as médias para a razão supracitada foram de 0,148 e 0,125 KW KgO₂⁻¹, respectivamente para o WCV e o WCV-FS1. Esta diferença entre médias é estatisticamente significativa ($p = 0,025$). Como ambas as distribuições de dados são do tipo normal (vide Apêndice A), o teste empregado para a comparação foi o de T Student a 95% de confiança, cujo estatística de comparação é a média. Na Figura 34 mostra-se a distribuição de dados da razão entre potência consumida e massa de oxigênio introduzido (Box plot) para ambos os WC. Na Tabela B29 são mostradas as estatísticas básicas para este critério de comparação. Na Tabela B30 é mostrado o resumo do teste estatístico empregado para a

comparação entre os WC segundo o critério da razão entre a potência consumida por massa de oxigênio introduzida durante o PE- I.

Figura 34 – Razão potência consumida por massa de oxigênio introduzida para o WCV e o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I.



4.1.10 Síntese dos resultados para o procedimento experimental I

Na Tabela 15 apresenta-se os resultados para a eficiência de remoção de carga dos parâmetros físico-químicos avaliados (DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁺) durante o PE-I.

Tabela 15 – Resultados estatísticos para a eficiência de remoção de carga

Parâmetros	WCV	WCV-FS1	Estatística	Teste	p valor	Δ%
DQO	87,9	94,1	Mediana	M Whitney	7,88.10 ⁻¹¹	6,59
DBO ₅	88,8	91,8	Media	T Student	3,402.10 ⁻⁸	3,27
NT	26,97	48,89	Mediana	M Whitney	9,57.10 ⁻⁴	21,92
N-NH ₄ ⁺	65,07	76,42	Mediana	M Whitney	1,67.10 ⁻⁷	11,35
P-PO ₄ ³⁻	71,48	81,82	Média	T Student	3,62.10 ⁻⁹	10,34

Para todos os parâmetros físico-químicos avaliados, o desempenho do WCV-FS1 foi superior. A diferença é mais acentuada para o parâmetro NT (em termos percentuais), indicando que a inclusão da camada de saturação incrementou a desnitrificação substancialmente. Este resultado era esperado dado ao ambiente predominantemente anóxico nesta camada e ao

aumento do TDH, provocado pelo escoamento em meio saturado. Considerando o parâmetro $N-NH_4^+$, a eficiência de remoção de carga para o WCV-FS1 foi em média 11,35% maior que o WCV. Esta superioridade do WCV-FS1 para remoção de carga de $N-NH_4^+$ possivelmente está associada ao maior desenvolvimento radicular das macrófitas na unidade, o que proporcionou mais tempo de contato entre a fase líquida em escoamento e a fase líquida aderida o biofilme, uma vez que o maior desenvolvimento da zona radicular aumenta a superfície de contato do biofilme. Essa melhoria de eficiência associada ao aumento do tempo e contato é bem reportada na literatura (TORREN et al., 2009; BOLLER et al., 1993; MOLLE et al., 2006). Além do efeito do aumento do tempo de contato com o biofilme na camada insaturada, podem ter contribuído para a maior remoção de carga de $N-NH_4^+$ o desenvolvimento de rotas alternativas para a remoção de íon amônio na camada saturada, uma vez que nesta camada as condições de carga orgânica relativamente baixa concomitantemente às baixas concentrações de oxigênio dissolvido são favoráveis ao desenvolvimento dos organismos AOA (LI et al., 2018; GAO et al., 2016).

Quanto à maior eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ do WCV-FS1, a mesma pode ser explicada pela maior superfície de contato oferecida a adsorção desse elemento nesse WC. Esta maior superfície adsorptiva é uma consequência do maior desenvolvimento do sistema radicular das macrófitas plantadas no WCV-FS1.

Para os parâmetros referentes a matéria orgânica (DQO e DBO_5) as diferenças entre o WCV e o WCV-FS1 foram menores e, provavelmente, estão associadas ao aumento do TDH médio neste último e também, a maior capacidade das unidades de fundo saturado em reter sólidos, o que provoca uma maior remoção de DQO particulada (DONG; SUN, 2007).

A maior eficiência do WCV-FS1 é refletida em suas menores cargas efluentes para todos os parâmetros físico-químicos avaliados e, também, em suas menores concentrações efluentes no que se refere aos parâmetros utilizados para comparar os WC com os limites máximos de concentração estabelecidos na Resolução Consema 182/2021. Na Tabela 16 resumem-se as diferenças entre cargas efluentes para todos os parâmetros físico-químicos avaliados. Já na Tabela 17 mostram-se os percentis 95% para os parâmetros da resolução Consema 182/2021.

Tabela 16 – Síntese dos resultados para o critério de carga efluente durante o procedimento experimental I.

Parâmetros	WCV	WCV-FS1	Estatística	Teste	p valor	Diferença (g m ⁻² d ⁻¹)
DQO	4,70	2,00	Mediana	M Whitney	7.88.10 ⁻¹¹	2,70
DBO ₅	3,40	2,40	Média	T Student	1,638.10 ⁻⁹	1,00
NT	5,72	3,96	Média	T Student	4,79 .10 ⁻⁵	1,80
N-NH ₄ ⁺	2,45	1,55	Média	T Student	4.57.10 ⁻⁶	0,90
P-PO ₄ ³⁻	0,96	0,65	Mediana	M Whitney	2,55.10 ⁻¹²	0,31

Tabela 17 – Percentil 95% para a concentração efluente do WCV e WCV-FS1.

Parâmetros	WCV	WCV-FS1	Limite máximo Consema 182/2021
DBO ₅	38,0	36,8	45
N-NH ₄ ⁺	44,0	33,0	20
P-PO ₄ ³⁻	16,0	10,5	4

Os resultados mostrados na Tabela 17 refletem indiretamente a maior eficiência de remoção do WCV-FS1 em termos de concentração, uma vez que são pequenas (valores não mostrados) as diferenças de fluxo efluente total diário entre os WC (diferença média de apenas 1,5 L d⁻¹).

Em resumo, ambos os WC atendem o padrão de lançamento prescrito na Resolução Consema 182/2021 para concentração efluente de DBO₅, somente o WCV-FS1 para concentração efluente de N-NH₄⁺ e nenhum dos dois para a concentração efluente de P-PO₄³⁻. No entanto, a concentração do percentil 95% é inferior no WCV-FS1 para todos os parâmetros avaliados, o que indica superioridade de eficiência em termos gerais.

A maior remoção de carga NTK (valores não mostrados) e de carga de DQO no WCV-FS1, resultou em um maior valor de TCO max para esta unidade. Considerando que durante o PE-I, o MA é o mesmo para ambos os WC, teoricamente o aporte de oxigênio da atmosfera é igual. Assim sendo, o maior valor de TCO max do WCV-FS1 demonstra que esta unidade tem uma eficiência melhor na utilização do oxigênio atmosférico para as reações de oxidação na fase líquida. A razão para este melhor desempenho provavelmente está associada ao maior tempo de contato entre o biofilme e o líquido em escoamento (consequência do maior desenvolvimento radicular no WCV-FS1), ao maior TDH médio da unidade e a alternância de condições aeróbio/anóxicas devido à presença da camada saturada.

Como os sistemas operaram no PE-I com mesmo MA, a energia e a potência consumida foram as mesmas para os dois sistemas. A maior TCO max no WCV-FS1 resultou em uma menor potência consumida por unidade de massa de oxigênio utilizada e, também, em um maior valor de EO. Na Tabela 18 apresenta-se o resumo dos resultados dos testes estatísticos de comparação entre os WC para os critérios TCO max, EO e Potência consumida/massa de O₂ introduzida.

Tabela 18 – Síntese dos resultados dos testes estatísticos de comparação entre wetlands para os critérios TCO max, EO e Potência consumida/massa de O₂ introduzida.

Parâmetros	WCV	WCV-FS1	Estatística	Teste	p valor	Diferença
TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)	45,29	52,36	Média	T Student	0,038	7,07
EO (kg O ₂ kW h ⁻¹)	16,28	19,29	Média	T Student	0,015	3,06
Pot/massaO ₂ (kW kg O ₂ ⁻¹)	0,148	0,125	Média	T Student	0,025	0,003

Os resultados obtidos para o PE-I confirmam a hipótese 3 da presente tese no que se refere a melhor eficiência de oxigenação do WCV-FS1 frente ao WCV quando ambos operam sob o mesmo MA. Considerando que para o PE-I, o valor de THE foi de aproximadamente 4 L m⁻².min⁻¹, este resultado é um forte indicativo de que este valor THE não impactada negativamente o desempenho do sistema para o WCV-FS1. No entanto, é preciso verificar se não ocorre uma melhora do desempenho pelo aumento de THE. Esta verificação foi efetuada no PE-II. Adicionalmente, verificou-se que o desempenho de remoção de carga do WCV-FS1 é superior ao do WCV para todos os parâmetros físico-químicos avaliados.

4.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL II

O PE-II refere-se às hipóteses 2 e 3, a hipótese 2 postula que uma THE de no máximo 4 L min⁻¹ m⁻² é suficiente para se obter um desempenho adequado na remoção de poluentes, resultando em efluente de concentrações compatíveis com a legislação. Adicionalmente, a hipótese 3 postula que a esta THE não resulta em perda de desempenho da unidade, quando comparada à THE de 9,6 L m⁻² min⁻¹, além de demandar menor potência da instalação de bombeamento. Contudo, um determinado MA não é caracterizado exclusivamente pelo valor

de THE. Considerando este fato, o parâmetro CHID adotado para o PE-II foi escolhido tendo em vista se aproximar do recomendado pela normativa alemã para projeto de WCV preenchidos com areia (DWA-E 262), que segundo Nivala et al (2018), é de 80 mm d⁻¹. Quanto ao limite máximo de C_{ORG} proposto pela normativa citada acima (27 g DQO m⁻² d⁻¹), o mesmo foi superado na operação do WCV-FS1 durante o PE-II, atingindo um valor médio de 34,7 g DQO m⁻² d⁻¹.

A impossibilidade de respeitar simultaneamente CHID e C_{ORG}, preconizados pela diretriz normativa advém principalmente de diferentes características do esgoto sanitário, bem como do desempenho do sistema de tratamento antecedente ao WC. No entanto, este valor de C_{ORG} ainda está dentro do limite recomendável de 40 g DQO m⁻² d⁻¹ para clima subtropical (Von SPERLING; SEZERINO, 2018).

Por fim, a escolha do valor de THE em 9,6 L m⁻² min⁻¹, advém de estudos prévios do GESAD (não publicados), que demonstraram bom desempenho para operação com este valor. Observa-se que este último valor de THE é mais que o dobro do valor aplicado no PE-I, e superior ao mínimo prescrito pela normativa alemã (6 L min⁻¹ m⁻²). Deste modo, o delineamento experimental acentua em seus resultados a influência do parâmetro THE sobre a capacidade de transferência de oxigênio, caso a hipótese dessa influência seja confirmada experimentalmente. Como já mencionado anteriormente os parâmetros do MA interagem de maneira complexa, assim o que se consegue avaliar no PE-II é a influência conjunta da variação dos parâmetros CHID, THE e C_{ORG}, quando confrontados com o PE-I.

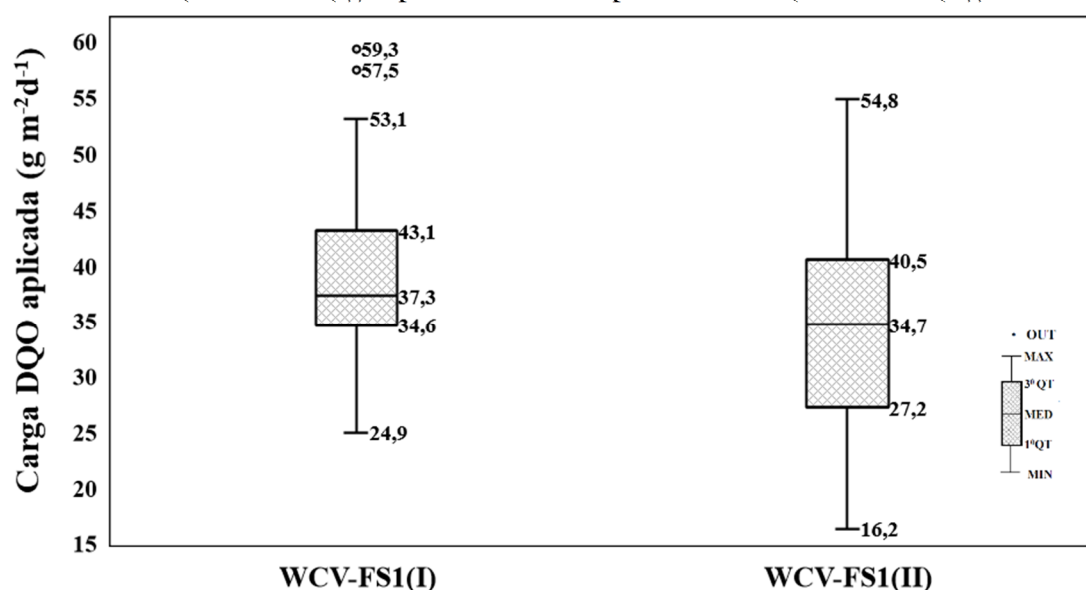
O desempenho da unidade WCV-FS1 quando da operação sob as condições do PE-II foi comparada ao desempenho da mesma unidade sob as condições do PE-I. Nos itens seguintes esta comparação é realizada individualmente para cada critério de comparação.

4.2.1 Eficiência de remoção de DQO

O PE-II caracteriza-se por um CHID máximo de 74,9 mm d⁻¹ em face a um CHID máximo de 101,4 mm d⁻¹ para o PE-I. Em razão disso, o C_{ORG} do PE-I é necessariamente maior que o do PE-II. No que se refere ao parâmetro DQO (assim como para todos os demais parâmetros físico-químicos monitorados), foi feita uma avaliação de eficiência de remoção em termos de percentual de carga para se verificar se as condições operacionais do PE-II (vide Tabela 7) acarretavam melhoria da eficiência de remoção quando comparadas às condições operacionais do PE-I. No que se refere à carga afluente de DQO, o WCV-FS1 apresentou um valor mediano de 37,3 g m⁻²d⁻¹ quando operado sob as condições operacionais do PE-I, já

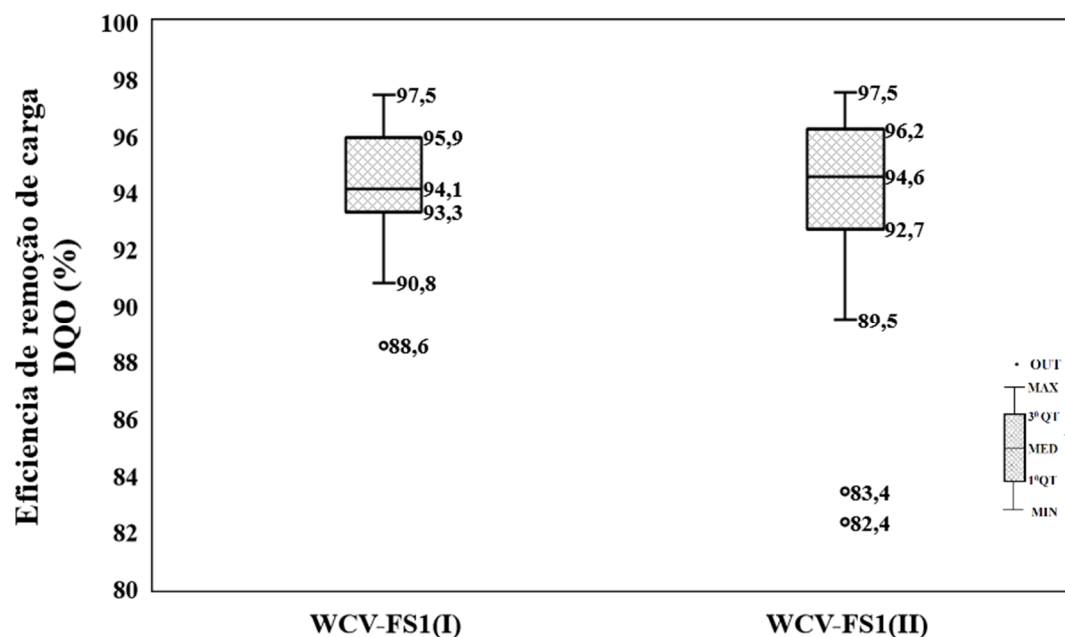
sob as condições operacionais do PE-II a mediana de carga afluyente de DQO foi de $34,7 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esta diferença é estatisticamente significativa, considerando que o p valor do teste de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste) a 95 % de confiança, foi de 0,0241. Este teste foi escolhido para comparação, tendo em vista que a distribuição de dados encontrada foi do tipo Normal para o PE-II e Log Normal para o PE-I (vide Apêndice C). Na Figura 35 mostra-se a distribuição de dados (Box plot) para a carga de DQO afluyente ao WCV-FS1 sob as condições operacionais do PE-I e do PE-II.

Figura 35 – Carga de DQO aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



A diminuição da carga orgânica no PE-II não resultou em melhoria na eficiência de remoção de carga de DQO. Neste sentido, a mediana da eficiência de remoção de carga de DQO resultou em 94,1 % e 94,6 % para o PE-I e para o PE-II, respectivamente. Esta diferença entre as medianas não é estatisticamente significativa ($p = 0,837$). O teste utilizado para esta comparação foi o de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste) a 95 % de confiança, considerando que a distribuição de dados para ambos os PE foram do tipo não definida (vide Apêndice C). Na Figura 36 mostra-se a distribuição de dados para a eficiência de remoção de carga de DQO para o WCV-FS1 operando sob as condições do PE-I e PE-II.

Figura 36 – Eficiência de remoção de carga de DQO observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



Os resultados de eficiência de remoção de carga de DQO indicam que o sistema operou subcarregado ao longo do PE-II, tendo em vista que a maior carga no PE-I não resultou em perda da eficiência. Considerando os valores de CHID adotados, o PE-I recebeu um volume maior de efluente diariamente (aproximadamente 199 L a mais). Este maior volume implica teoricamente, em um maior volume de ar entrando no sistema, segundo o modelo de Platzer (1999), no entanto, está maior capacidade teórica de oxigenação durante o PE-I parece ter sido compensada pelo aumento correspondente de C_{ORG} , resultando em eficiências semelhantes entre os PE. Nesse sentido, os resultados também indicam que o aumento de THE no PE-II em relação ao PE-I (de $3,96 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para $9,6 \text{ L m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) não impactou positivamente a eficiência de remoção de carga de DQO. Estes resultados confirmam os resultados experimentais de Forquet et al (2009a), que indicavam prevalência da influência do parâmetro CHID sobre THE, uma vez que caso THE fosse prevalente, a tendência seria um aumento da eficiência da remoção de carga no PE-II, devido a um aumento da disponibilidade de oxigênio frente a um C_{ORG} menor. Tal aumento de eficiência não foi verificado para o PE-II. Contudo, é necessário verificar ainda se este comportamento se mantém para a DBO_5 e para $N-NH_4^+$, tendo em vista que estes parâmetros, também estão correlacionados às substâncias passíveis de oxidação.

Na Tabela D1 apresentam-se as estatísticas básicas para carga de DQO aplicada e eficiência de remoção de carga de DQO durante o PE-I e o PE-II. Na Tabela 2D do mesmo apêndice são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos entre os PE para os critérios citados acima.

4.2.2 Eficiência de remoção de DBO₅

A carga afluyente de DBO₅ foi consideravelmente maior para o PE-I do que para o PE-II. Em valores médios, o WCV-FS1 recebeu uma carga de DBO₅ de 29,3 g m⁻² d⁻¹ durante o PE-I em face a uma carga afluyente média de 20,6 g m⁻² d⁻¹ para o PE-II. Esta diferença é consequência direta dos diferentes CHID adotados para os dois modos de operação. A diferença entre as médias de carga afluyente de DBO₅ mostrou significância estatística a 95% de confiança ($p = 1,08 \times 10^{-11}$). Devido a distribuição de dados ser do tipo Normal para ambos os PE (vide Apêndice C) foi empregado o teste paramétrico de T Student. Na Figura 37 apresenta-se a distribuição de dados para a carga aplicada de DBO₅ durante o PE-I e o PE-II.

No entanto, a diminuição de carga afluyente de DBO₅ não resultou em melhoria de eficiência de remoção de carga. Nesse sentido a eficiência média de remoção de carga de DBO₅ foi de 91,8% para o PE-I e de 91,7% para o PE-II. Esta pequena diferença entre as médias não apresentou significância estatística a 95% de confiança ($p = 0,797$). Devido a distribuição de dados ser do tipo Normal para ambos os PE (vide Apêndice C) foi adotado o teste paramétrico de T de Student para comparação entre médias. Na Figura 38 mostra-se a distribuição de dados para a eficiência de remoção de carga DBO₅ do WCV-FS1 operado sob as condições do PE-I e do PE-II.

Figura 37 – Carga de DBO₅ aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e o procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).

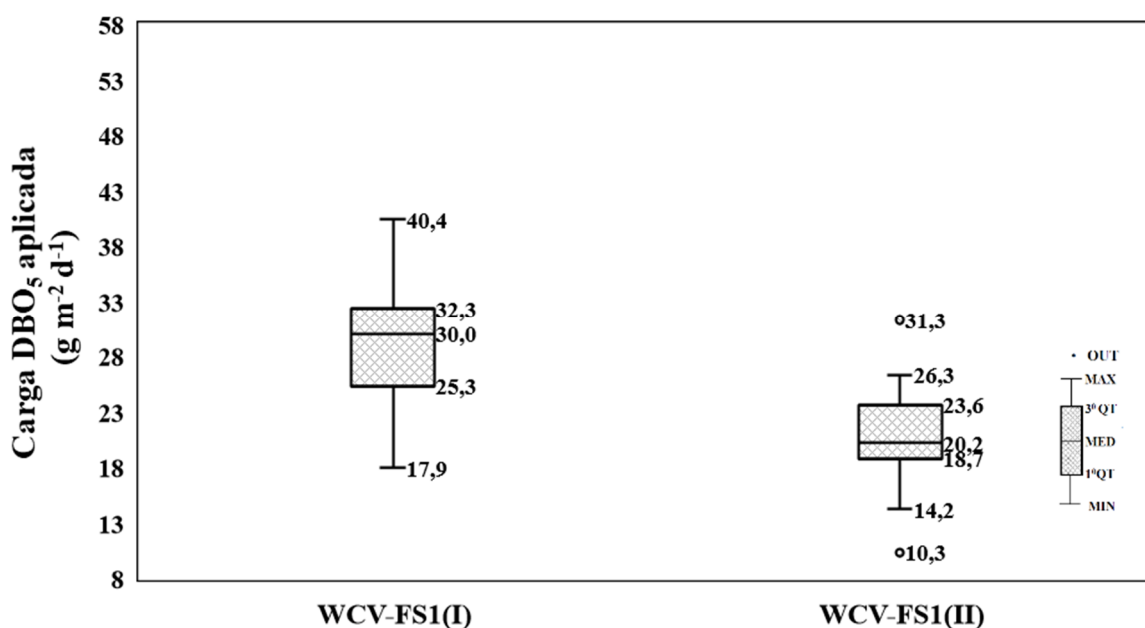
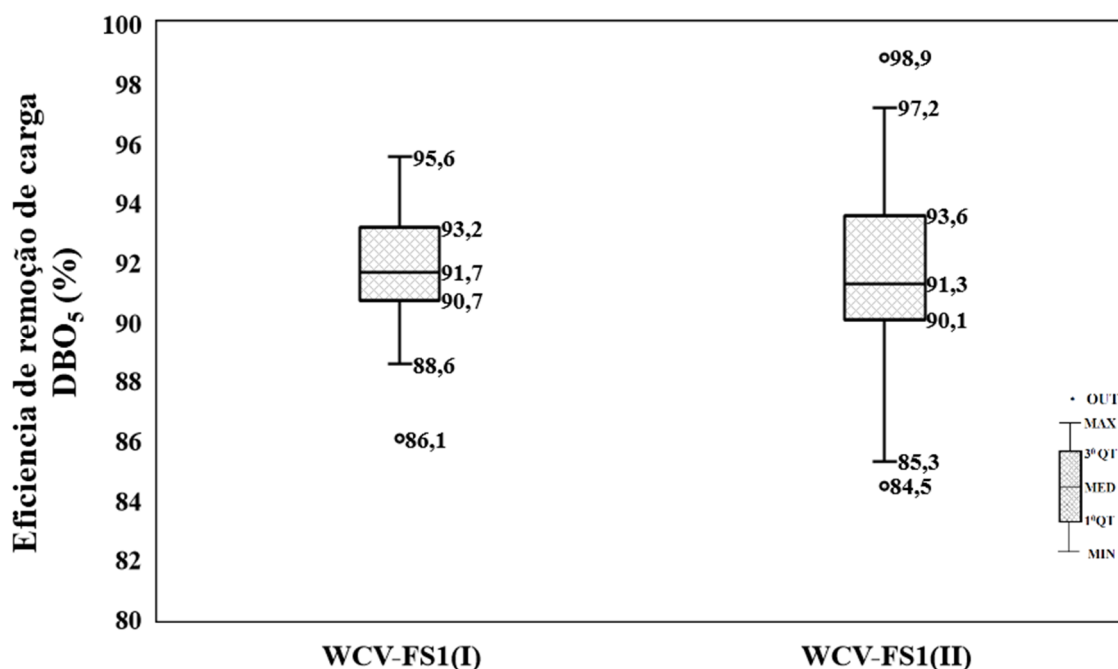


Figura 38 – Eficiência de remoção de carga de DBO₅ observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



A igualdade de eficiência de remoção de carga de DBO₅ corrobora com a hipótese de que o valor de THE é menos impactante do que o valor de CHID, uma vez que durante o PE-II o WCV-FS1 recebeu cerca de 199 L a menos de efluente, por dia, o que segundo Platzer (1999) implica em menor fluxo de oxigênio associado à CHID. No entanto, maior volume de aplicação implica também em aumento do C_{ORG}, o que tende a diminuir a eficiência de remoção. Caso o parâmetro THE fosse prevalente sobre CHID, o PE-II resultaria em maior eficiência de remoção de carga, porque teoricamente durante este PE ocorreria um menor C_{ORG} concomitantemente a um maior fluxo de oxigênio proporcionado por um maior valor de THE.

No entanto, os resultados experimentais mostram que a exemplo do que ocorreu com a eficiência de remoção de carga de DQO, não foram evidenciadas diferenças significativas entre as médias de remoção de carga de DBO₅ entre os PE. Estes resultados indicam, também, que para os valores de carregamento orgânico testados, existe proporcionalidade entre o aumento de carga afluente e o aumento do fluxo de oxigênio relacionado à CHID, daí a igualdade de eficiências de remoção para a carga de DBO₅. Pode-se inferir, também, que para o PE-II o sistema está subcarregado, no sentido de que é possível aumentar o C_{ORG} sem que haja perda de eficácia de remoção em termos de carga.

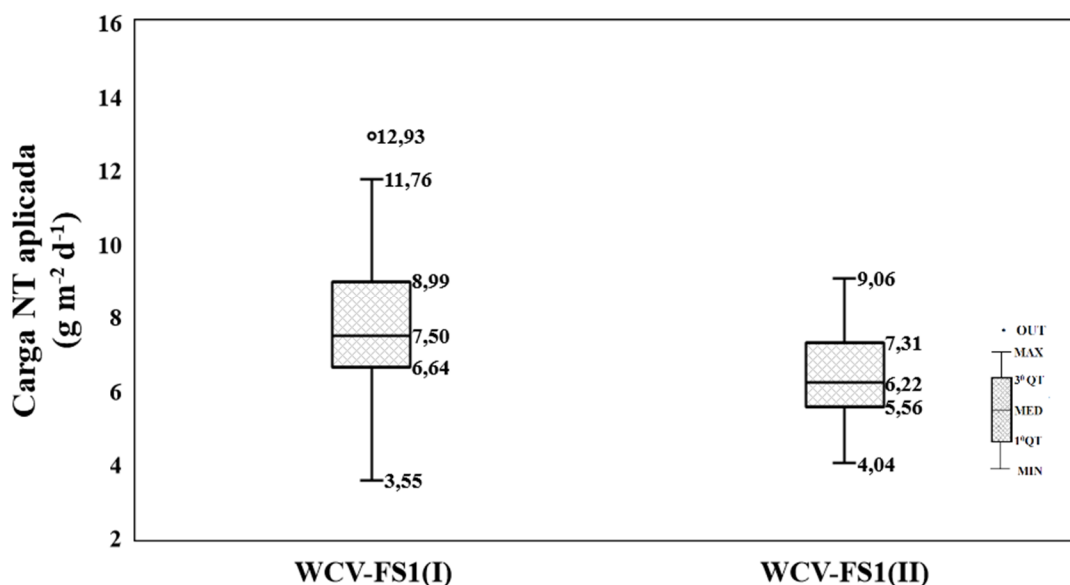
Na Tabela D3 mostram-se as estatísticas básicas para a carga de DBO₅ aplicada e para a eficiência de remoção de carga de DBO₅ durante o PE-I e o PE-II. Na Tabela D4 do mesmo apêndice são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos entre os PE para os

critérios de carga aplicada de DBO_5 e de eficiência de remoção de carga de DBO_5 para os PE-I e PE-II.

4.2.3 Eficiência de remoção de nitrogênio total

A carga afluyente de NT para o PE-I foi maior que para o PE-II, devido ao maior CHID aplicado durante o PE-I. Neste sentido, o valor médio de carga aplicada de NT foi de $7,76 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o PE-I e de $6,33 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Esta diferença entre médias apresentou significância estatística a 95% de confiança ($p = 0,012$). Devido à normalidade da distribuição de dados de carga aplicada de NT, tanto para o PE-I como para o PE-II (Apêndice C), a comparação entre médias foi feita empregando o teste paramétrico de T de Student. Na Figura 39 mostra-se a distribuição de dados (Box plot) para a carga aplicada de NT durante PE-I e PE-II.

Figura 39 – Carga de NT aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).

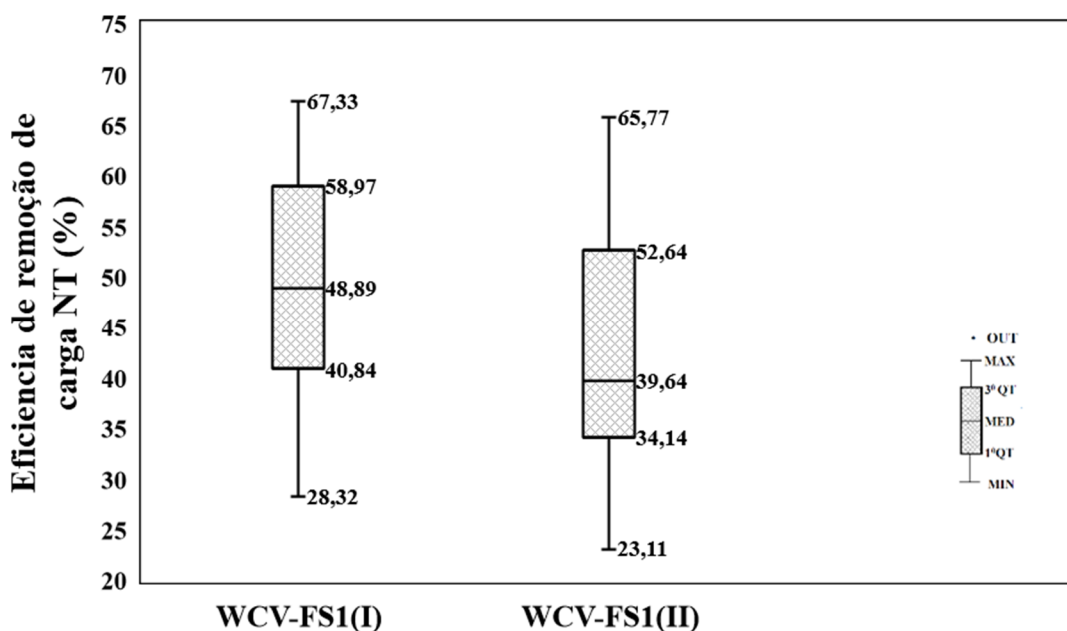


A eficiência de remoção de carga de NT foi maior em termos medianos para o PE-I com uma mediana de 48,89%, face a uma mediana de 39,64% para o PE-II. No entanto, esta diferença entre medianas não apresentou significância estatística a 95% de confiança ($p = 0,1584$). Devido a distribuição de dados ser do tipo não definida para o PE-II e Normal para o PE-I (vide Apêndice C), a comparação entre medianas foi feita pelo emprego do teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste). Na Figura 40 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para a eficiência de remoção de carga de NT durante os PE-I e PE-II.

A não existência de diferença estatística entre os PE indica que as condições para a ocorrência das reações de oxidação e redução influentes sobre a eficiência de remoção de NT, não variaram em resposta à alteração do MA. Neste sentido, a capacidade de remoção de NT é melhor utilizada no PE-I, tendo em vista que este MA remove uma carga maior de NT em termos absolutos. Adicionalmente, foi constatada diferença estatisticamente significativa em termos de concentração média efluente de NT com o PE-I, apresentando uma concentração efluente de NT média de $43,4 \text{ mg L}^{-1}$ frente a uma concentração efluente de $53,9 \text{ mg L}^{-1}$ para o PE-II ($p = 0,00928$).

No entanto, devido ao grande espalhamento dos dados, o intervalo de confiança a 95% para esta diferença resultou bastante amplo com um limite inferior de $2,99 \text{ mg L}^{-1}$ e um limite superior de $18,21 \text{ mg L}^{-1}$. Em outras palavras, mesmo considerando a incerteza referente a diferença de concentração efluente de NT, a operação segundo o PE-I é vantajosa por resultar em maior capacidade de remoção de carga aplicada de NT, quanto por produzir um efluente com menor concentração de NT.

Figura 40 – Eficiência de remoção de carga de NT observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).

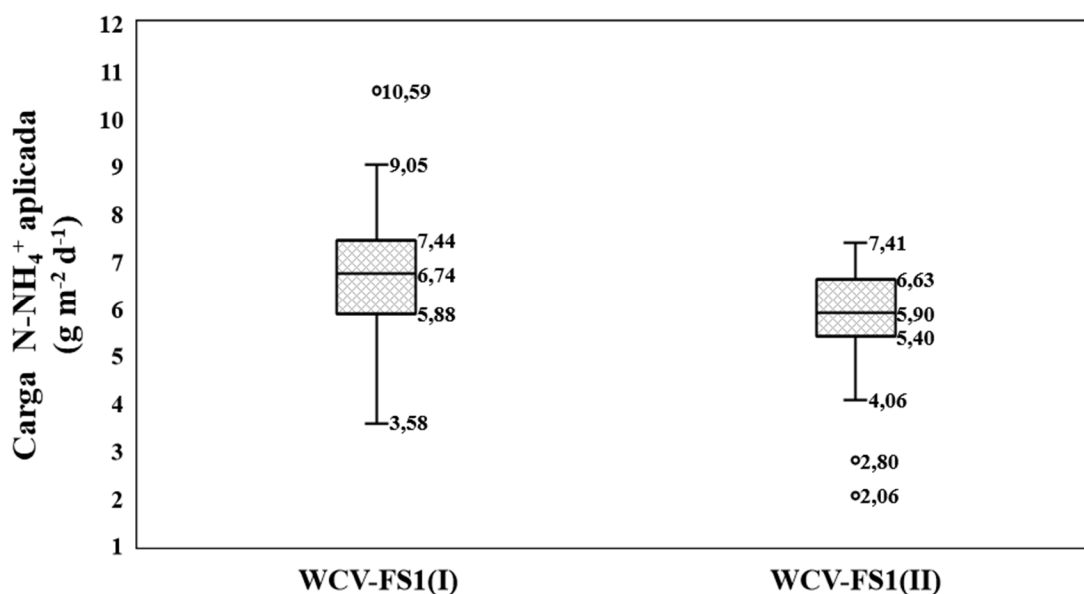


Na Tabela D5 mostra-se as estatísticas básicas para a carga aplicada e eficiência de remoção de carga de NT durante o PE-I e PE-II. Nas Tabelas D6 e D7 mostram-se respectivamente o resumo dos testes estatísticos para a comparação entre as cargas aplicadas de NT e para as eficiências de remoção de carga.

4.2.4 Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal

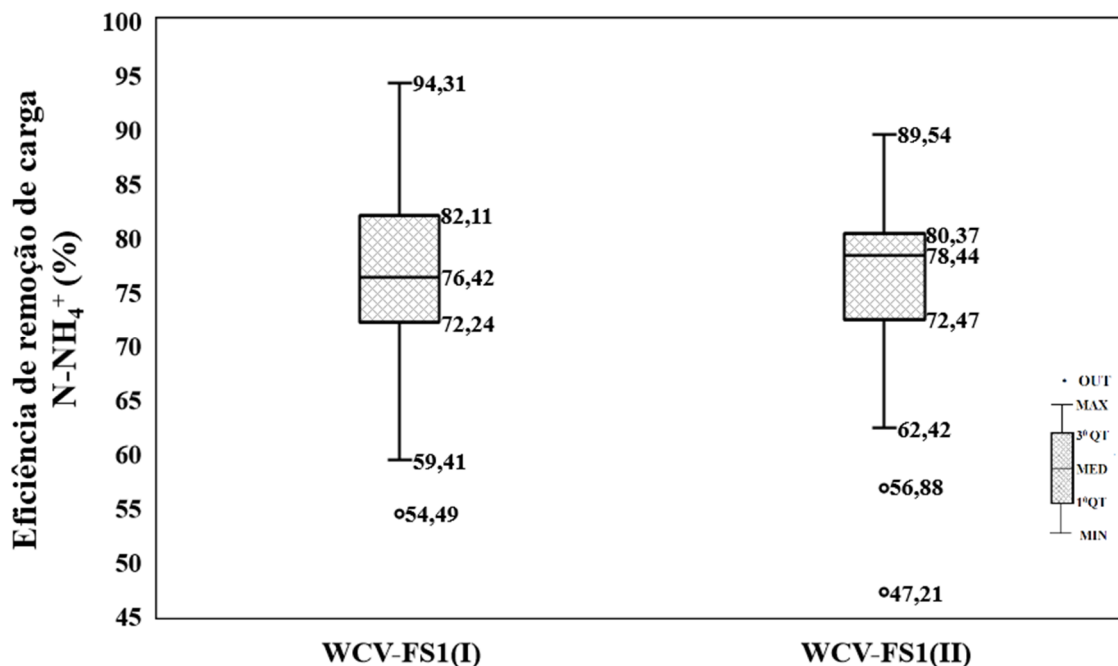
A carga aplicada de N-NH_4^+ ao WCV-FS1 foi maior para o PE-I comparativamente ao PE-II. Nesse sentido, a mediana de carga aplicada de N-NH_4^+ ao WCV-FS1 foi de $6,74 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o PE-I em face a uma mediana de $5,90 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o PE-II. Esta diferença entre as medianas é estatisticamente significativa a 95% de confiança ($p = 0,01452$), sendo consequência do maior CHID aplicado durante o PE-I. Devido ao fato da distribuição de dados ser do tipo Log Normal para o PE-I e não definida para o PE-II (vide Apêndice C), a comparação entre as medianas foi feita pelo teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste). Na Figura 41 mostra-se a distribuição de dados para a carga aplicada de N-NH_4^+ ao WCV-FS1, durante o PE-I e o PE-II.

Figura 41 – Carga de N-NH_4^+ aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



A eficiência mediana de remoção de carga de N-NH_4^+ foi de 76,42% para o PE-I e de 78,44% para o PE-II. Esta diferença entre as medianas não é estatisticamente significativa a 95% de confiança ($p = 0,9617$). Devido ao fato da distribuição de dados para a eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ ser do tipo não definida para ambos os PE (vide Apêndice C), a comparação foi feita pelo emprego do teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste). Na Figura 42 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para a eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ durante os PE-I e PE-II.

Figura 42 – Eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



A exemplo do que ocorreu com os demais parâmetros correlacionados às substâncias passíveis de oxidação (DBO_5 e DQO), o PE-I apresentou uma maior capacidade de oxidação da carga de N-NH_4^+ , uma vez que mesmo tendo recebido uma carga aplicada maior não apresentou decréscimo na eficiência de remoção de carga em termos percentuais em relação ao PE-II.

No que se refere às concentrações efluentes de N-NH_4^+ , também não houve diferença significativa entre PE-I e PE-II. O estudo comparativo das concentrações efluentes de N-NH_4^+ será apresentado em maiores detalhes quando da comparação dos PE no que se refere ao atendimento à legislação ambiental. Os resultados mostrados até aqui, no entanto, permitem concluir que do ponto de vista de remoção da carga de N-NH_4^+ , a operação sob as condições operacionais do PE-I é vantajosa em relação ao PE-II, uma vez que permite remover uma carga maior de N-NH_4^+ ao mesmo tempo que obtém uma concentração efluente igual. Pode-se acrescentar ainda, que o comportamento apresentado em relação a remoção de cargas de N-NH_4^+ , corrobora a maior influência do parâmetro CHID em relação a THE no que se refere a capacidade de fornecimento de oxigênio. A justificativa para tal afirmação é análoga aquela apresentada para o comportamento de remoção das cargas de DQO e DBO_5 (ver itens 4.2.1 e 4.2.2).

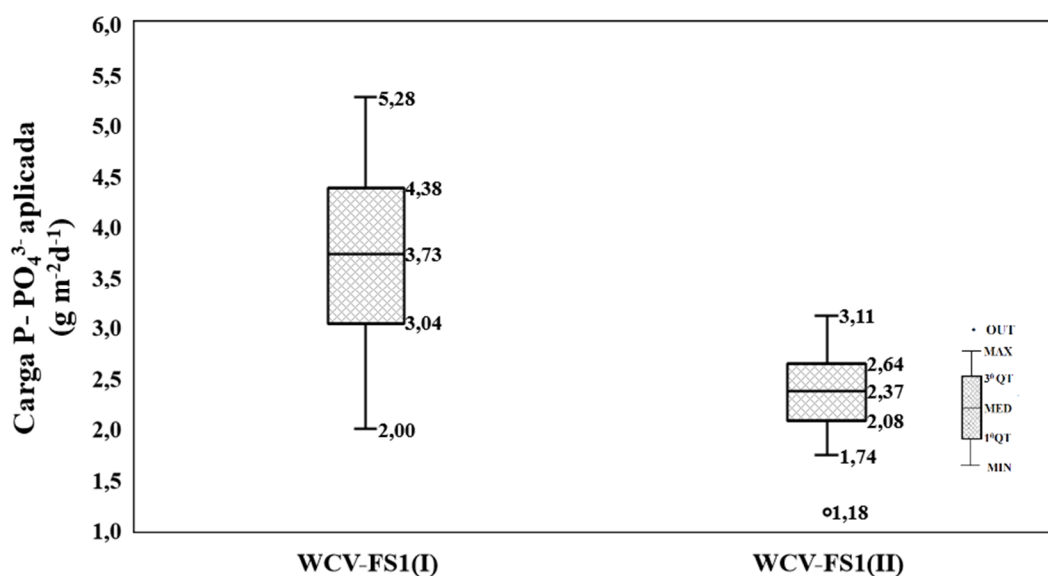
Na Tabela D8 apresentam-se as estatísticas básicas para a carga de N-NH_4^+ aplicada e para a eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ durante os PE-I e PE-II. Na Tabela D9

mostram-se os resumos dos testes estatísticos utilizados para comparar o PE em termos de carga aplicada de N-NH_4^+ e eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ .

4.2.5 Eficiência de remoção de fósforo ortofosfato

A carga média aplicada de P-PO_4^{3-} foi de $3,62 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ durante o PE-I e de $2,39 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o PE-II. Esta diferença entre as médias é estatisticamente significativa a 95% de confiança ($p = 2,972 \times 10^{-12}$). Devido à normalidade das séries de dados para ambos os PE, o teste comparativo empregado foi o de T Student a 95% de confiança (vide Apêndice C). A exemplo dos demais parâmetros, o maior carregamento para P-PO_4^{3-} durante o PE-I, está associado ao maior valor de CHID para este PE. Na Figura 43 mostra-se a distribuição de dados (Box plot) para a carga aplicada de P-PO_4^{3-} quando da aplicação do PE-I e PE-II.

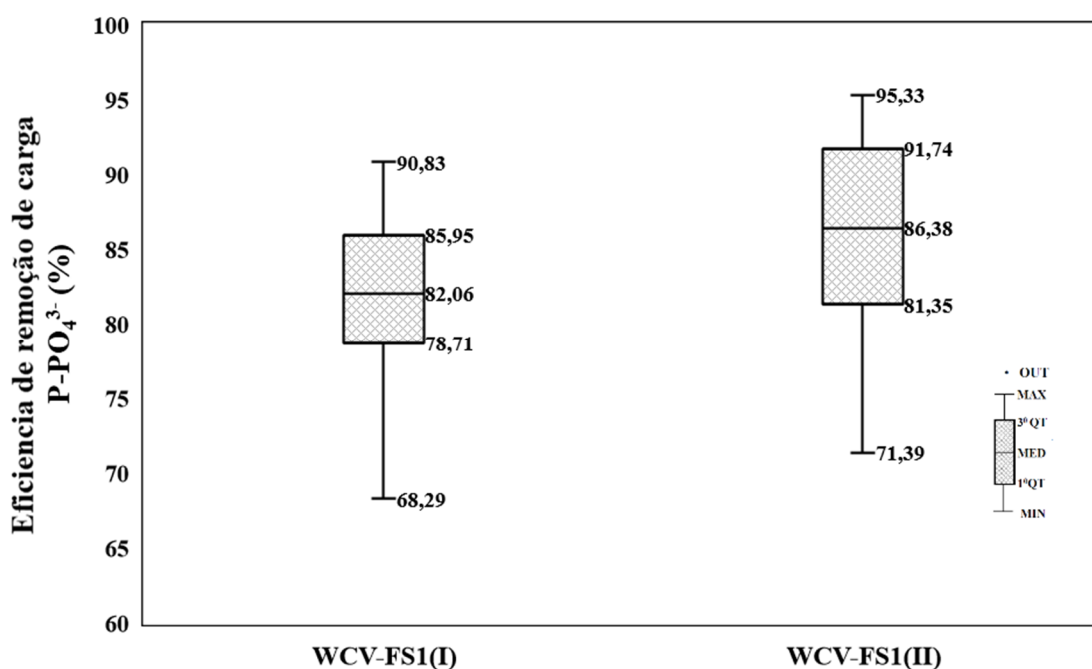
Figura 43 – Carga de P-PO_4^{3-} aplicada no WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



A eficiência mediana de remoção de carga P-PO_4^{3-} foi de 82,06% para o PE-I e de 86,38% para o PE-II. Esta diferença é estatisticamente significativa ($p = 0,001718$). Devido ao fato de a distribuição de dados ser do tipo Normal para o PE-I e não definida para o PE-II, o teste empregado na comparação foi o teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste) a 95% de confiança. Os resultados para este parâmetro mostraram a influência do aumento da carga aplicada de P-PO_4^{3-} sobre a eficiência de remoção de carga para este parâmetro. Assim, a maior carga afluente durante o PE-I impactou negativamente a eficiência de remoção de carga. Considerando que a remoção de P-PO_4^{3-} é controlada principalmente pela

adsorção, era esperado que o aumento de carga resultasse em diminuição da eficiência de remoção, devido a saturação mais rápida da superfície de adsorção. Ainda que esta diferença tenha sido apenas de 4,36 pontos percentuais, o baixo valor de p obtido corrobora à significância das diferenças de eficiência de remoção. Na Figura 44 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ quando da aplicação do PE-I e PE-II.

Figura 44 – Eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ observada para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1(II)).



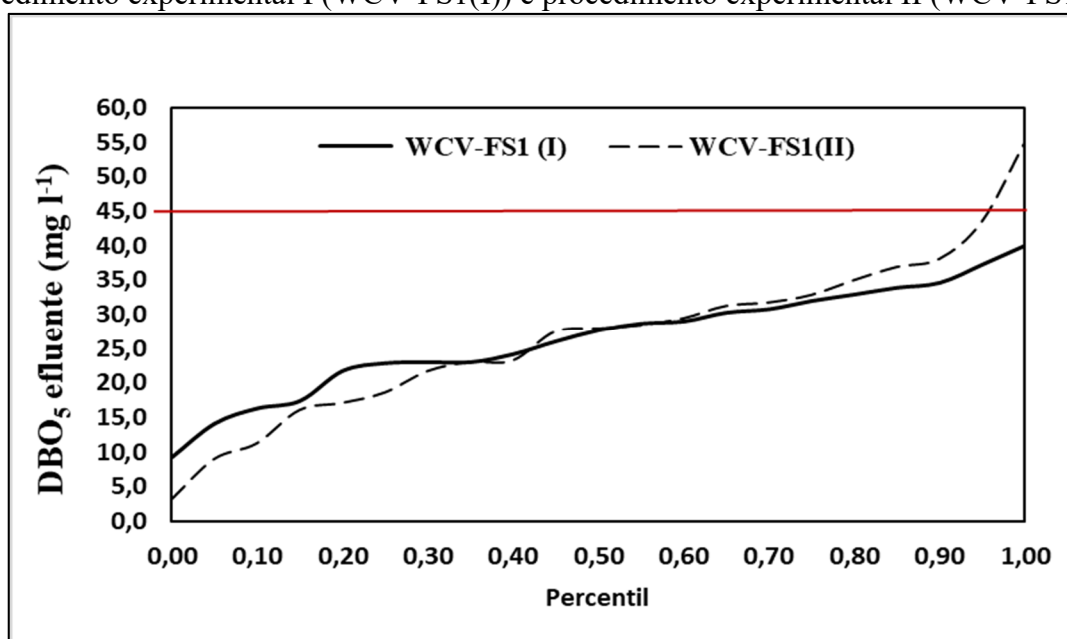
Na Tabela D10 apresentam-se as estatísticas básicas para a carga aplicada de $P-PO_4^{3-}$ e para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ durante os PE-I e PE-II. Nas Tabelas D11 e D12 apresentam-se, respectivamente, o resumo dos testes estatísticos utilizados para comparação entre os PE pelos critérios de carga de $P-PO_4^{3-}$ aplicada e eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$.

4.2.6 Comparação entre os procedimentos experimentais I e II em relação as concentrações limites definidas pela legislação ambiental

Para comparar o PE-I com o PE-II, no que se refere ao atendimento a legislação ambiental, foram utilizados os valores limites de concentração de DBO_5 , $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ estabelecidos na resolução Consema 182/2021 para ETE classe 2 ($5 < Q \leq 50$ L/s). A justificativa para a escolha desta classe de ETE já foi explicitada no item. 4.1.6.

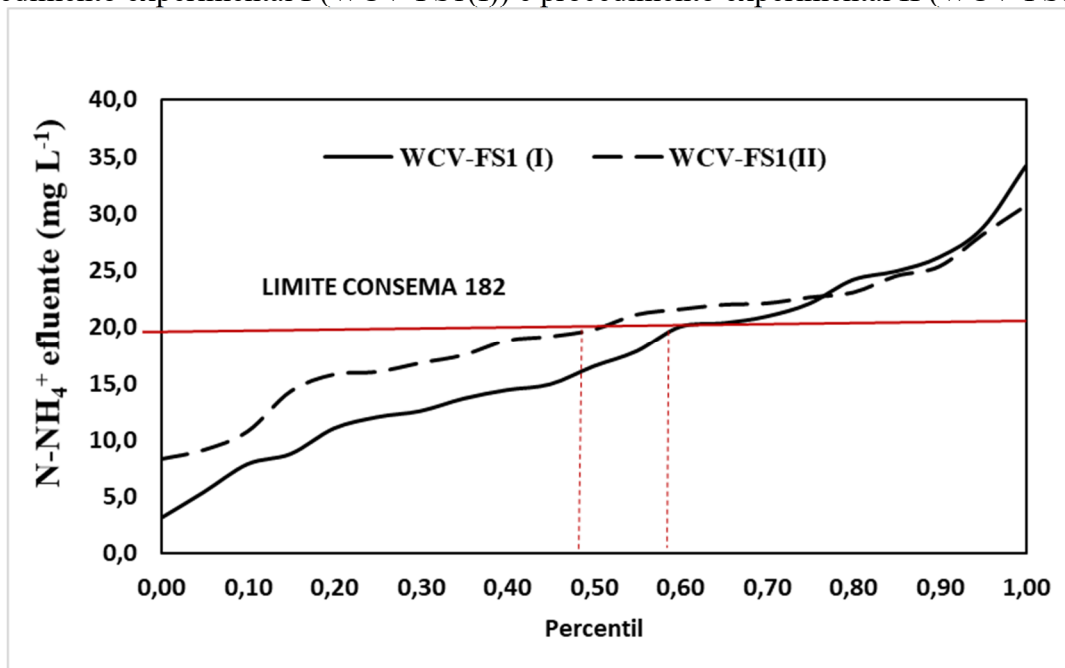
Na Figura 45 apresenta-se a curva de percentis acumulados da DBO₅ efluente para o WCV-FS1 durante os PE-I e PE-II. O gráfico de percentis para este parâmetro mostra que para o PE-I, 100% das amostras estão abaixo do limite previsto pela legislação (DBO₅ máxima de 45 mg L⁻¹), já para o PE-II este percentual é de 97%. Além disso, a proximidade entre as curvas de percentil acumulado indica semelhante desempenho quanto a concentração de DBO₅.

Figura 45 – Curva de percentis acumulados para DBO₅ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).



Adicionalmente, os resultados mostraram igualdade entre médias de DBO₅ efluente para os dois procedimentos experimentais (DBO₅ média de 26,5 mg L⁻¹ para ambos os PE). Na Figura 46 apresenta-se a curva de percentis acumulados de N-NH₄⁺ efluente para os dois PE.

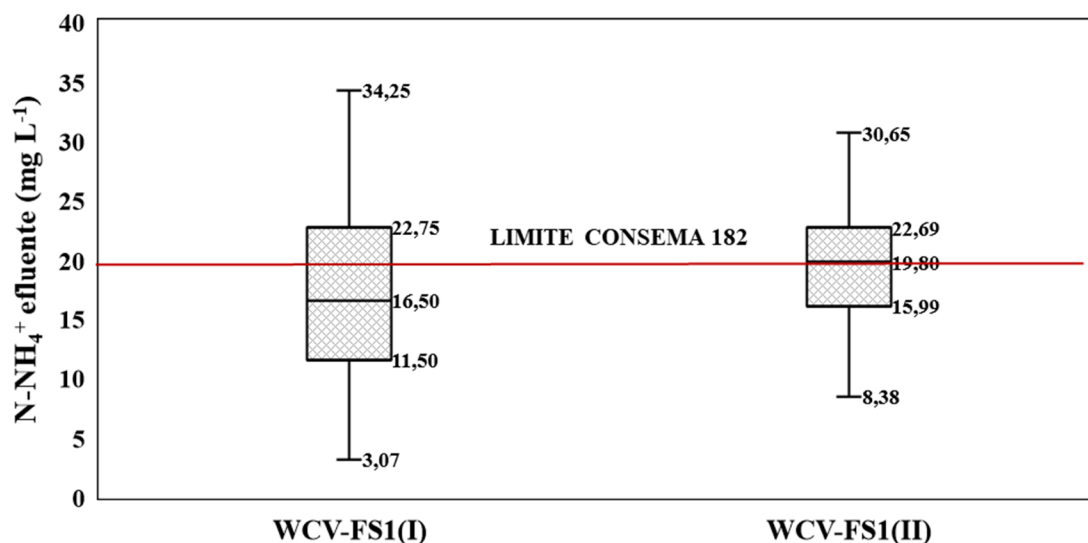
Figura 46 – Curva de percentis acumulados para N-NH_4^+ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).



O gráfico de percentil acumulado mostra que 60% das amostras do PE-I estão abaixo do limite máximo permitido (20 mg L^{-1}). Para o PE-II, 50% das amostras ficaram abaixo do limite. Como as duas séries de distribuições de dados de N-NH_4^+ efluente são do tipo Normal, foi possível comparar as respectivas médias empregando-se o teste paramétrico de T de Student a 95% de confiança. Nesse sentido, a médias de concentração efluente foram de $17,13 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ para o PE-I e de $19,42 \text{ mg N-NH}_4^+ \text{ L}^{-1}$ para o PE-II.

Não foi encontrada diferença estatisticamente significativa entre estas médias ($p = 0,159$). Devido à proximidade da média do PE-II com o valor limite permitido pela legislação, foi testada a significância estatística da diferença entre o limite máximo e a média do PE-II. Este teste mostrou que a média de concentração de N-NH_4^+ efluente de $19,42 \text{ mg L}^{-1}$ é estatisticamente inferior ao limite máximo de 20 mg L^{-1} preconizado pela legislação ($p = 0,001283$). Quanto a diferença entre a média de concentração efluente de N-NH_4^+ durante o PE-I ($17,13 \text{ mg L}^{-1}$) e o valor limite da legislação, a mesma é estatisticamente inferior a este último. Na Figura 47 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para a concentração de N-NH_4^+ do WCV-FS1 durante o PE-I e o PE-II.

Figura 47 – Concentração de N-NH_4^+ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).



Na Figura 48 apresenta-se a curva de percentis acumulados para a concentração efluente de P-PO_4^{3-} do WCV-FS1 durante o PE-I e o PE-II. Os resultados da curva de percentil acumulado para concentração efluente de P-PO_4^{3-} mostram que a operação segundo o PE-II resulta em menores concentrações. No entanto, somente 40% das amostras resultaram em valores de concentração de P-PO_4^{3-} abaixo do limite legal para o PE-II. Para o PE-I, 100% das amostras excederam o limite máximo legal de 4 mg L^{-1} . Em termos medianos, a concentração efluente de P-PO_4^{3-} foi de $6,88 \text{ mg L}^{-1}$ para o PE-I e de $4,82 \text{ mg L}^{-1}$ para o PE-II. Apesar de ser pequena a diferença em termos medianos, a mesma é estatisticamente significativa a 95% de confiança ($p= 5,464 \times 10^{-5}$), considerando o teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste). Na Figura 49 apresenta-se a distribuição de dados para a concentração efluente de P-PO_4^{3-} (Box plot), durante o PE-I e o PE-II, respectivamente.

Figura 48 – Curva de percentis acumulados para P-PO₄³⁻ efluente do WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e o procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).

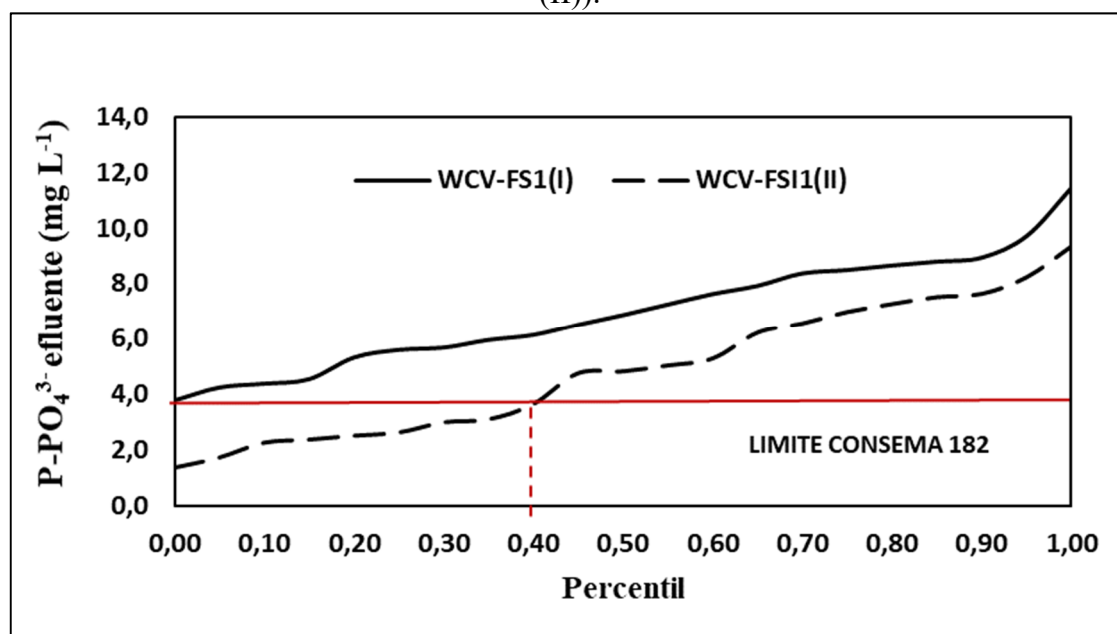
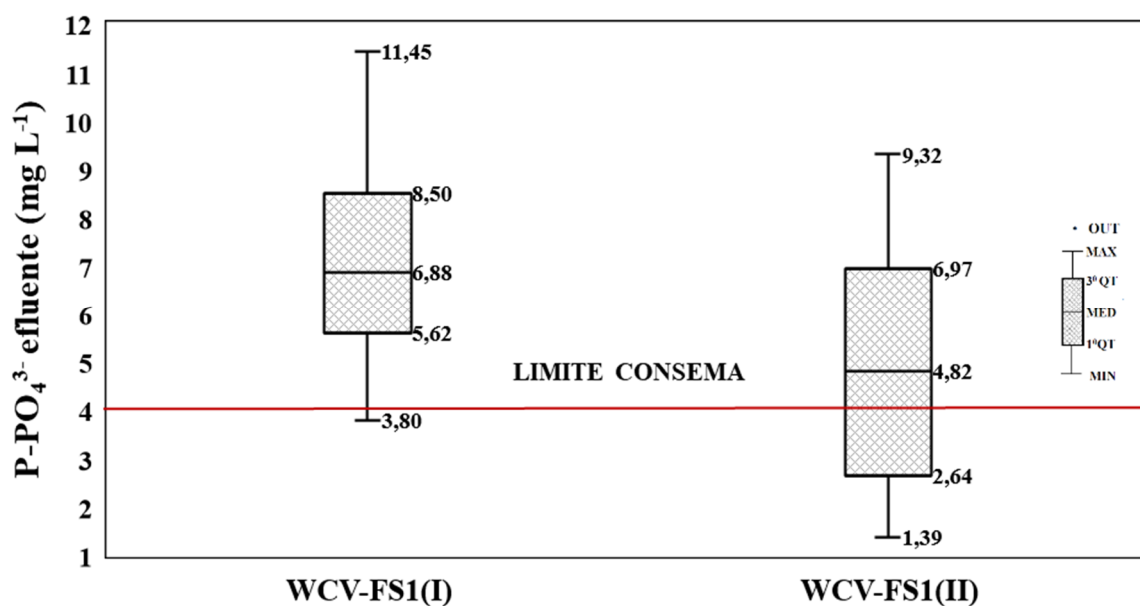


Figura 49 – Concentração de P-PO₄³⁻ efluente do WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1(I)) e o procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).



Devido à proximidade da mediana de concentração efluente de P-PO₄³⁻ para o PE-II (4,82 mg L⁻¹) em relação ao máximo valor permitido pela legislação (4,00 mg L⁻¹), se tornou necessário verificar a significância estatística da diferença entre o valor da mediana e o limite da legislação. Esta comparação foi realizada pelo emprego do teste dos postos sinalizados de Wilcoxon, o qual resultou em um p valor observado de 0,03627, evidenciando que o valor da

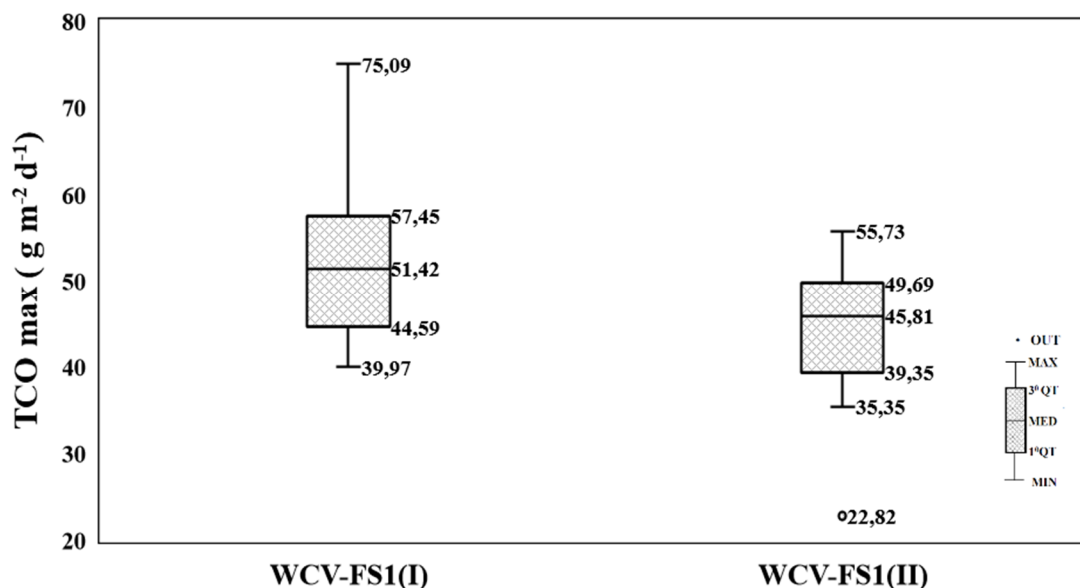
mediana e do limite legal são estatisticamente diferentes a 95% de significância, ou em outras palavras, a concentração efluente de P-PO_4^{3-} do WCV-FS1 durante o PE-II excede (em termos medianos) o valor limite estabelecido pela resolução Consema 182. A menor concentração efluente durante o PE-II, provavelmente está correlacionada ao menor carregamento de P-PO_4^{3-} aplicado durante este PE, uma vez que a remoção de fósforo está ligada principalmente ao mecanismo de adsorção na superfície do meio granular, a qual é favorecida por carregamentos menores.

Em síntese, a operação do WCV-FS1 sob as condições de alimentação do PE-I e PE-II resultou no atendimento aos limites máximos permitidos de concentração efluente em termos de DBO_5 e N-NH_4^+ estabelecidos pela resolução Consema 182 para ETE categoria 2. No que se refere ao limite de concentração efluente para corpos de água sensíveis a altas concentrações de fósforo, nenhum dos PE obteve uma concentração de P-PO_4^{3-} abaixo do valor máximo permitido, no entanto, a operação segundo o PE-II obteve uma concentração efluente mais baixa em termos medianos.

4.2.7 Taxa de consumo de oxigênio máxima

Os valores médios de TCO max determinados experimentalmente foram de $52,36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o PE-I e de $44,62 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o PE-II. Esta diferença entre médias possui significância estatística a 95 % de significância ($p = 6,691 \times 10^{-3}$). Devido a distribuição de dados para TCO max ser Normal para ambos os PE (vide Apêndice C), utilizou-se o teste paramétrico de T de Student para efetuar a comparação. Adicionalmente, como consequência da distribuição de dados Normal para ambas as séries, foi possível definir um intervalo a 95% de confiança para a diferença entre médias. Neste sentido, este intervalo resultou em um valor de $13,23 \text{ mg L}^{-1}$ para o limite superior e de $2,29 \text{ mg L}^{-1}$ para o limite inferior, sendo a diferença média de $7,74 \text{ mg L}^{-1}$. Na Figura 50 apresenta-se a distribuição de dados para a TCO max para o PE-I e o PE-II.

Figura 50 – TCO max observada para o WCV-FS1, durante o procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)) e procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).



A maior capacidade de oxidação do PE-I, inferida pelo seu maior valor médio de TCO max, é coerente com os resultados anteriores que demonstraram não existir diferença estatisticamente significativa para as eficiências de remoção de carga (em termos percentuais) para DQO (vide item 4.2.1) e NTK (valores não mostrados). Assim, se os carregamentos de DQO e NTK são maiores para o PE-I e as eficiências de remoção de carga em termos percentuais são aproximadamente iguais, infere-se que a remoção de carga para os parâmetros físico-químicos citados é maior para o PE-I em termos absolutos. Em outras palavras, a massa de DQO e de NTK removida por unidade de área de WC é maior para o PE-I.

Considerando que a TCO max é proporcional a soma das massas de DQO e de NTK removidas (Equação 18), a maior remoção em massa de DQO e NTK no PE-I implica em um maior valor de TCO max durante este PE. Considerando ainda que o CHID do PE-I é de 101,40 mm d^{-1} e o do PE-II é de 74,88 mm d^{-1} , esta diferença de carregamento implica que o WCV-FS1 recebe em média 199 L d^{-1} a mais de afluente (área considerada de 7,5 m^2) quando operado sob as condições do PE-I. Nesse sentido, os resultados indicam que a operação sob o PE-I utiliza melhor a capacidade de fornecimento de oxigênio, uma vez que mesmo operando sob uma carga orgânica e inorgânica maior (consequência do maior CHID), não houve perda de eficiência de remoção de compostos passíveis de oxidação (DQO e NTK) em termos percentuais. Além disso, os resultados experimentais obtidos na presente tese corroboram os de Forquet et al (2009a), os quais afirmam a maior influência do parâmetro CHID em comparação ao parâmetro THE, relativo ao fornecimento de oxigênio. Nesse sentido, observa-se que mesmo uma THE de 9,6 $\text{L m}^{-2} \text{min}^{-1}$ recebendo carregamentos orgânicos e inorgânicos menores, não foi capaz de

superar a influência do maior valor de CHID durante o PE-I, o que resultou em uma maior TCO max para este PE comparativamente ao PE-II. A informação de caráter prático operacional trazida pelos resultados é que a operação sob as condições do PE-I é vantajosa em relação ao PE-II, uma vez que a primeira possui maior capacidade mássica de fornecer oxigênio, sem que isso implique em perda de eficiência percentual de remoção de carga de compostos oxidáveis. Além disso, a operação sob o PE-I implica em menor necessidade de potência instalada para a operação de alimentação dos wetlands em relação ao PE-II. As diferenças entre os PE, no tocante a potência requerida e eficiência de oxigenação serão avaliadas em detalhes nos itens seguintes.

Na Tabela D13 mostram-se as estatísticas básicas para a TCOmax durante os dois PE. Na Tabela D14 mostra-se o resumo do teste estatístico empregado para comparar o PE-I ao PE-II no que se refere a TCO max. Na Tabela D15 mostra-se o intervalo de confiança construído para variável diferença entre valores de TCO max entre períodos.

4.2.8 Eficiência de oxigenação

O PE-II caracterizou-se por uma THE de aproximadamente duas vezes e meia maior que o PE-I, implicando em uma vazão instantânea da bomba afluenta crescente na mesma proporção. Considerando este fato, um projeto otimizado de alimentação envolveria a troca das tubulações de modo a evitar que as perdas de carga do sistema atingissem valores muito elevados. No entanto, no contexto da presente tese, a velocidade máxima resultante do aumento de THE atingiu um valor de $1,8 \text{ m s}^{-1}$, o que é compatível com o funcionamento de linhas de recalque relativamente curtas, como é o caso do sistema em análise. Além disso a troca de valores dos diâmetros em uma simulação otimizada do sistema, implicaria na alteração da vazão afluenta, o que por sua vez implicaria em alterar (na simulação) os valores de THE, CHID e TCO max. Devido as razões expostas acima, foram mantidos os diâmetros originais da unidade WCV-FS1 quando do cálculo da eficiência energética. Nesse sentido, o novo ponto de operação da bomba (moto bomba Shenider modelo BC98-1/2 CV) resultou em uma vazão de $4,5 \text{ m}^3 \text{ h}^{-1}$ para uma altura manométrica de 8 mca. Na tabela 19 definem-se os demais parâmetros do modo de alimentação e, também, a potência e a energia consumidas em função do ponto operacional obtido durante os procedimentos operacionais I e II. Observa-se ainda que para o PE II a operação foi realizada com uma bomba diferente do PE-I (alteração da curva característica da bomba). As pequenas diferenças entre os valores de THE, VE e CHID listados na Tabela 19 e

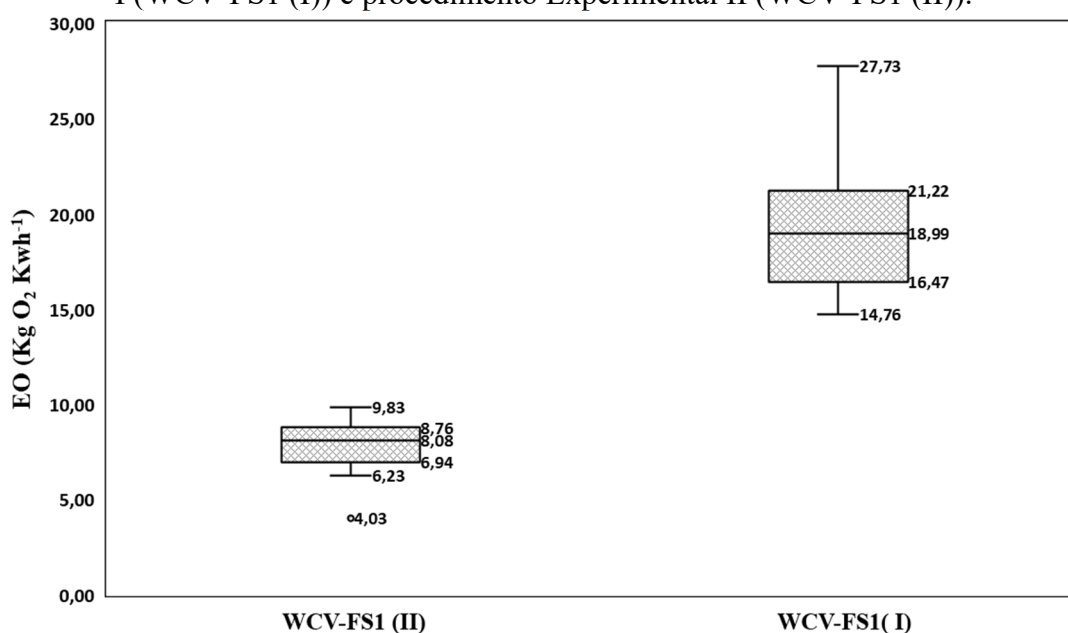
os valores medidos (médias mostradas na tabela 7), estão correlacionados ao fato de que para os valores da Tabela 19 as vazões foram obtidas pelo ponto de intersecção da curva característica do sistema com a curva característica da bomba, o que não corresponde exatamente as médias das vazões experimentalmente medidas.

Tabela 19 – Parâmetros e modo de alimentação, potência e energia consumida observados durante o procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)) e procedimento Experimental II (WCV-FS1 (II)).

Parâmetros	WCV-FS1 (I)	WCV-FS1(II)
Potência consumida (W)	47,60	327,13
Número de pulsos	4	4
Tempo de pulso(s)	384	117
Energia consumida (Wh/dia)	20,31	42,53
THE (L m ⁻² min ⁻¹)	4,04	10
CHID (L m ⁻² d ⁻¹)	103,42	78
VE (L m ⁻²)	25,88	19,50

Na Figura 51 apresenta-se a distribuição de dados (Box Plot) para a EO obtida para o PE-I e PE-II. A média de EO para o PE-I foi de 19,29 Kg O₂ KW h⁻¹ e de 7,87 Kg O₂ KW h⁻¹ para o PE-II. Esta diferença é estatisticamente significativa a 95% de confiança ($p= 1,829 \times 10^{-13}$). O teste paramétrico de T Student foi empregado após a verificação das normalidades dos dados de EO para ambos os WC (vide Apêndice C).

Figura 51 – Eficiência de oxigenação para o WCV-FS1 durante o procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)) e procedimento Experimental II (WCV-FS1 (II)).



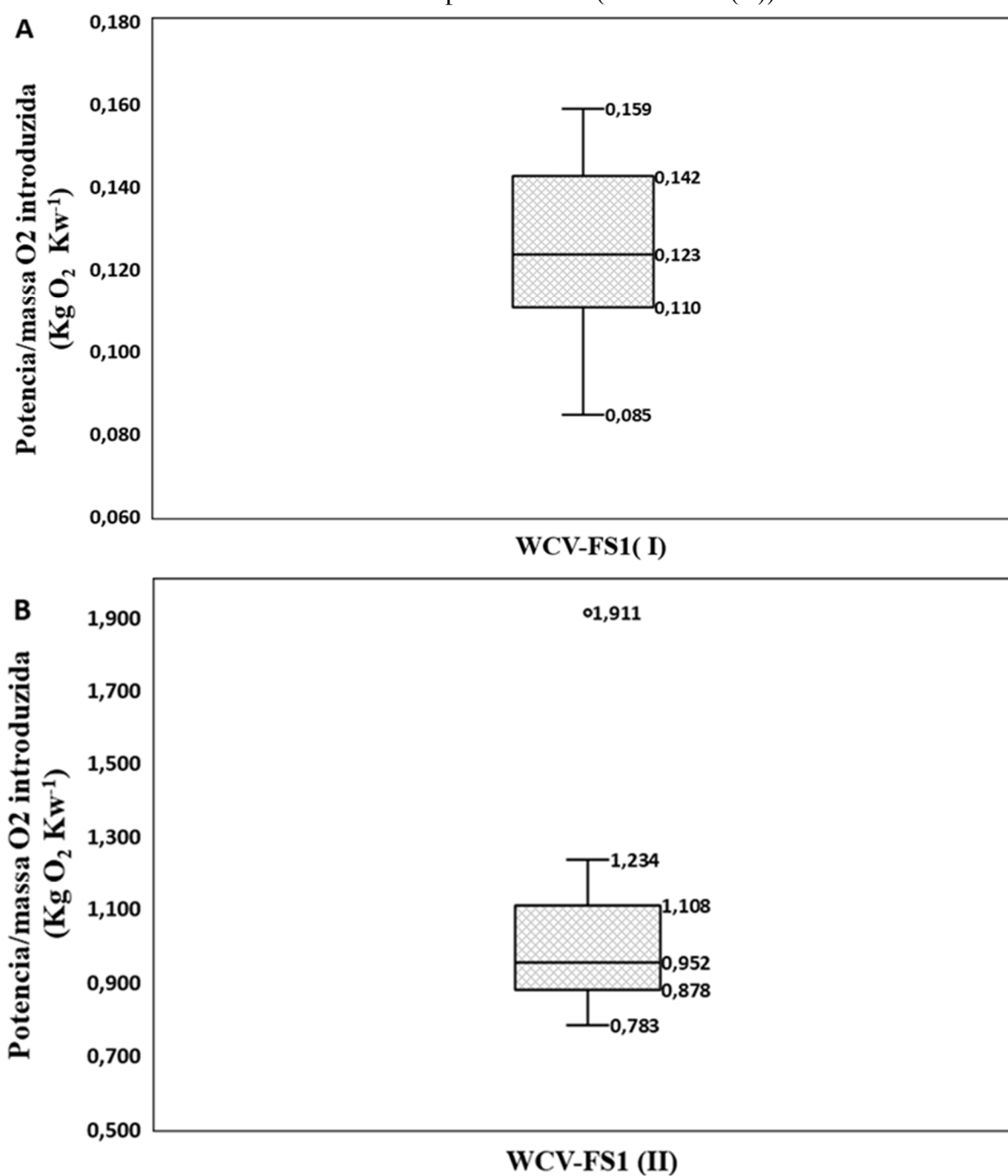
Devido à normalidade da distribuição de dados para ambas as séries de EO, foi possível definir um intervalo de confiança a 95% para a variável diferença de EO. Nesse sentido, o PE-I apresentou uma EO 11,42 Kg O₂ KW h⁻¹ maior que o PE-II, em média. Os limites superior e inferior para esta diferença foram de 17,06 e 5,83 Kg O₂ KW h⁻¹, respectivamente.

A grande diferença em termos de EO deve-se ao fato em que a operação sob as condições de PE-I remove mais carga de DQO e NTK (em termos absolutos), concomitantemente a um menor consumo de energia (Tabela 19). Desse modo, a operação sob as condições do PE-I é vantajosa. Os resultados experimentais obtidos na presente tese realçam a importância de se levar em consideração a interação entre os parâmetros do MA, o consumo de energia e os requisitos de eficiência, quando do dimensionamento dos WCV. Nesse sentido, observa-se que o PE-I consumiu aproximadamente metade da energia requerida para o PE-II, sem perda significativa da eficiência de remoção de carga em termos percentuais e com a vantagem adicional de operar sob um maior CHID. Na Tabela D16 apresentam-se as estatísticas básicas para a EO durante os PE-I e PE-II. Nas Tabelas D17 e D18 apresentam-se, respectivamente, o resumo do teste estatístico empregado na comparação entre PE e o intervalo de confiança obtido para a variável diferença de EO.

4.2.9 Comparação entre os procedimentos experimentais em relação a razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida

Considerando a maior THE empregada no PE-II, a potência requerida para operação sob esta condição é necessariamente maior que para o PE-I. Nesse sentido a mediana da relação potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzido atingiu um valor de 0,123 KW Kg O₂⁻¹ para o PE-I e de 0,952 KW Kg O₂⁻¹ para o PE-II. Esta diferença é estatisticamente significativa com um valor p observado de 2,91 x 10⁻⁸. Considerando que a distribuição de dados resultou ser do tipo Normal para o PE-I e não definida para o PE-II (vide Apêndice C), empregou-se o teste não paramétrico de Wilcoxon–Mann–Whitney (U-teste). A exemplo do que foi observado com o parâmetro EO, para o parâmetro potência por unidade de oxigênio introduzido, a operação sob as condições do PE-I é vantajosa em relação ao PE-II, uma vez que esta última condição requer mais potência para instalações de bombeamento, aumentando tanto o custo de operação quanto o de instalação de unidades de WCV. Na Figura 52 apresenta-se a distribuição de dados (Box plot) para os PE- I e PE-II respectivamente.

Figura 52 – Razão potência consumida por unidade massa de oxigênio introduzida observadas para o WCV-FS1. A) Procedimento experimental I (WCV-FS1 (I)); B) Procedimento experimental II (WCV-FS1 (II)).



Nas Tabelas D 19 e D20 apresentam-se, respectivamente, as estatísticas básicas para a relação potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida e o resumo do teste estatístico em pregado para comparação entre os PE.

4.2.10 Síntese dos resultados comparativos entre o procedimento experimental I e o procedimento experimental II

Na Tabela 20 resumem-se os resultados para a eficiência de remoção de carga dos parâmetros físico químicos DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻ durante o PE-I e o PE-II.

Tabela 20 – Síntese dos resultados para o critério eficiência de remoção de carga durante o procedimento experimental I e II.

Parâmetros	PE-I	PE-II	Estatística	Teste	p valor	Δ%
DQO	94,1	94,6	Mediana	M Whitney	0,837	N significativa
DBO ₅	91,8	91,7	Média	T Student	0,797	N significativa
NT	48,9	39,6	Mediana	M Whitney	0,154	N significativa
N-NH ₄ ⁺	76,4	78,4	Média	T Student	0,962	N significativa
P-PO ₄ ³⁻	82,02	86,34	Mediana	M Whitney	1,78.10 ⁻³	4,36

Apesar das maiores cargas afluentes durante o PE-I, não houve alteração da eficiência de remoção de carga entre os períodos para os parâmetros DQO, DBO₅, NT e N-NH₄⁺. Contudo para o parâmetro P-PO₄³⁻ foi constatada eficiência de remoção levemente maior para o PE-II (4,36% maior em termos medianos). Os resultados acima indicam que o maior CHID do PE-I não prejudicou a eficiência de remoção de carga para todos os parâmetros físico-químicos avaliados, à exceção do P-PO₄³⁻. O maior CHID para o PE-I implica que as cargas afluentes de DQO, DBO₅, NT e N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻ também são maiores (conforme mostrado nos itens 4.2.1 a 4.2.5), no entanto, mesmo operando com cargas maiores não houve perda de eficiência de remoção de carga em termos percentuais, conclui-se, portanto, que a operação sob o PE-I é capaz de remover cargas maiores de DQO, DBO₅, NT e N-NH₄⁺ em termos absolutos, ou seja, para estes parâmetros a capacidade de remoção do WCV-FS1 é melhor utilizada quando o mesmo é operado sob PE-I.

Esta vantagem da operação sob as condições do PE-I é reforçada pelo fato de que as concentrações efluentes de DBO₅ e N-NH₄⁺ não são estatisticamente diferentes entre os PE. Adicionalmente, foi constatado ainda que os valores médios de concentração efluente de DBO₅ e N-NH₄⁺ ficaram abaixo do limite máximo prescrito pela resolução Consema 182 para ETE classe II, para ambos os PE. No que se refere a concentração efluente de P-PO₄³⁻ ambos PE apresentaram concentrações efluentes que excedem, em termos medianos, o limite máximo permitido pela resolução Consema 182 para corpos de água sensíveis a eutrofização. Na Tabela 21 sintetizam-se os resultados obtidos para as concentrações efluentes de DBO₅ e N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻.

Tabela 21 – Concentrações efluentes para DBO₅, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻ observadas no WCV-FS1 durante os procedimentos experimentais I e II.

Parâmetros	PE-I	PE-II	Estatística	Teste	P Valor	Δ%
DBO ₅	26,5	26,5	Média	T student	0,984	N significativa
N-NH ₄ ⁺	17,13	19,42	Média	T student	0,159	N significativa
P-PO ₄ ³⁻	6,88	4,82	Mediana	M Whitney	5,46. 10 ⁻⁵	2,06

No que se refere ao parâmetro TCO max, a maior média obtida pelo PE-I em relação ao PE-II indica que o primeiro possui uma maior capacidade de oxidar cargas de DQO e NTK. Considerando que para o PE-I o valor de CHID é maior (aproximadamente 199 L a mais por dia) e que para o PEII a THE é maior (aproximadamente 2,4 vezes maior), infere-se que o parâmetro CHID tem maior influência sobre a capacidade do sistema em transferir oxigênio da atmosfera do que o parâmetro THE, quando se considera um modo de operação que não implique em alagamento da superfície. Este resultado experimental está de acordo com os de Forquet et al (2009a).

A combinação de uma maior TCO max com uma menor THE resulta em uma maior EO para o PE-I, comparativamente ao PE-II. Isto é consequência do fato que a maior THE do PE-II resulta em um maior consumo de energia, sem que haja aumento da remoção de carga de DQO e NTK em termos absolutos. No que se refere a relação potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida, o menor valor obtido pelo PE-I, também é consequência da maior capacidade de oxidação deste PE (maior TCO max), conjuntamente com a menor potência requerida para bombeamento, resultante esta última, de uma menor THE aplicada.

Em síntese, a operação sob as condições operacionais do PE-I é vantajosa sobre o PE-II, porque para o primeiro se obtém uma maior TCO max, um maior valor de EO e uma menor relação potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida. Adicionalmente, foi constatado experimentalmente que as concentrações médias efluentes de DBO₅ e N-NH₄⁺ não possuem diferença estatística significativa entre PE e que a diferença em termos medianos é de apenas 4,36% para a concentração efluente de P-PO₄³⁻, ou seja, de uma maneira geral a qualidade do efluente produzido sob PE-I e PE-II é a mesma. O conjunto dos resultados experimentais obtidos quando da comparação entre PE-I e PE-II, indica que uma THE de aproximadamente 4 L m⁻² min⁻¹ é suficiente para produzir um efluente que atende as normas legais e que operação sob tal THE, resulta em uma menor relação potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida, sem que isso comprometa a capacidade de oxigenação da unidade. Devido as razões acima citadas, pode-se inferir que os resultados experimentais confirmam as hipóteses 2 e 3 assumidas na presente tese. Na Tabela 22

apresentam-se os resultados experimentais para as variáveis TCO max, EO e potência consumida/massa de O₂ introduzida durante o PE-I e PE-II.

Tabela 22 – Síntese dos resultados para os critérios TCO max, EO e potência consumida/massa de O₂ introduzida identificadas para o procedimento experimental I e II.

Parâmetros	PE-I	PE-II	Estatística	Teste	P Valor	Δ%
TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)	52,36	44,62	Média	T studen	6,69. 10 ⁻³	8,04
EO (Kg O ₂ KW h ⁻¹)	19,29	7,87	Média	T sudent	1,27. 10 ⁻¹²	11,45
Pot/Massa O ₂ (KW Kg O ₂ ⁻¹)	0,123	0,952	Mediana	M Whitey	2,91. 10 ⁻⁸	0,829

4.3 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL III

Este PE foi realizado com o intuito de testar a hipótese um da presente tese, que postula que um maior fracionamento do pulso resulta em uma maior TCO max, além de um maior valor de TDH. O aumento da TCO max e do TDH resultaria, por consequência, em uma melhoria geral de desempenho. Para testar esta hipótese o CHID do WCV-FS2 foi fracionado em oito pulsos diários. Posteriormente, os resultados obtidos para o WCV-FS2 foram comparados aos do WCV-FS1, sendo que este último operou com um CHID e uma THE semelhantes ao aplicado para o WCV-FS2, diferindo apenas pelo número de pulsos em que o CHID foi fracionado (4 pulsos diários para o WCV-FS1). Este procedimento experimental foi executado em paralelo, ou seja, as coletas para análise dos parâmetros físico-químicos foram realizadas no mesmo dia para ambos os WC. Consequentemente, foram geradas novas séries de dados para os parâmetros DQO, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻. Esse procedimento foi adotado de modo a minimizar a influência que a variação da qualidade do esgoto afluyente poderia ter sobre o desempenho das unidades. O parâmetro DBO₅ não foi levado em consideração devido ao baixo número de dados disponíveis. Os critérios de comparação adotados foram a eficiência de remoção de carga em termos percentuais e a carga superficial efluente em termos absolutos para os parâmetros físico-químicos citados acima. Adicionalmente, foi realizado um comparativo tomando por base os critérios de concentração efluente para os parâmetros físico-químicos DQO, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻ (parâmetros previstos na resolução estadual Consema 182/2021). Os PE também foram comparados em relação aos parâmetros TCO max e potência consumida por KgO₂ inserido no WC por dia (Equação 20). Devido a diferença no número de pulsos aplicados a cada WC, não foi realizado estudo comparativo envolvendo o critério EO, pois o número de

acionamentos diários provoca variação no consumo de energia, sendo que esta variação não é prevista pela equação utilizada para o cálculo de EO (equação 22)

Na Tabela 23 apresentam-se as concentrações afluentes e efluentes em termos de mediana para o WCV-FS1 (operado com um MA igual ao PE-I) e para o WCV-FS2 (operado segundo o MA definido para o PE-III). Observa-se que os carregamentos orgânicos para ambos os PE diferem daqueles previstos pela tabela 9 (vide item 3.2.3 da metodologia), devido a série de dados de DQO afluente ser resultante de um conjunto de dados diferente.

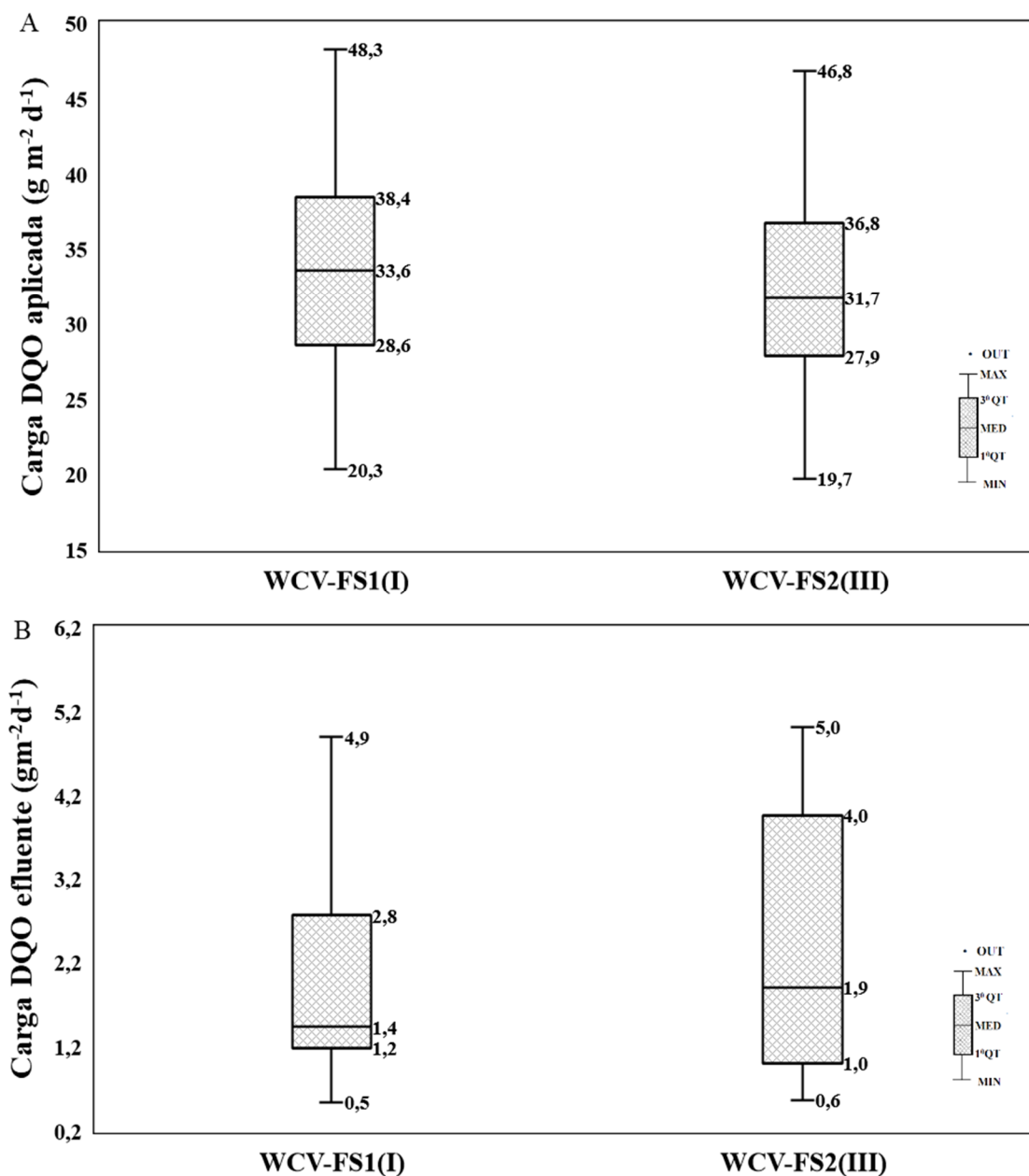
Tabela 23 – Características medianas para as concentrações afluentes e efluentes aos WC em termos de DQO, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻.

Parâmetros	WCV-FS1 (PEI)		WCV-FS2 (PE-III)	
	Operação segundo PE-I		Operação segundo PE-III	
	Afluente (mgL ⁻¹)	Efluente (mgL ⁻¹)	Afluente (mgL ⁻¹)	Efluente (mgL ⁻¹)
DQO	331,7	16,4	322,6	23,8
NT	75,0	44,0	75,0	36,5
N-NH ₄ ⁺	34,3	8,50	34,3	8,50
P-PO ₄ ³⁻	48,70	9,50	51,0	5,30

4.3.1 Eficiência de remoção de DQO segundo os procedimentos experimentais I e III

As cargas orgânicas médias em termos de DQO aplicada na área superficial e do WCV-FS1 e do WCV-FS2, foram similares ao longo do estudo (33,8 g m⁻² d⁻¹ e 32,7 g m⁻² d⁻¹ para o WCV-FS1 e WCV-FS2, respectivamente). Essa pequena variação em relação ao carregamento de DQO está associada às pequenas diferenças no CHID médio aplicado em ambas as unidades (Tabela 5). Apesar dessa pequena diferença do CHID, não foi identificada diferença estatística entre as médias dos WC para a carga superficial de DQO aplicada. Na Figura 53 apresenta-se, respectivamente, a distribuição da carga de DQO aplicada e de carga efluente de DQO para WCV-FS1 e WCV-FS2.

Figura 53 – Comportamento da DQO observado para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo do procedimento experimental I e III. A) carga de DQO aplicada; B) carga de DQO efluente.

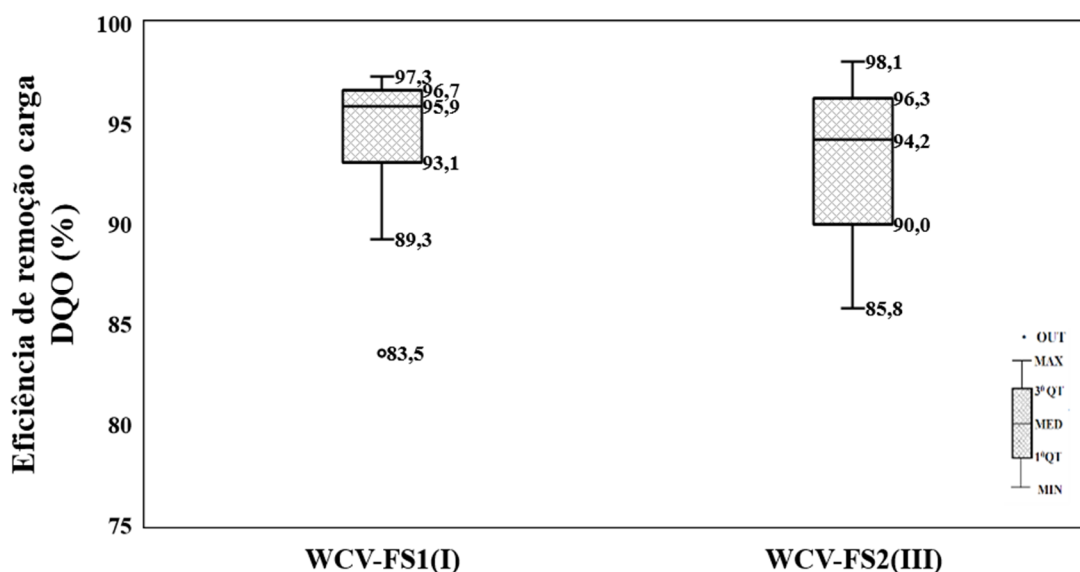


Considerando que as distribuições para as séries de dados de carga de DQO aplicada são do tipo Normal para ambos os WC (vide Apêndice E), foi aplicado o teste T Student para comparação entre as médias deste parâmetro. O p valor observado resultou em 0,660, o que impossibilita a rejeição da hipótese nula, ou seja, não existe diferença estatisticamente significativa entre os dois WC no que se refere as médias de carga superficial de DQO aplicada. No que se refere a carga de DQO efluente as distribuições encontradas foram do tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice E), o que levou a comparação a ser realizada pelo teste não paramétrico de Man Whitney (U teste), cujo critério de comparação é a mediana. Nesse sentido, os resultados mostraram valores medianos de $1,4 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ de carga DQO

efluente para o WCV-FS1 e $1,9 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS2. Contudo, esta diferença não possui significância estatística.

Conhecendo-se as séries de dados para as cargas afluentes e efluentes de DQO, foi possível determinar as séries de eficiência de remoção percentual de carga para ambos os WC e seus respectivos PE. Na Figura 54 apresenta-se as distribuições de dados de eficiência de remoção de carga para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Figura 54 – Eficiência de remoção de carga de DQO observada para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III.



As medianas das eficiências de remoção de DQO foram de 95,9% para o WCV-FS1 e 94,2% para o WCV-FS2. Esta diferença entre medianas não é estatisticamente significativa. A mediana foi escolhida como estatística de comparação devido a distribuição ser do tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice E). Nesta situação, o teste empregado para efetuar a comparação foi o de Man Whitney (U teste) a 95%, cujo critério de comparação é a mediana.

Na Tabela F1 apresentam-se as estatísticas básicas referentes aos critérios de carga aplicada de DQO, de carga de DQO efluente e de eficiência percentual de remoção de carga de DQO, para o WCV-FS1 operado segundo o MA definido para o PE-I e para o WCV-FS2, operado segundo o MA do PE-III. Os resumos dos testes estatísticos utilizados para a comparação entre os WC segundo os três critérios supracitados são mostrados na Tabela F2 (Teste T de Student para comparação entre médias de carga de DQO aplicada) e Tabela F3 (teste de Man Whitney (U teste) para a comparação entre medianas dos critérios de carga de superficial de DQO efluente e de eficiência de remoção percentual de carga superficial de DQO).

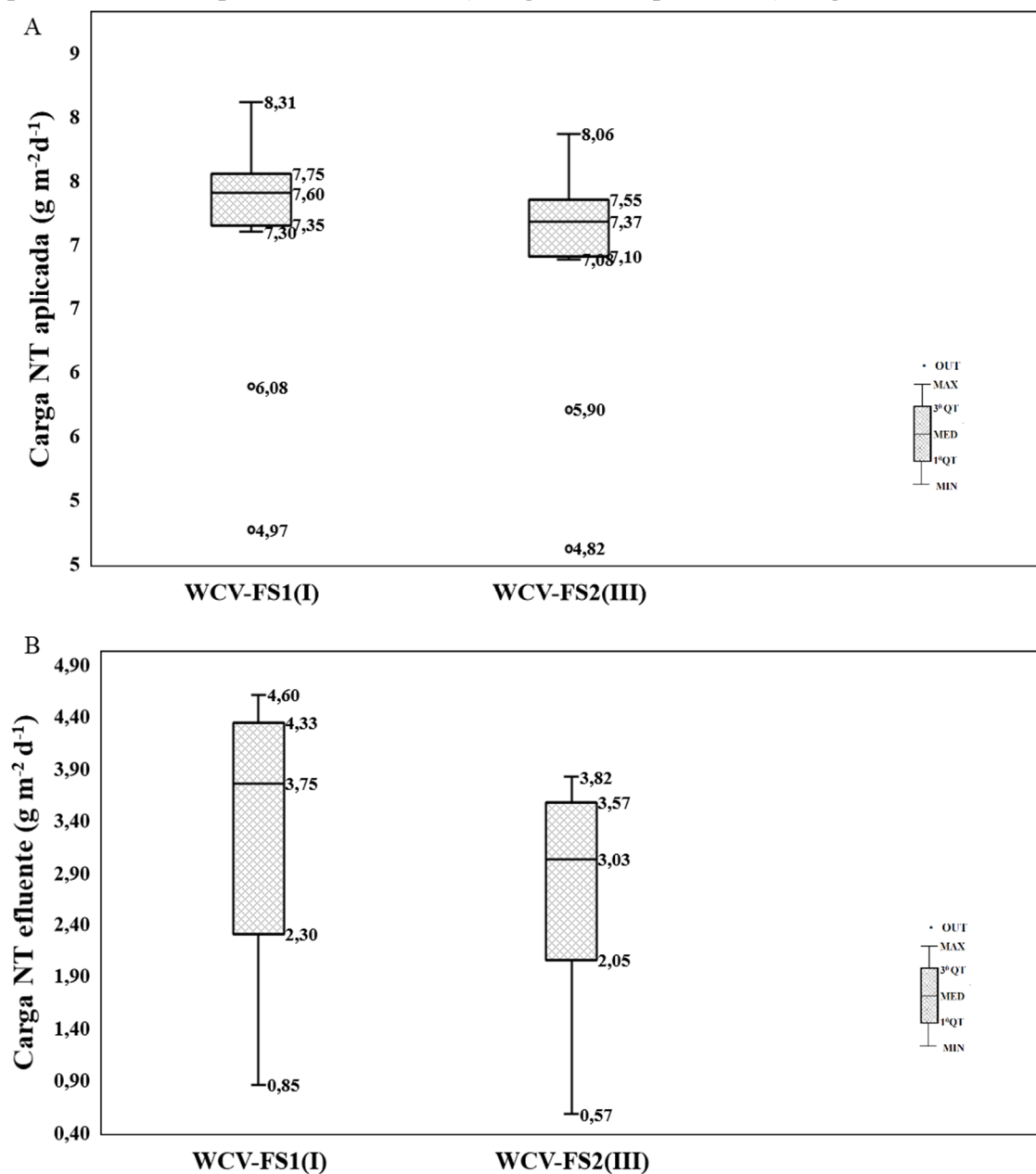
Na Tabela F4 mostra-se as estatísticas básicas das concentrações afluentes e efluentes de DQO para ambos os WC.

Os resultados para o parâmetro DQO não mostraram diferença significativa no que se refere à eficiência de remoção de carga de DQO, indicando que para a variação de VE testada não houve acréscimo de eficiência com a diminuição de VE de 25,35 Lm⁻² para 12,29 Lm⁻². Possivelmente, a existência da camada instaurada em ambos os WC, aliada a um meio granular com uma capacidade relativamente alta de retenção de umidade, resultou em um TDH semelhante para ambos os WC, apesar da variação de VE. No que se refere ao fornecimento de oxigênio, a igualdade em termos de eficiência de remoção de material oxidável (medida indiretamente pela remoção de DQO) indica que a massa de oxigênio afluente é semelhante para ambos os WC, o que por sua vez indica que o parâmetro CHID (que foi o mesmo para ambos os WC) é preponderante parâmetro VE. Observa-se que a confirmação do indicativo de igualdade da capacidade de oxidação e de TDH necessita ser confirmada pela avaliação da TCO max e pela simulação do TDH, tais avaliações serão desenvolvidas nos itens a seguir.

4.3.2 Eficiência de remoção das frações nitrogenadas segundo os procedimentos experimentais I e III

Não foi identificada diferença estatística entre a mediana de carga de NT aplicada ao WCV-FS1 (7,6 g NT m⁻² d⁻¹) e a aplicada ao WCV-FS 2 (7,37 g NT m⁻² d⁻¹). A mediana é aqui empregada como estatística de comparação devido a distribuição de dados ser do tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice E). Nesta situação, o teste empregado foi o de Man Whitney (U teste) a 95% de confiança, cujo critério de comparação é a mediana. No que se refere a carga de NT efluente, não foi identificada diferença estatística entre o WCV-FS1 (mediana de 3,75 g NT m⁻²d⁻¹) e o WCV-FS2 (mediana de 3,03 g NT m⁻² d⁻¹). Devido ao fato de a distribuição de dados para este critério apresentar distribuição não definida para o WCV-FS1 e Normal para o WCV-FS2 (vide Apêndice E), a comparação foi feita utilizando-se o teste de Man Whitney (U teste) a 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a mediana. Na Figura 55 apresentam-se, respectivamente, a distribuição de dados (Box plot) para a carga aplicada de NT e a carga de NT efluente para o WCV-FS1 e o WCF-FS2, operados respectivamente sob o MA do PE-I e do PE-III.

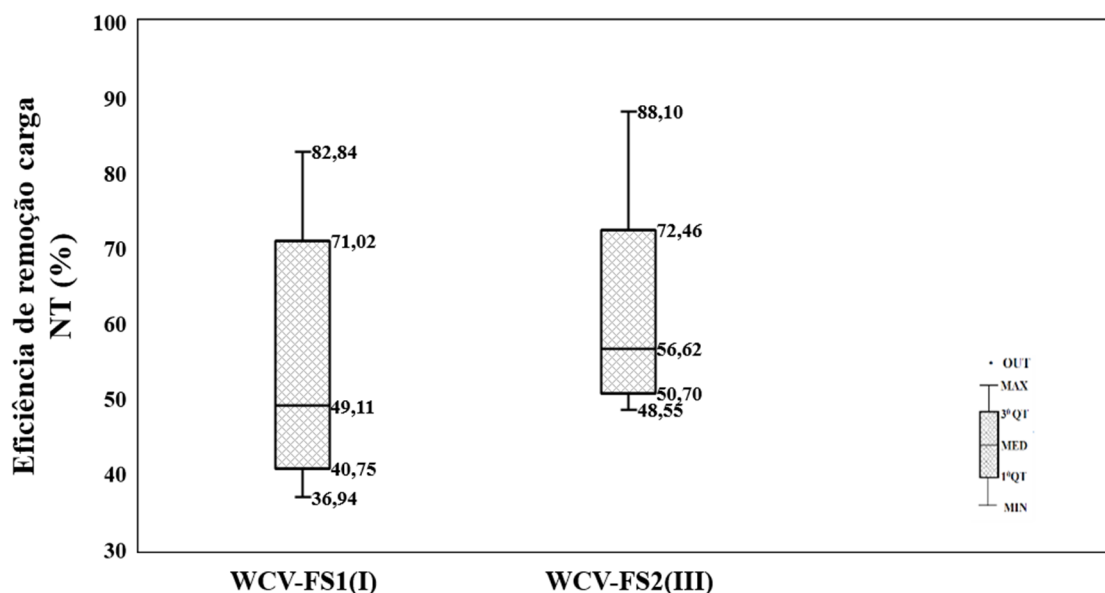
Figura 55 – Comportamento do NT observado para o WCV-FS1 e o WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III. A) carga de NT aplicada; B) carga de NT efluente.



Quanto à eficiência de remoção de carga de NT, o WCV-FS1 apresentou uma mediana de 49,11 % em face a uma mediana de 56,62% para o WCV-FS2. No entanto, esta diferença não possui significância estatística. A mediana foi adotada como critério de comparação devido a distribuição dos dados ser do tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice E). Nesta situação, o teste empregado foi o de Man Whitney U test, a 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a mediana.

Na Figura 56 apresenta-se a distribuição de dados para a eficiência de remoção de carga de NT para ambos os WC e seus respectivos PE.

Figura 56 – Eficiência de remoção de carga de NT observada para o WCVFS1 e o WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III.



A igualdade de eficiência de remoção de carga de NT em face a cargas aplicadas também iguais, indica que as reações de oxirredução influentes sobre os processos de nitrificação/ desnitrificação não foram afetadas pela variação de VE. Considerando que a disponibilidade de oxigênio e o TDH para uma dada situação operacional, são o resultado de interações complexas entre o MA, os carregamentos orgânicos e inorgânicos e as propriedades hidráulicas do meio granular (KAISER; KUSNT, 2005), e que estas interações afetam a dinâmica da nitrificação/ desnitrificação; os resultados indicam que o efeito conjunto da variação de VE sobre o TDH e sobre o fornecimento de oxigênio não resultou significativo sobre a dinâmica da nitrificação/ desnitrificação. Possivelmente, a alta capacidade de retenção de umidade do meio filtrante minorou o impacto de VE sobre o TDH, além disso, os resultados experimentais obtidos para o PE-I indicam que o fornecimento de oxigênio é controlado principalmente pelo parâmetro CHID para as condições de MA aplicadas na presente tese. Considerando então que os valores de CHID para o PE-I e para o PE-III são praticamente os mesmos, é esperado igualdade no que se refere à massa de oxigênio transferida para os WC. Uma vez que tanto a massa de oxigênio fornecido quanto o TDH sejam os mesmos, é factível que a eficiência do processo de nitrificação/ desnitrificação tenda a ser aproximadamente a

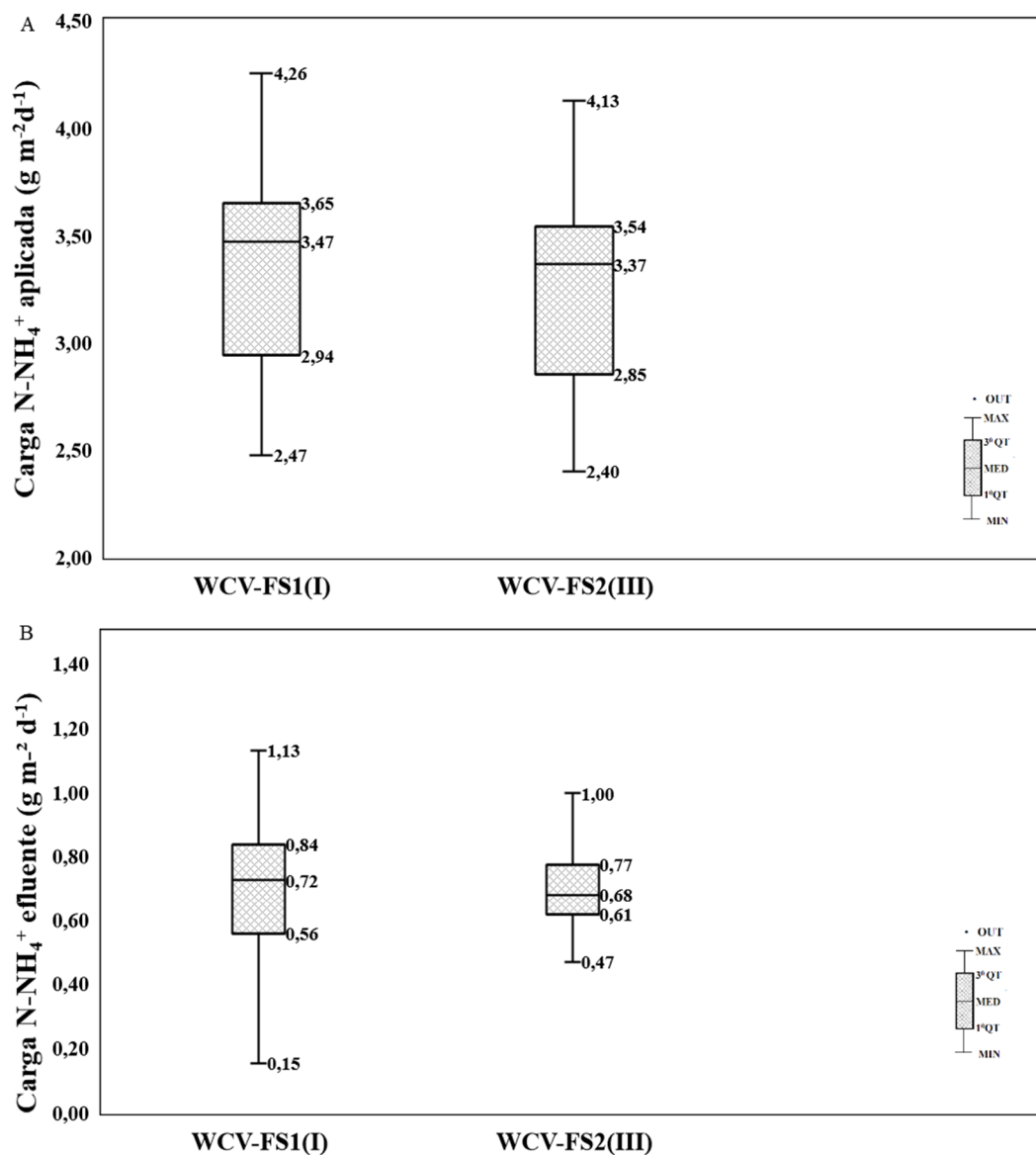
mesma. Ressalta-se que esta igualdade é corroborada pela igualdade na eficiência de remoção de N- NH_4^+ (ver item 4.3.3) e de TCO max (ver item 4.3.5).

Na Tabela F5 mostram-se as estatísticas básicas para os critérios de carga aplicada de NT, de carga efluente de NT e de eficiência de remoção percentual de carga de NT. Na Tabela F6 são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos para os critérios de carga de NT aplicada, carga de NT efluente e de eficiência de remoção de carga de NT. Na Tabela F7 são apresentadas as estatísticas básicas para a concentração afluente e efluente de NT do WCV-FS1 e WCV-FS2, operando sob as condições do PE-I e PE-III respectivamente.

4.3.3 Eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal segundo os procedimentos experimentais I e III

A carga superficial média de N- NH_4^+ aplicada ao WCV-FS1 foi de 3,43 g N- NH_4^+ $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, enquanto que para o WC-FS2 foi de 3,32 g N- NH_4^+ $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Apesar dessa pequena diferença, não se identificou diferença estatística entre as médias de carga aplicada de N- NH_4^+ ($p=0,6002$). Devido à normalidade das séries de dados (vide Apêndice E) para ambos os WC, o teste empregado na comparação foi o teste paramétrico de T Student a 95% de confiança, o que implica na definição da média como estatística de comparação. No que se refere a carga de N- NH_4^+ efluente não foi obtida diferença estatisticamente significativa entre os WC ($p=0,9092$). Nesse sentido, as médias de carga efluente de N- NH_4^+ foram de 0,70 g N- NH_4^+ $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$ para o WCV-FS1 e de 0,71 g N- NH_4^+ $\text{m}^{-2} \text{d}^{-1}$, para o e WCV-FS2, quando os mesmos foram operados segundo o PE-I e PE-III, respectivamente. Como ambas as distribuições de carga efluentes são normais (vide Apêndice E) a comparação foi efetuada como emprego do teste paramétrico de T de Student a 95% de confiança, o que implica na definição da média como estatística de comparação. Na Figura 57 apresenta-se, respectivamente, a distribuição da carga (Box plot) de N- NH_4^+ aplicada e de carga de N- NH_4^+ efluente para ambos os WC e seus respectivos PE.

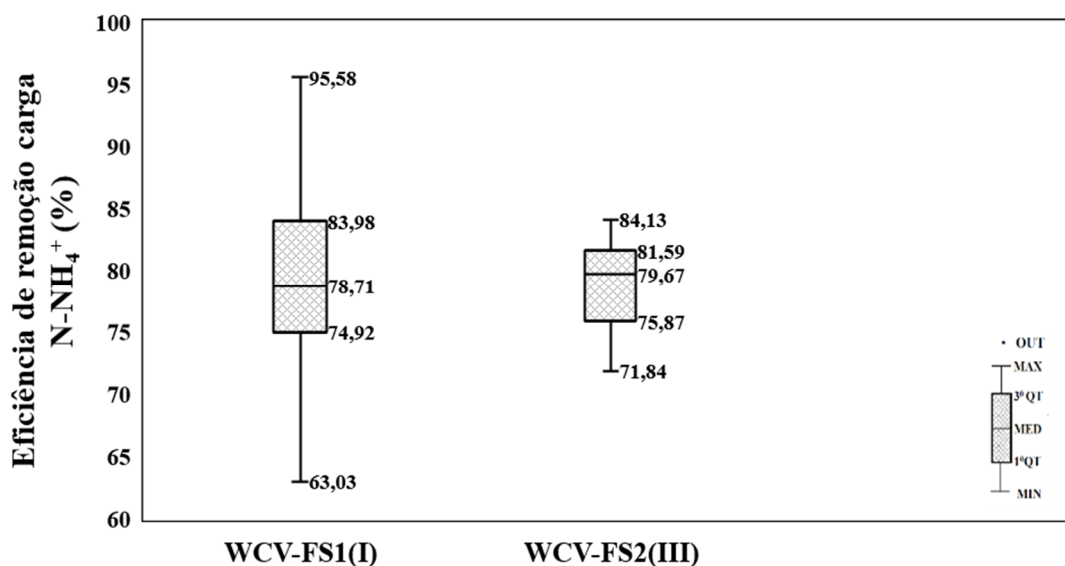
Figura 57 – Comportamento do N-NH_4^+ observado para o WCVFS1 e o WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III. A) carga de N-NH_4^+ aplicada; B) carga de N-NH_4^+ efluente.



Quanto à eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ , os resultados mostraram a inexistência de diferença estatística significativa entre os WC ($p = 0,7608$). Nesse sentido, a média de eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ foi de 79,45 % para o WCV-FS1 e de 78,69% para o WCV-FS2. A adoção da média como estatística de comparação é resultante do tipo de distribuição dos dados de eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ (Normal para o ambos os WC -vide Apêndice E). Nesta situação a comparação é efetuada pelo teste paramétrico de T Student a 95% de confiança, o que implica na definição da média como estatística de comparação.

Na Figura 58 mostra-se a distribuição (Box Plot) para a eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados respectivamente segundo o PE-I e o PE-III.

Figura 58 – Eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ observada para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo do procedimento experimental III.



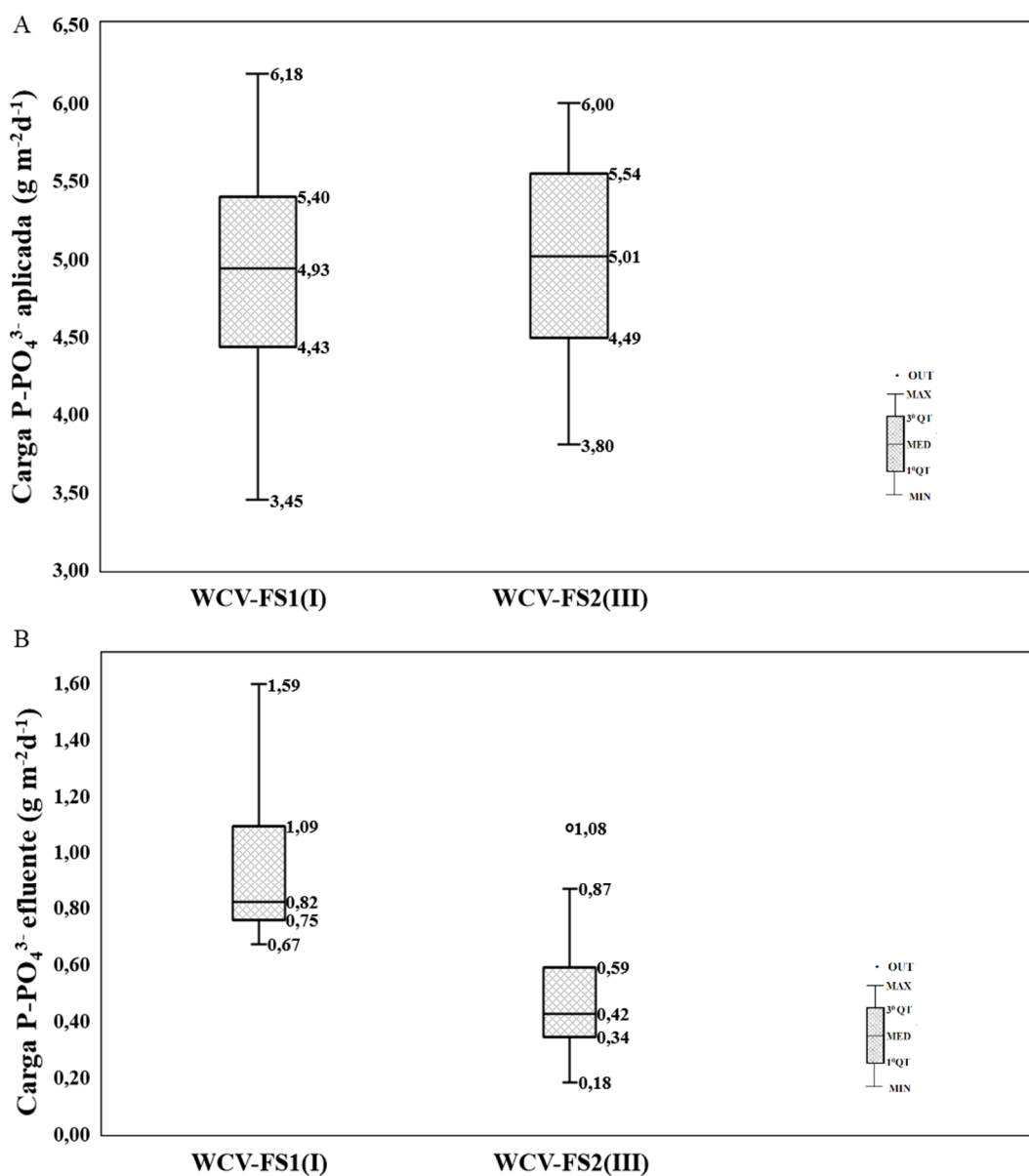
A igualdade em relação a eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ frente a cargas aplicadas também iguais, demonstra que a variação de VE não afetou o processo de nitrificação, o que por sua vez reforça a possibilidade de o aporte de oxigênio e o TDH serem os mesmos para o PE-I e para o PE-III, conforme já discutido no item 4.1.3. É preciso considerar ainda que as eficiências de remoção de carga de DQO são as mesmas para ambos os WC (vide item 4.3.1). Esta igualdade na capacidade de oxidar DQO e N-NH_4^+ , frente as mesmas cargas aplicadas para ambos os parâmetros, é um forte indicativo que a mesma massa de oxigênio foi fornecida e utilizada em ambos os WC, ou seja, a variação do parâmetro VE entre o PE-I e o PE-III, não afetou nem o fluxo total de oxigênio, nem o tempo disponível para a ocorrência das reações de oxidação.

Na Tabela F8 mostram-se as estatísticas básicas para os critérios de carga aplicada de N-NH_4^+ , de carga efluente de N-NH_4^+ e de eficiência de remoção percentual de carga de N-NH_4^+ . Na Tabela F9 são mostrados os resumos dos testes estatísticos comparativos para os critérios de carga de N-NH_4^+ aplicada, carga de NT efluente e de eficiência de remoção de carga de N-NH_4^+ . Na Tabela F10 são apresentadas as estatísticas básicas para a concentração afluente e efluente de N-NH_4^+ do WCV-FS1 e WCV-FS2, operados respectivamente sob as condições do PE-I e do PE-III.

4.3.3 Eficiência de remoção de fósforo ortofosfato segundo os procedimentos experimentais I e III

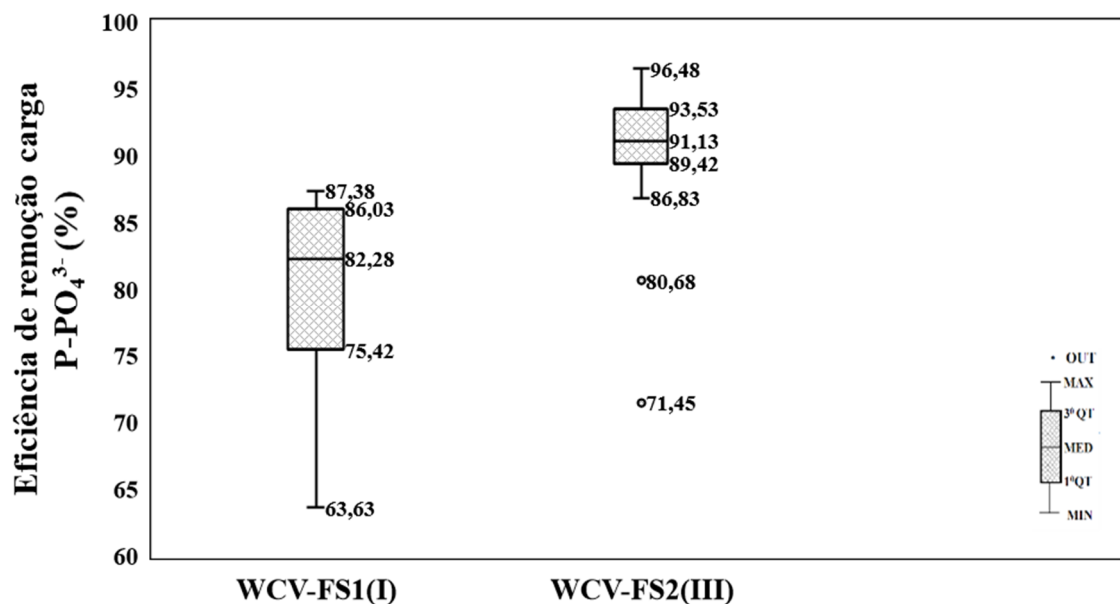
A carga média de P-PO_4^{3-} aplicada ao WCV-FS1 foi de $4,95 \text{ g P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, enquanto que para o WCV-FS2 foi de $4,97 \text{ g P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$. Não se observou diferença estatística significativa entre as médias de carga aplicada de P-PO_4^{3-} entre WC ($p = 0,9410$). Como as distribuições de dados para a carga afluyente resultaram no tipo Normal para ambos os WC (vide Apêndice E), o teste aplicado para realizar a comparação foi o de T de Student a 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a média. No que se refere a carga efluente de P-PO_4^{3-} , foi verificada a existência de diferença significativa entre as medianas dos WC. Assim, as medianas de carga efluente de P-PO_4^{3-} foram de $0,82 \text{ g P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS1 e de $0,42 \text{ g P-PO}_4^{3-} \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS2. Como as distribuições dos dados para a carga efluente resultaram em ser do tipo Log Normal para o WCV-FS1 e Normal para o WCV-FS2 (vide Apêndice E), a comparação foi realizada pelo emprego do teste não paramétrico de Mann Whitney-(U teste) à 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a mediana. Na Figura 59 apresenta-se, respectivamente, a distribuição de carga de P-PO_4^{3-} aplicada e de carga de P-PO_4^{3-} efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados respectivamente segundo o MA do PE-I e PE-II.

Figura 59 – Comportamento do $P-PO_4^{3-}$ observado para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo dos procedimentos experimentais I e III. A) carga de $P-PO_4^{3-}$ aplicada; B) carga de $P-PO_4^{3-}$ efluente.



No que se refere ao critério de eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$, foi encontrada diferença estatística significativa entre os WC. Assim, a mediana de eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ foi de 82,28 % para o WCV-FS1 e de 91,13% para o WCV-FS2. Como as distribuições de dados para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ são do tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice E), a comparação foi realizada pelo teste não paramétrico de Mann Whitney-(U teste) à 95% de confiança, cuja estatística de comparação é a mediana. Na Figura 60 mostra-se a distribuição (Box Plot) para a eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ para o WCV-FS1 e para o WCV-FS2, operados respectivamente segundo o PE-I e PE-III.

Figura 60 – Eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ observada para o WCVFS1 e WCV-FS2 ao longo do procedimento experimental III.



A maior eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$ pode estar associada ao menor grau de turbulência para o menor valor de VE, o que teoricamente favorece a adsorção de ortofosfato pelo biofilme.

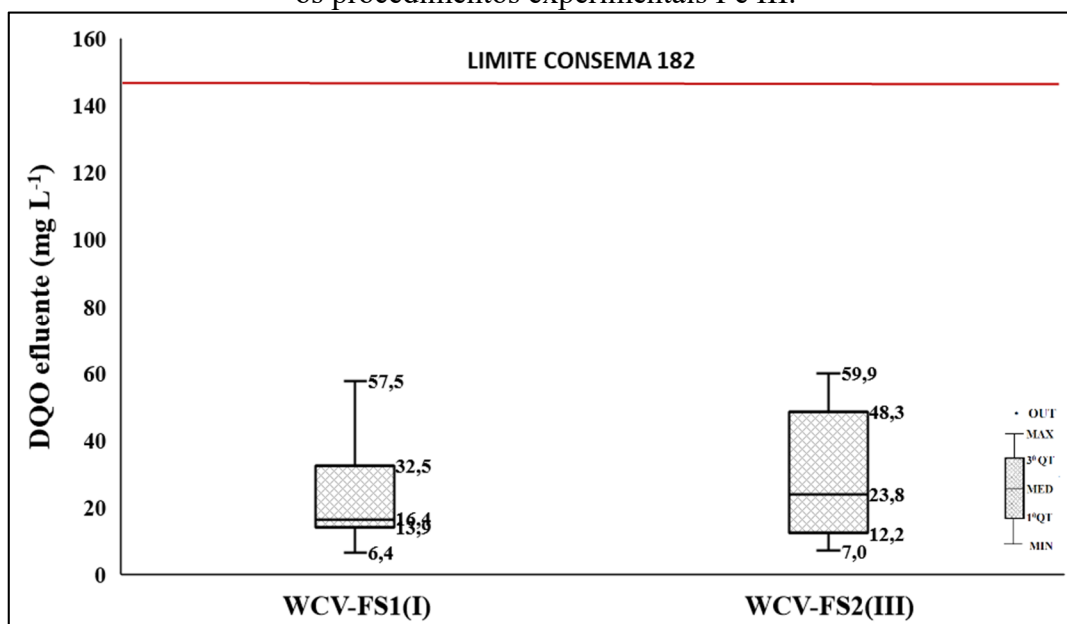
Na Tabela F11 mostram-se as estatísticas básicas para os critérios de carga aplicada de $P-PO_4^{3-}$, de carga efluente de $P-PO_4^{3-}$ e de eficiência de remoção percentual de carga de $P-PO_4^{3-}$. Na Tabela F12 é mostrado o resumo do teste estatístico comparativo para o critério de carga de $P-PO_4^{3-}$ aplicada. Na Tabela F13 são mostrados os testes estatísticos comparativos para carga de $P-PO_4^{3-}$ efluente e de eficiência de remoção de carga de $P-PO_4^{3-}$. Na Tabela F14 são apresentadas as estatísticas básicas para a concentração afluente e efluente de $P-PO_4^{3-}$ do WCV-FS1 e WCV-FS2, durante os respectivos PE.

4.3.4 Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2 em relação as concentrações limites definidas pela legislação ambiental para os procedimentos experimentais I e III

Para este estudo comparativo, as concentrações efluentes de DQO, $N-NH_4^+$ e $P-PO_4^{3-}$ do WCV-FS1 e do WCV-FS2 foram comparadas aos limites máximos estabelecidos pela legislação estadual de Santa Catarina. O parâmetro DBO_5 foi substituído nesta comparação pelo parâmetro DQO, devido ao baixo número de dados disponível para o primeiro. A Figura 61 apresenta a distribuição de dados de DQO efluente (Box plot) para ambos os WC operados segundo seus respectivos PE.

A partir da distribuição de dados é possível constatar que 100% das amostras ficaram abaixo do limite definido pela resolução Consema 182/2021 (valor máximo de 150 mg L^{-1} para ETE categoria 2). Quanto as diferenças entre o WCV-FS1 e o WCV-FS2, não foi detectada significância estatística entre as medianas de concentração de DQO efluente ($16,4 \text{ mg L}^{-1}$ e $23,8 \text{ mg L}^{-1}$ respectivamente para o WCV-FS1 e WCV-FS2). A mediana foi adotada em função de ambas as distribuições serem do tipo não definido, o que levou ao emprego do teste não paramétrico de Mann Whitney-(U teste) a 95 % de confiança, cujo estatística de comparação é a mediana.

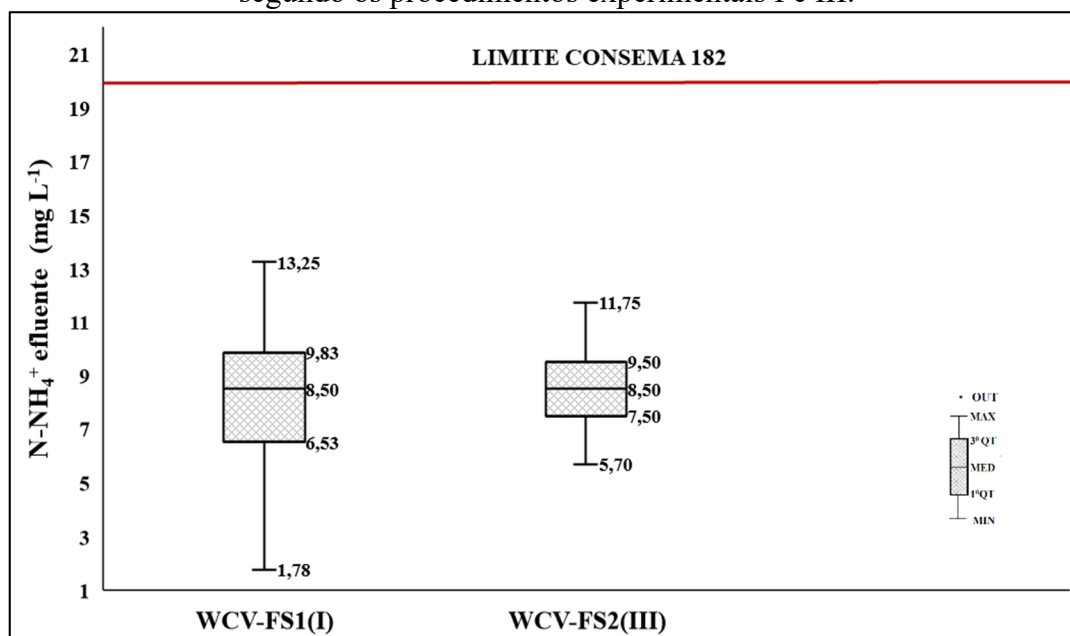
Figura 61 – Concentração de DQO efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados segundo os procedimentos experimentais I e III.



A Figura 62 mostra a distribuição de dados (Box plot) para a concentração efluente de N-NH_4^+ para o WCV-FS1 e para o WCV-FS2 quando os WC foram operados segundo o PE-I e PE-III, respectivamente. A exemplo do que ocorreu com o parâmetro DQO, 100% das amostras ficaram abaixo do limite máximo permitido pela legislação (valor máximo de concentração de 20 mg L^{-1} de N-NH_4^+ para ETE categoria 2). Além disso, não foi encontrada diferença estatisticamente significativa entre as médias de concentração efluente dos dois WC ($8,17 \text{ mg L}^{-1}$ e $8,61 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente para o WCV-FS1 e WCV-FS2). Nesse sentido, o p valor observado foi de 0,6688. Devido à normalidade de ambas as séries de dados de concentração efluente de N-NH_4^+ , o teste empregado para a comparação foi o de T de Student a 95% de confiança, cujo critério de comparação é a média. Ressalta-se ainda que a baixa média de concentração efluente de N-NH_4^+ certamente está associada à baixa carga de N-NH_4^+

aplicada a ambos os WC quando da realização desse experimento (sendo tal carga de $3,43 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS1 e de $3,32 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS2).

Figura 62 – Concentração de N-NH_4^+ efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo os procedimentos experimentais I e III.



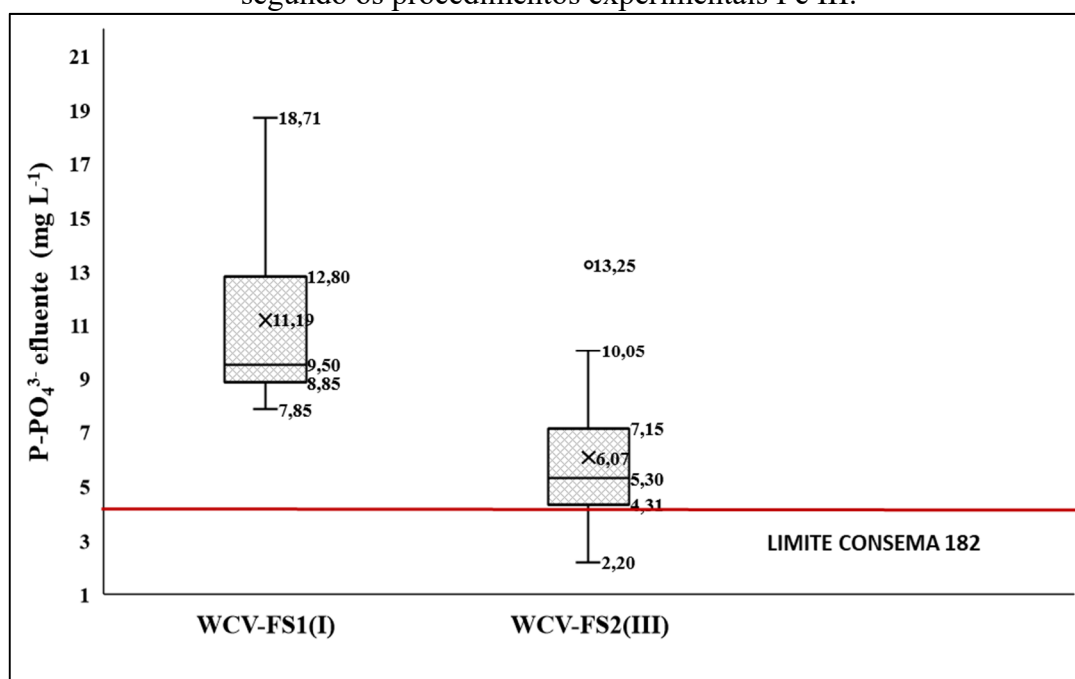
Na Figura 63 mostra-se a distribuição de dados (Box plot) para a concentração de P-PO_4^{3-} , para o WCV-FS1 e WCV-FS2. A mediana de concentração efluente de P-PO_4^{3-} para o WCV-FS1 foi de $9,50 \text{ mg L}^{-1}$ em face a uma mediana de concentração efluente de $5,30 \text{ mg L}^{-1}$ para o WCV-FS2. Esta diferença entre medianas é estatisticamente significativa a 95% de confiabilidade. Devido distribuição de dados ser do tipo Log Normal para o WCV-FS1 e Normal para o WVC-FS2, os WC foram comparados pelo emprego do teste não paramétrico de Mann Whitney (U teste).

Em relação ao limite máximo estabelecido pela legislação estadual de SC para a concentração efluente de P-PO_4^{3-} (4 mg L^{-1} para ETE de categoria 2 lançando efluentes em corpos de água sensíveis a eutrofização), ambos os WC apresentaram medianas superiores a máxima concentração permitida. Na Figura 63 mostra-se que para o WCV-FS1 100 % dos dados ficaram acima do limite. Para o WCV-FS2, tanto a média como a mediana ficaram acima do limite. Devido à normalidade dos dados de concentração efluente de P-PO_4^{3-} para o WCV-FS2, foi possível aplicar o teste paramétrico de T de Student para verificar a significância estatística da diferença entre a média de concentração efluente obtida pelo WCV-FS2 e o limite máximo estabelecido pela legislação. Neste sentido, os resultados mostraram que a

concentração média efluente de $6,07 \text{ mg L}^{-1}$ de P-PO_4^{3-} é estatisticamente superior ao limite máximo de $4,0 \text{ mg L}^{-1}$ ($p= 1,048 \times 10^{-3}$).

Em síntese, os resultados mostram que o WCV-FS2, tem uma menor concentração efluente de P-PO_4^{3-} que o WCV-FS1, no entanto, nenhum dos WC conseguiu atender a legislação no que se refere a concentração limite de P-PO_4^{3-} .

Figura 63 – Concentração de P-PO_4^{3-} efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo os procedimentos experimentais I e III.

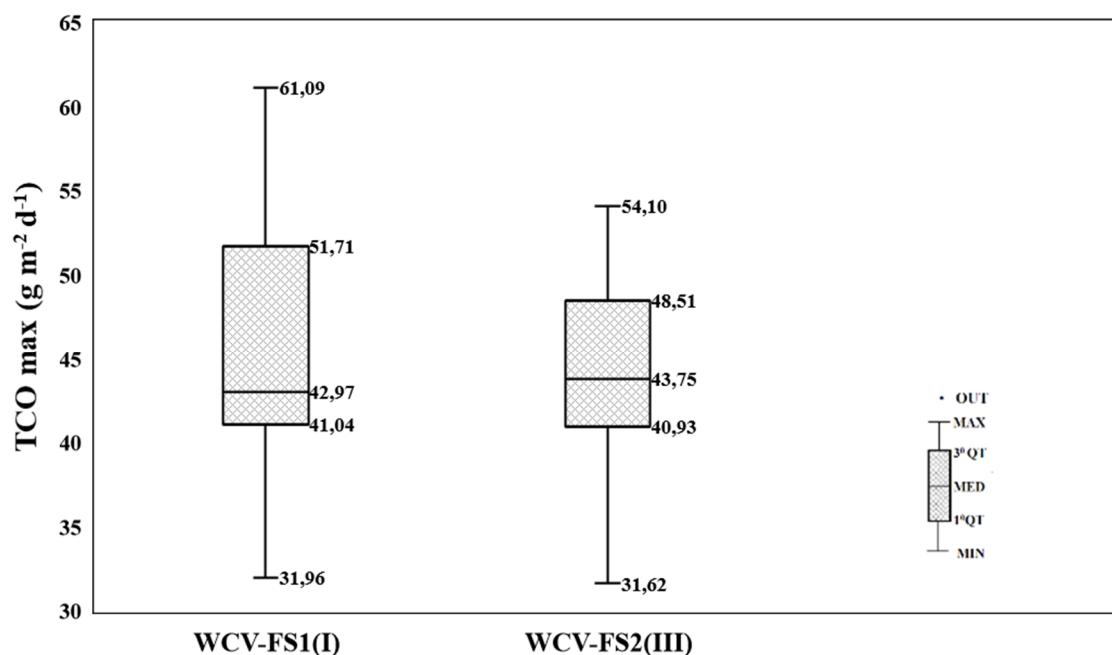


4.3.5 Taxa de consumo de oxigênio máxima para o WCV-FS1 e o WCV-FS2 segundo os procedimentos experimentais I e III

A média de TCO max para o WCV-FS1 foi de $46,03 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$, em face a uma média de $44,36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ para o WCV-FS2. A diferença entre médias não possui significância estatística a 95% de confiabilidade ($p=0,637$). Devido a distribuição de dados ser Normal para ambas as séries de dados o teste empregado na comparação foi o de T de Student (vide Apêndice E). Esse resultado era esperado, tendo em vista a igualdade na eficiência de remoção de carga de DQO e N-NH_4^+ , uma vez que a TCO max é o resultado da soma das capacidades de oxidar a carga de matéria orgânica (DQO) e de material nitrogenado (NTK). Observa-se que grande parte da carga de NTK afluente é constituída de N-NH_4^+ , assim a igualdade entre os WC em remover a carga de N-NH_4^+ (vide item 4.3.3), é um indicativo de igualdade de remoção de carga

de NTK. Na Figura 64 apresenta-se a distribuição dos dados de TCO max (Box Plot) para o WCV-FS1 e o WCV-FS2.

Figura 64 – TCO max observada para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados segundo os procedimentos experimentais I e III.



A igualdade entre os valores de TCO max indica que a capacidade de fornecimento de oxigênio não foi alterada pela variação do parâmetro VE (25,35 L m⁻² para o PE-I e 12,29 L m⁻² para o PE-III). Considerando que a TCO max é resultante da influência do fluxo total de oxigênio afluyente somada a influência do TDH (vide item 2.4.1), os resultados mostram que a combinação destas duas influências resultou em igual capacidade de fornecer oxigênio e também em uma condição em que o tempo disponível para a ocorrência das reações de oxidação/ redução foi suficiente para os dois WC, de modo a não provocar alteração da taxa de consumo do oxigênio. Contudo, a igualdade entre os valores de TDH será objeto de análise mais aprofundada nos itens seguintes. Esta análise será realizada por meio de um estudo comparativo via simulação numérica do comportamento hidráulico dos WC, frente as condições operacionais do PE-I e PE-III.

Na Tabela F15 são mostradas as estatísticas básicas do critério TCO max. Na Tabela F16 é mostrado o resumo do teste estatístico comparativo entre WC para este critério.

4.3.6 Razão potência consumida pela massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados segundo os procedimentos experimentais I e III

A diferença entre a alimentação do WCV-FS1 e a do WCV-FS2 consiste no número de pulsos em que o CHID é fracionado, de modo que em termos de potência consumida, praticamente não existem diferenças entre os WC.

Quanto a energia consumida não é possível utilizar a Equação 40 para comparar os WC, devido ao fato de a mesma não considerar o número de partidas, assim sendo não foi possível comparar os resultados dos WC para o parâmetro EO. Observa-se ainda que as pequenas diferenças entre os valores constantes na Tabela 9, devem-se ao fato que a vazão diária afluyente usada nos cálculos dos parâmetros do MA foi experimentalmente medida para o caso da Tabela 9. Já no caso da Tabela 24, a vazão foi determinada pela intersecção da curva característica do sistema com a curva característica da bomba de alimentação. Nesse sentido, observa-se ainda que a bomba utilizada para alimentar o WCV-FS1 é idêntica a utilizada para o WCV-FS2 (modelo ICS 50 –AB/1/2 CV).

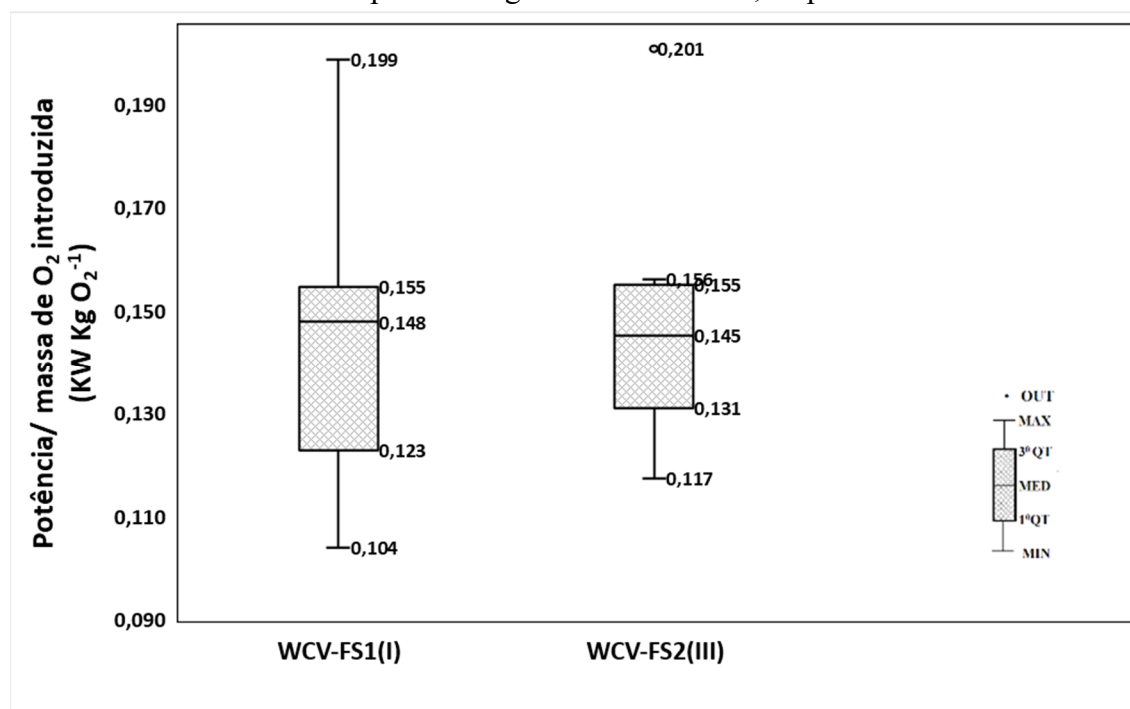
Tabela 24 – Parâmetros e modo de alimentação associados a potência

Parâmetros	WCV-FS1	WCV-FS2
Potência consumida (W)	47,60	47,60
Número de pulsos	4	8
Tempo de pulso(s)	384	192
Energia consumida (Wh d ⁻¹)	NA	NA
THE (L m ⁻² min ⁻¹)	4,04	4,04
CHID (L m ⁻² d ⁻¹)	103,42	103,42
VE (L m ⁻²)	25,88	12,93

A razão entre a potência consumida pela massa de oxigênio introduzida atingiu um valor mediano de 0,148 kW kg O₂⁻¹ para o WCV-FS1 e de 0,145 kW kg O₂⁻¹ para o WCV-FS2. Essa pequena diferença entre medianas não é estatisticamente significativa. Devido a distribuição de dados ser do tipo não definida para ambos os WC (vide Apêndice E), a comparação foi feita pelo teste não paramétrico de Mann Whitney-(U teste) à 95% de confiança. A igualdade para este critério era esperada devido a igualdade obtida para o critério de TCO max (vide item 4.3.6) e, também devido à similaridade dos PE quanto ao consumo de potência (vide Tabela 24).

Na Figura 65, apresenta-se a distribuição de dados para razão potência consumida/massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Figura 65 – Razão potência consumida por massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo o PEI e PEII, respectivamente.



Na Tabela F17, são mostradas as estatísticas básicas do critério potência consumida/massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2, operados respectivamente sob as condições do PE-I e PE-III. Na tabela F18 é mostrado o resumo do teste estatístico comparativo entre WC para este critério.

4.3.7 Simulação do escoamento para o cálculo do tempo de detenção hidráulica médio

Como já mencionado no item 3.3.5, o cálculo do TDH é efetuado pela divisão do volume médio do sistema pela vazão de saída para um período de 24 horas (Equação 35). O volume do sistema em cada instante de tempo é calculado pela resolução da equação 34, sendo o volume médio definido como o volume de líquido retido no sistema no início de cada pulso. A vazão média diária é obtida acumulando os volumes de saída ao longo de um dia. Estes volumes são obtidos também pela equação 34, uma vez que a variação temporal dos volumes retidos no sistema (lado esquerdo da equação) é igual a vazão de saída (lado direito da equação).

As condições iniciais assumidas para resolução da Equação 34 foram as seguintes:

- (i) No tempo igual a zero foi assumida uma pressão negativa para a camada de areia insaturada de -0,05 mca.
- (ii) Para as regiões saturadas (areia e brita) a pressão inicial adotada foi de -0,001 mca.

(iii) Sobre a tubulação de saída no tempo igual a zero foi assumida uma pressão positiva de 0,4 mca.

(iv) No que se refere as condições de contorno foi assumido que o fluxo é uniformemente distribuído por toda a área superficial e que o fluxo é nulo quando a pressão sobre a tubulação de drenagem for menor ou igual a 0,4 mca (pressão correspondente à altura da camada saturada). Adicionalmente foi utilizada uma condição de contorno referente a resistência ao escoamento pela tubulação de saída (condição de Cauchy dada pela Equação 44).

$$n \cdot \rho K \nabla H = \rho R_b [H_b - H] \quad (44)$$

Onde:

n : Vetor normal a superfície da tubulação;

ρ : Massa específica do fluido; (Kg m^{-3})

K : Condutividade hidráulica da camada drenante (m s^{-1})

R_b : Condutância hidráulica (s^{-1})

H : Potencial hidráulico no lado externo do wetland (m);

H_b : Potencial hidráulico sobre a superfície da tubulação de saída (m);

v) A condutância hidráulica (R_b) foi calculada pelo quociente entre o fluxo de saída e a perda de carga, sendo esta última calculada pela aplicação da equação de Fair –Whipple-Hsiao, para tubos de PCV. A Equação 45 fornece o valor da condutância hidráulica.

$$R_b = \frac{q}{hf} \quad (45)$$

Onde:

R_b : Condutância hidráulica (s^{-1});

q : Fluxo de escoamento, considerando a área lateral da tubulação de saída ($\text{m}^3 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$);

hf : Perda de carga na tubulação de saída (m).

(vi) No que se refere as constantes para descrição das propriedades hidráulicas do meio poroso (formulação de Van Genuchten) as mesmas são mostradas nas Tabelas 11 e 12 para a areia e a brita respectivamente.

(vii) A alimentação foi simulada por uma sequência de funções retângulo com base igual ao tempo de duração dos pulsos (com atenuação de 15 segundos em cada lado). Este valor de tempo é posteriormente multiplicado pelo valor de fluxo de massa fornecido pela bomba, para o cálculo da vazão de alimentação durante o pulso.

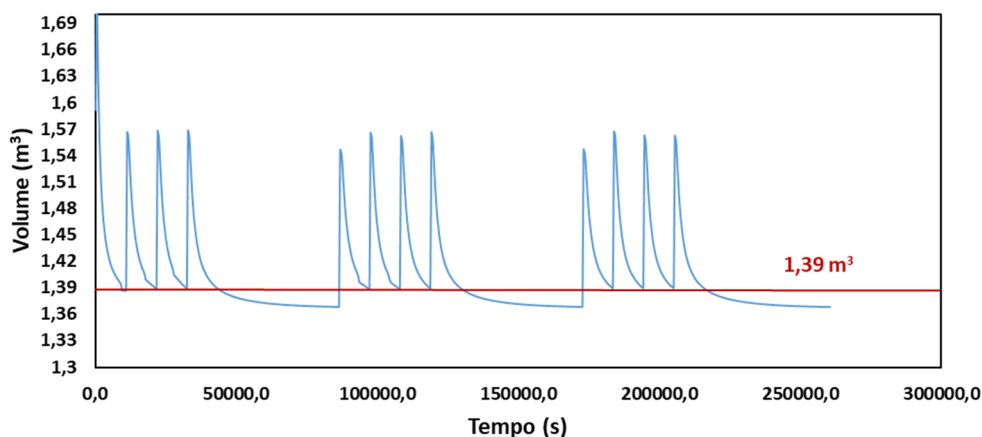
(viii) A otimização do número de componentes da malha de modelagem foi realizada por tentativas, através do menu de opções existente no software para este parâmetro.

4.3.7.1 Resultados para o WVC-FS1 sob as condições do período experimental I

O WCV-FS1 foi representado em 2D, através de um corte longitudinal em sua menor dimensão, ou seja, a largura, resultando em uma seção de modelamento de 1,15 de largura por 0,70 m de altura (foi desconsiderada a camada superior de 5 cm de brita). A malha que resultou na melhor representação do sistema é constituída por 19144 elementos triangulares.

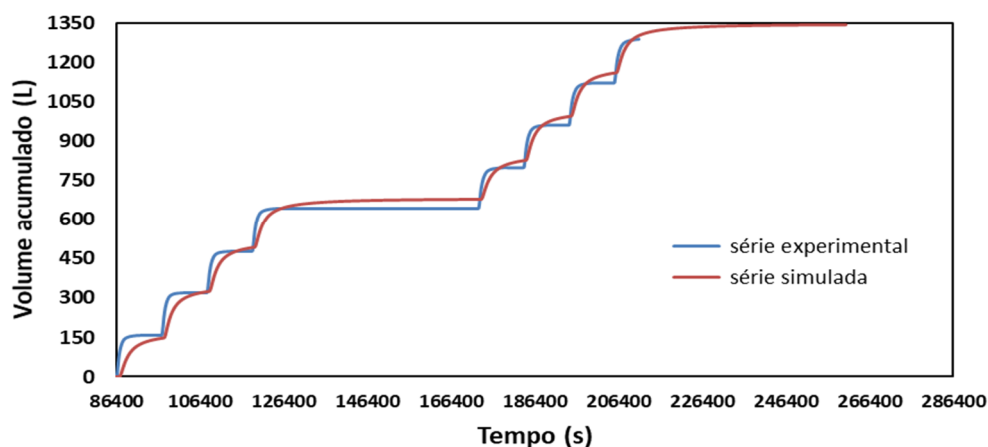
A variação temporal simulada do volume retido no WCV-FS1, operado segundo o PEI, é mostrada na Figura 66 para uma sequência de 12 pulsos (3 dias de operação). Conforme já mencionado, o volume retido no sistema no início de cada pulso tende a ser o mesmo devido a periodicidade da alimentação. Observa-se ainda que o volume retido no início de cada dia operacional (antes do primeiro pulso de cada sequência) tende a ser menor que o volume retido ao final dos demais pulsos da sequência. Este comportamento é esperado devido a não alimentação do sistema por um período de 15 horas (intervalo noturno), ao passo que o intervalo disponível para drenagem entre os pulsos consecutivos de um mesmo dia operacional é de apenas 3 horas. Os valores simulados para os volumes retidos resultaram em 1370 L para o intervalo de 15 horas (entre dias) e 1390 L para o período entre os pulsos de um mesmo dia. Pela definição aqui empregada de volume médio (Equação 35), o volume médio do sistema é de 1390 L. Finalmente, o maior valor de pico observado no primeiro pulso da primeira sequência, é atribuído ao tempo necessário para o sistema simulado entrar em regime periódico.

Figura 66 – Variação temporal do volume retido no WCV-FS1 operado sob as condições do procedimento experimental I.



Durante dois dias de operação consecutivos a vazão de saída do sistema foi medida com o uso do sistema de básculas acopladas aos contadores de descarregamentos como descrito em material e métodos. Os volumes de saída para cada pulso foram acumulados de modo a se elaborar um gráfico volume de saída acumulado em função do tempo (série experimental de volumes acumulados de saída). A série simulada de volumes acumulados de saída foi gerada pela resolução da equação 34, ao longo de 48 horas de simulação. Na referida equação a variação temporal dos volumes retidos é igual a vazão de saída. Conhecendo-se a vazão de saída em cada instante de tempo é possível determinar o volume acumulado de saída em um determinado intervalo. A Figura 67 apresenta as séries de volumes acumulados de saída experimentais e simulados. De um modo geral, as séries são muito próximas, revelando boa concordância entre valores fornecidos pelo modelo e valores experimentalmente medidos.

Figura 67 – Volumes acumulados de saída para o WCV-FS1 operado sob as condições do procedimento experimental I.



A variação percentual entre a previsão do modelo e os valores efetivamente medidos é mostrada para quatro tempos; T0, T1, T2 e T3, que correspondem respectivamente: ao início da simulação (após 24 horas do início da operação), ao final do último pulso do segundo, dia de operação, ao início do primeiro pulso do terceiro dia de operação e ao final do último pulso do terceiro dia de operação. A variação percentual é mostrada na Tabela 25 e foi calculada em relação ao volume experimental.

Tabela 25 – Volume acumulado na saída experimental e simulado para T0,T1, T2 e T3.

Tempo (s)	Volume acumulado saída experimental (L)	Volume acumulado saída simulado (L)	Variação %
T0: 86400 s	0	0	0
T1: 124726 s	642,93	640,66	-0,35
T2: 172800 s	642,93	682,46	+6,15
T3: 212000 s	1288,33	1331,86	+3,38

A maior discrepância foi verificada para T2 (início do primeiro pulso no terceiro dia). No entanto, é preciso considerar que para o intervalo de tempo entre T1 e T2 (período noturno), não são feitas medições da vazão de saída, o valor de volume para T2 experimental é adotado igual a T1, pressupondo a inexistência de fluxo significativo após o escoamento do volume do último pulso do dia. Considerando que o hidrograma típico de saída de sistemas WCV-FS tende a ter um comportamento assintótico, com as vazões tendendo a zero, mas sem atingir rapidamente o valor nulo, a não medição das vazões para o período noturno pode ser a causa da maior diferença entre o valor modelado e o medido para este intervalo. Levando em conta este comportamento assintótico, o volume simulado escoado entre o tempo T0 e T2 será considerado como o volume escoado em um dia de operação, isto resulta em uma vazão de 682,46 L d⁻¹. É este o valor de vazão que será utilizado para o cálculo de TDH (med).

O valor do TDH (med) simulado corresponde a razão entre o volume retido no início de cada pulso (volume médio do sistema) e a vazão escoada em um dia de operação. Assim sendo a Equação 46, teremos um TDH (med) de 2,04 dias.

$$TDH (med) = \frac{V_{med}}{Q_{eflu\ diaria}} = \frac{1390}{682,46} = 2,04 \text{ dias} \quad (46)$$

Ressalta-se que o valor simulado é praticamente o mesmo daquele obtido com ensaio de traçador salino para este sistema (resultados não publicados) que foi de 2 dias.

4.3.7.2 Resultados para o WVC-FS2 sob as condições do período experimental III

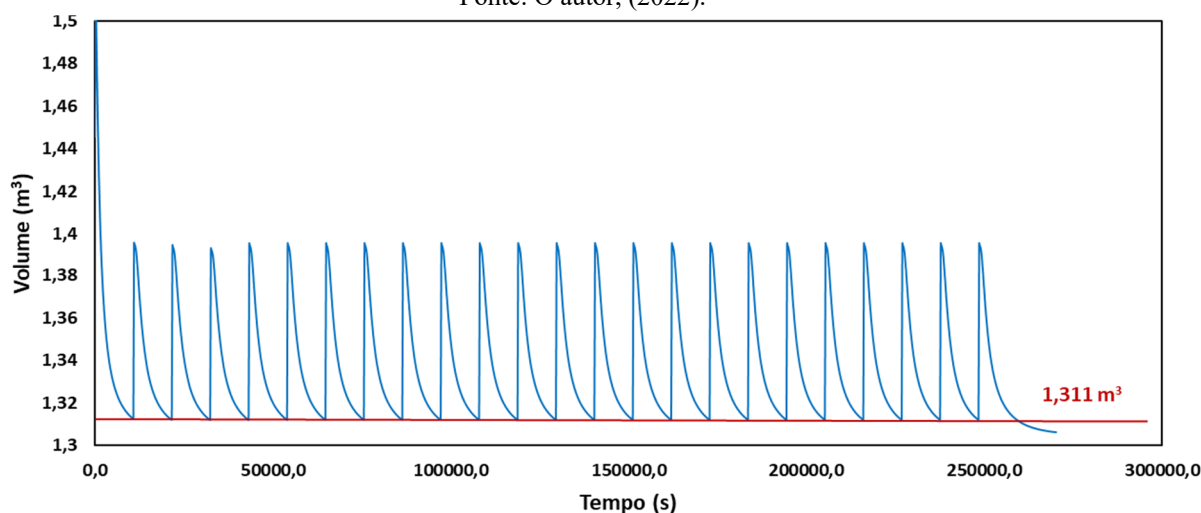
O WCV-FS2 foi representado em 2D, por meio de um corte longitudinal em sua menor dimensão, ou seja, a largura, resultando em uma seção de modelamento de 1,15 de largura por 0,60 m de altura. A malha que resultou na melhor representação do sistema é constituída por 18136 elementos triangulares.

A variação temporal simulada do volume retido no sistema é mostrada para uma sequência de 24 pulsos (3 dias de operação). Os valores simulados para o volume médio do sistema foi de 1311 L. A exemplo da simulação para o WCV-FS1, o maior valor de pico observado o primeiro pulso da primeira sequência é atribuído ao tempo necessário para o sistema simulado entrar em regime periódico (Figura 68).

Ressalta-se que as propriedades hidráulicas adotadas para o meio poroso do WCV-FS2 foram as mesmas adotadas para a simulação do WCV-FS1, uma vez que se trata do mesmo material e também devido ao fato que a simulação para o WCV-FS1 foi bastante próxima aos resultados experimentais, o que indica que os parâmetros adotados para a formulação de Van Genuchten estavam corretamente ajustados.

Figura 68 – Variação temporal do volume acumulado de saída para o WCV-FS2 operado sob as condições do procedimento experimental III.

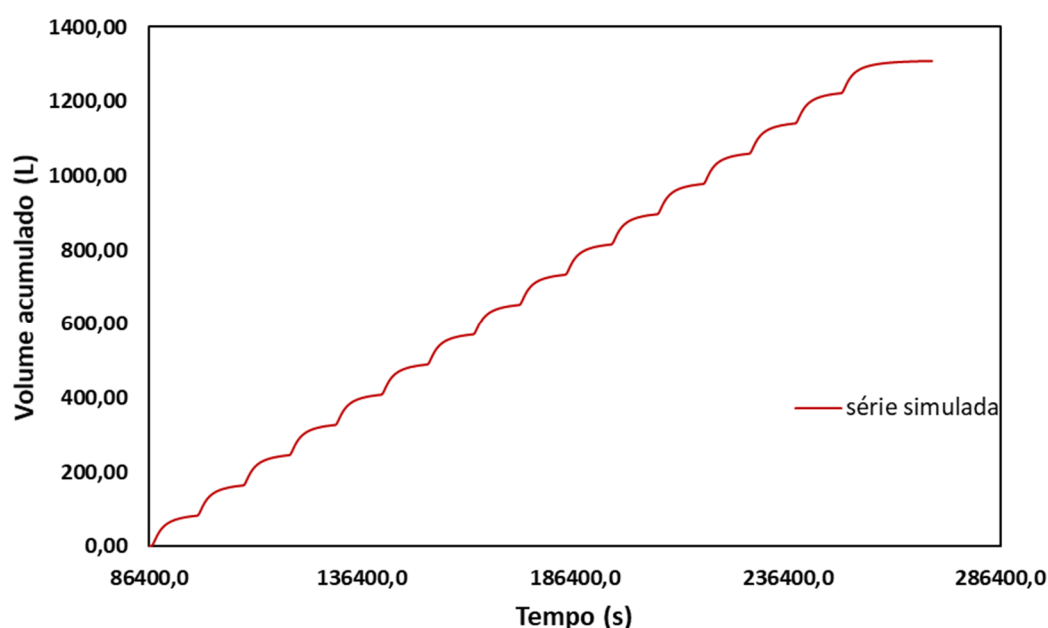
Fonte: O autor, (2022).



A série simulada dos volumes acumulados de saída para o WCV-FS2 é mostrada na Figura 69 para dois dias consecutivos de operação totalizando 16 pulsos simulados. O valor médio de volume acumulado para cada série de 8 pulsos (volume escoado em 24 horas de operação), ou dito de outra forma, a vazão média efluente diária foi de 654,5 L d⁻¹. Este valor é bastante próximo à média das vazões de saída experimentalmente medidas para o WCV-FS2

que foi de 624 L d⁻¹. A curva experimental dos volumes de saída não foi obtida para o WCV-FS2, no entanto, devido a relativa aproximação entre o volume médio escoado medido experimentalmente, e o simulado, e considerando ainda que as propriedades hidráulicas do material de preenchimento dos WC são as mesmas para o WCV-FS1 e WCV-FS2 (mesmo material de preenchimento), o modelo foi considerado calibrado, permitindo assim sua aplicação ao WCV-FS2.

Figura 69 – Volumes acumulados de saída para o WCV-FS2 operado sob as condições do procedimento experimental III.



Considerando os valores de volume médio e vazão efluente diária obtidos para o WCV-FS2, teremos um TDH (med) de 2,1 dias conforme a Equação 47.

$$TDH (med) = \frac{V_{med}}{Q_{eflu\ diaria}} = \frac{1311}{624} = 2,1 \text{ dias} \quad (47)$$

4.3.7.3 Comparação dos resultados de simulação de escoamento para o WCV-FS1 e o WCV-FS2, operando respectivamente sob as condições do procedimento experimental I e III

Observa-se que a diferença de TDH (med) entre os WC foi de apenas 0,06 dias, o que corresponde a 1 hora e 26 minutos a mais de tempo de retenção médio para WCV-FS2 em relação ao WCV-FS1. Embora este resultado seja esperado, devido ao menor VE aplicado ao

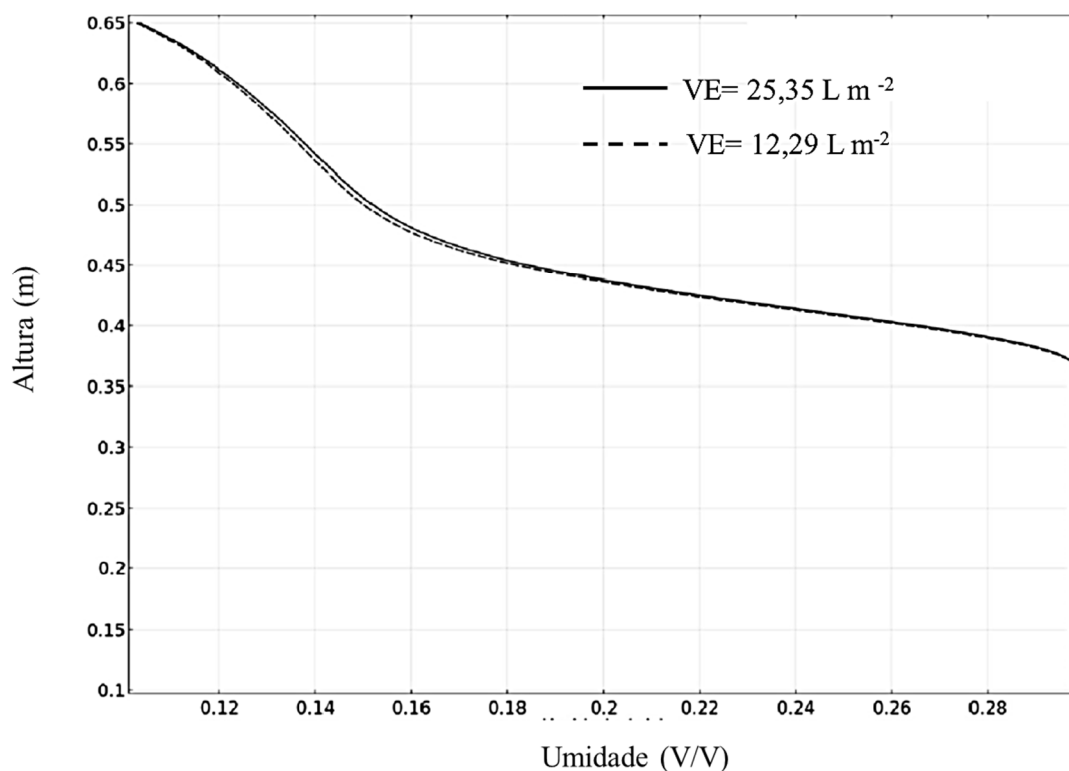
WCV-FS2, a pequena magnitude da diferença (cerca de 2,94%), não resultou em melhoria significativa de desempenho do WCV-FS2 (ver item 4.3.9).

Ressalta-se que mesmo com uma altura de camada de areia insaturada 10 cm menor, a alimentação segundo o PE-III, aplicada ao WCV-FS2, resultou em um maior TDH (med), este resultado evidencia a elevada capacidade de retenção de umidade do material filtrante. Por outro lado, a pequena diferença de TDH (med) entre os WC evidencia que para a configuração de fundo saturado com areia grossa como material de preenchimento, a variação do parâmetro VE não tem impacto sobre o desempenho do sistema para a variação de VE testada. Este resultado é forte evidência contra a hipótese 1 assumida na presente tese.

4.3.7.4 Simulação dos perfis de umidade para o WCV-FS1

Uma vez que se disponha de um modelo de escoamento calibrado é possível determinar o perfil de umidade do WC em um tempo determinado (resolução da equação 33 para duas dimensões). Com o objetivo de comparar o efeito da variação VE sobre o valor de umidade relativa no início de cada pulso, foi simulado o perfil de umidade relativa (expresso como razão entre o volume total de meio filtrante e o volume de líquido) para o tempo correspondente ao início de cada pulso, considerando um intervalo de tempo de 3 horas entre os pulsos e valores de volume de pulso de 190,1 L e 92,2 L, correspondentes a VE de 25,35 L m⁻² e 19,29 L m⁻², respectivamente. A determinação dos teores de umidade relativa associados a um intervalo de tempo de drenagem e um correspondente VE é importante para se avaliar o impacto potencial do teor de umidade ao início de cada pulso sobre o fluxo difusivo de oxigênio. Nesse sentido quanto maior o teor de umidade ao início de cada pulso de um determinado modo de alimentação, maior é o potencial de diminuição do fluxo difusivo de oxigênio. Na Figura 70 apresenta-se os perfis de umidade relativa para o intervalo de 3 horas entre pulsos quando a alimentação foi realizada segundo o PEI (VE = 25,35 L m⁻²) e PEIII (VE= 19,29 L m⁻²). A simulação foi realizada para a geometria do WCV-FS1, para as mesmas condições iniciais e de contorno consideradas para a simulação do TDH (med).

Figura 70 – Perfil de umidade relativa para três horas de intervalo entre pulsos para o wetland construído vertical de fundo saturado 1 operado sob as condições dos PE-I e PE-III.

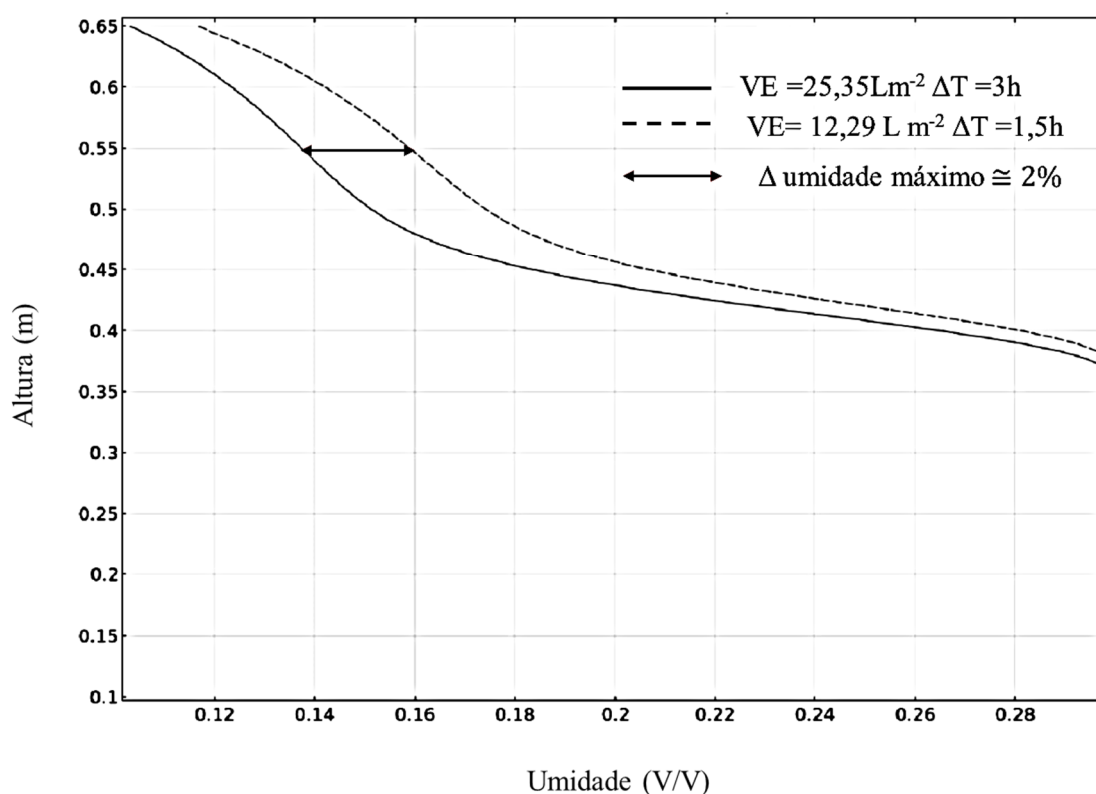


Considerando os perfis gerados pela simulação é fácil constatar que são praticamente idênticos, isto significa que potencialmente o fluxo difusivo de oxigênio, que apresenta relação inversa com a umidade relativa, não foi afetado pela variação de VE. Embora a simulação não tenha sido aplicada a geometria do WCV-FS2, a igualdade das médias de TCO max entre WCV-FS1 operado segundo o PEI e o WCV-FS2, operado segundo o PE-III é uma evidencia de que a variação de VE não afeta o fluxo difusivo de oxigênio. Ressalta-se que a simulação da umidade foi aplicada apenas a WCV-FS1 com o intuito de eliminar quaisquer variações que a pequena diferença de geometria pudesse ter sobre os resultados. O comportamento da umidade e os resultados obtidos para a TCO max indicam que o tempo de intervalo de 3 horas é suficiente para o bom desempenho de unidades WCV-FS, considerando o material do meio filtrante e o MA aplicado.

A fim de explorar a ferramenta de modelagem no que se refere a avaliação do impacto do intervalo entre pulsos sobre o perfil de umidade e conseqüentemente sobre o fluxo difusivo de oxigênio, foi realizada uma simulação de perfil de umidade adicional. Nesta segunda simulação considerou-se um intervalo de tempo de 1,5 horas para um VE de 12,29 L m⁻² (VE do PEIII) e também um intervalo de 3 horas para o VE de 25,35 L m⁻² dia (VE do PE-I), ambos os perfis foram gerados para a geometria e condições de contorno do WCV-FS1. Os respectivos

perfis são mostrados na Figura 71. Observa-se que a diferença máxima de umidade entre os perfis foi de aproximadamente 2%. Este resultado indica que teoricamente é possível operar uma unidade WCV-FS com um intervalo de tempo de 1,5 horas e um VE de 12,29 L m⁻² dia, sem afetar negativamente o fluxo difusivo de oxigênio. Esta hipótese se baseia no fato de que uma diferença tão pequena de umidade não teria potencial para afetar o fluxo difusivo de oxigênio. No entanto, seria necessária avaliação experimental do desempenho de um WCV-FS operado com esse intervalo de tempo entre pulsos para a confirmação da hipótese, especialmente no que se refere ao parâmetro TCO max. Sendo assim, o presente resultado é apenas de caráter indicativo.

Figura 71 – Perfil de umidade relativa para três horas de intervalo entre pulsos e VE segundo PE-I e para 1,5 horas e VE segundo PE-III, ambos aplicados ao wetland construído vertical I.



4.3.8 Síntese dos resultados comparativos entre o procedimento experimental I e III

Na Tabela 26 apresenta-se os resultados de eficiência de remoção de carga para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Tabela 26 – Síntese dos resultados para o critério de eficiência de remoção de carga para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo os procedimentos experimentais I e III.

Remoção carga (%)	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	Estatística	Teste	p valor	Diferença %
DQO	95,9	94,2	Mediana	M Whitney	*	N significativa
NT	49,1	56,6	Mediana	M Whitney	*	N significativa
N-NH ₄ ⁺	79,5	78,7	Média	T Student	0,7608	N significativa
P-PO ₄ ³⁻	82,3	91,1	Mediana	M Whitney	*	8,85

*Número de amostras inferior a 20 não permite o cálculo do p valor para o teste de Mann Whitney (U teste).

Os resultados apresentados na Tabela 26 indicam igualdade de eficiência de remoção de carga para todos os parâmetros físico químicos analisados, com exceção do P-PO₄³⁻. Deste modo, a hipótese 1 da presente tese, que postula uma melhoria de eficiência geral associada a um aumento do fracionamento de CHID, não foi verificada para as condições testadas. Em outras palavras, a diminuição do valor de VE de 25,35 Lm⁻² para 12,29L m⁻² enquanto CHID e THE são mantidos aproximadamente iguais (Tabela 9), não impactou significativamente a eficiência dos WC. Embora tenha ocorrido melhoria na remoção da carga de P-PO₄³⁻, considera-se que o objetivo principal de uma unidade WCV é remover N- NH₄⁺ e material orgânico (DQO e DBO₅), é neste sentido que se afirma que a mudança no valor de VE não impactou a eficiência dos sistemas. A igualdade de resultados no que se refere a eficiência de remoção de carga é refletida nas cargas efluentes para cada parâmetro, que também resultaram iguais, a não ser para a carga efluente de P-PO₄³⁻. Na Tabela 27 apresenta-se a síntese dos resultados para o critério de carga efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Tabela 27 – Síntese dos resultados para o critério carga efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo procedimentos experimentais I e III

Carga efluente (g m ⁻² d ⁻¹)	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	Estatística	Teste	p valor	Diferença (g m ⁻² d ⁻¹)
DQO	1,4	1,9	Mediana	M Whitney	*	N significativa
NT	3,75	3,03	Mediana	M Whitney	*	N significativa
N-NH ₄ ⁺	0,70	0,71	Média	T Student	0,9092	N significativa
P-PO ₄ ³⁻	0,82	0,42	Mediana	M Whitney	*	0,40

*Número de amostras inferior a 20 não permite o cálculo do p valor para o teste de Mann Whitney (U teste).

Em relação ao atendimento a resolução Consema 182/2021, as concentrações efluentes resultaram em valores inferiores ao máximo permitido para ETE categoria 2 para os parâmetros DQO e N-NH_4^+ em ambos os WC. Para estes dois últimos parâmetros, também não foi constatada diferença estatística significativa entre o WCV-FS1 e WCV-FS2. No entanto, quando se considera o critério/parâmetro concentração efluente de P-PO_4^{3-} , ambos os WC apresentam medianas superiores ao máximo permitido pela legislação. Adicionalmente foi verificada a existência de diferença estatística significativa para a concentração de P-PO_4^{3-} efluente entre o WCV-FS1 e o WCV-FS2. Na Tabela 28 apresenta-se os resultados de concentração efluente para DQO, N-NH_4^+ e P-PO_4^{3-} para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Tabela 28 – Síntese dos resultados para o critério concentração efluente para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo procedimentos experimentais I e III.

Concentração efluente (mg L^{-1})	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	Estatística	Teste	p valor	Diferença (mg L^{-1})
DQO	16,4	23,8	Mediana	M Whitney	*	N significativa
N-NH_4^+	8,17	8,61	Média	T Student	0,6688	N significativa
P-PO_4^{3-}	9,50	5,30	Mediana	M Whitney	*	4,2

*Número de amostras inferior a 20 não permite o cálculo do p valor para o teste de Mann Whitney (U teste).

Quanto ao critério da TCO max, os resultados mostram igualdade entre o WCV-FS1 e o WCV-FS2. Esta igualdade indica que a diminuição de VE não impactou negativamente a capacidade de WCV-FS2 (menor VE) em transferir oxigênio da atmosfera, o que está de acordo com os resultados de Forquet et al (2009a), que conclui que o parâmetro VE tem uma importância relativa menor sobre o fluxo de oxigênio comparativamente ao parâmetro CHID. Ressalta-se que os experimentos de Forquet et al (2009a) foram realizados com água limpa em colunas de filtração (sem plantas), não sendo, portanto, óbvia sua transposição para as condições operacionais de um filtro plantado alimentado com esgoto. Considerando que a potência consumida e a TCO max são iguais entre os WC, resulta que também será igual a relação entre a potência consumida e a massa de oxigênio introduzida. Na Tabela 29 apresenta-se a síntese dos valores de TCO max, e potência consumida/ massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e o WCV-FS2.

Tabela 29 – Síntese dos resultados para os critérios TCO max e Potência consumida / massa de oxigênio introduzida para o WCV-FS1 e WCV-FS2 operados segundo procedimentos experimentais I e III

Parâmetro	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	Estatística	Teste	p valor	Diferença
TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)	46,03	44,36	Média	T student	0,637	N significativa
Pot/ massa de O ₂ (KW Kg O ⁻¹)	0,148	0,145	Mediana	M Whitney	*	N significativa

*Número de amostras inferior a 20 não permite o cálculo do p valor para o teste de Mann Whitney (U teste).

Os resultados obtidos na comparação entre o WCV-FS1 e o WCV-FS2, sendo os mesmos operados segundo o PE-I e PE-III, respectivamente, mostram que a hipótese 1 não foi verificada, dado que não houve melhoria significativa do desempenho geral nem tão pouco aumento de TCO max, associados a diminuição de VE. Quanto ao TDH a pequena diferença de valores obtidos entre os WC, possivelmente está associada a alta capacidade de retenção de umidade do material granular de preenchimento dos WC.

5 CONCLUSÃO

Considerando os resultados obtidos para as três tipologias de WC avaliados operando sob diferentes condições, verificou-se que a hipótese 1 da presente tese não foi confirmada, sendo que as hipóteses 2 e 3 foram confirmadas. Ressalta-se que estes resultados foram obtidos a partir de dados de um longo período de monitoramento; entre junho de 2015 e fevereiro de 2021, sendo o presente trabalho desenvolvido entre março de 2018 e fevereiro de 2021. Nesse sentido, o PE-I abrangeu o período de abril de 2017 até julho de 2019. O PEII foi realizado entre junho de 2015 a março de 2017 e o PEIII entre agosto de 2019 e fevereiro de 2021.

O objetivo geral de otimização da operação da tipologia wetlands vertical de fundo saturado foi parcialmente atingido, uma vez que os resultados demonstram ser possível a operação a uma THE de no máximo $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$, sem ocorrência de perda de desempenho do sistema. Ressalta-se que este resultado foi obtido com maior eficiência energética e menor necessidade de potência, comparativamente a THE mínima de $6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$, recomendada pela normativa alemã (DWA-2017). No entanto, a tentativa de melhorar o desempenho do WCV-FS1 pela diminuição de VE (de 25,35 para $12,29 \text{ L m}^{-2}$) não obteve sucesso, uma vez que o desempenho não foi afetado. Considerando este último resultado é que se afirmar que o objetivo de otimização segundo a estratégia proposta foi apenas parcialmente atingido.

Referente a influência da THE, foi constatado que limitar seu valor em $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ resulta em um modo de operação mais eficiente em termos energéticos (EO média de $19,29 \text{ kgO}_2 \text{ kW h}^{-1}$ para o WCV-FS1 operado sob as THE de $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ e de $7,87 \text{ kgO}_2 \text{ kW h}^{-1}$ para a operação sob o THE de $9,6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$). Ressalta-se que nas condições do experimento houve, além do aumento da THE, uma diminuição de CHID ($101,40 \text{ mm dia}^{-1}$ para $74,88 \text{ mm dia}^{-1}$). Nestas condições o C_{ORG} foi menor para o modo de alimentação de menor CHID, o que em tese favoreceria uma maior eficiência de remoção da carga de poluentes para o este modo de alimentação. No entanto, a igualdade de eficiências de remoção de carga de poluentes (a exceção da carga de P-PO_4^{3-}) demonstrou que o aumento da THE de 4 para $9,6 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ não é recomendável do ponto de vista operacional, uma vez que aumenta tanto a energia consumida como a necessidade de potência a ser instalada do conjunto motor-bomba, sem que ocorra aumento da eficiência de remoção de carga. Adicionalmente, as concentrações efluentes de DBO_5 e N-NH_4^+ não apresentaram diferenças estatisticamente significativas entre os modos de alimentação de maior CHID (e menor THE) e menor CHID (e maior THE), além de resultarem, ambos os modos de alimentação, em concentrações abaixo do máximo permitido para lançamento conforme legislação estadual de Santa Catarina (Resolução CONSEMA

182/20201). Estes resultados demonstram a confirmação da hipótese 2, a qual postula que THE de no máximo $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ é suficiente para produzir uma TCO max que resulte em uma capacidade de transferência de oxigênio suficiente para oxidação dos compostos orgânicos e transformação do nitrogênio amoniacal, produzindo efluentes tratados compatíveis com a legislação ambiental. No que se refere a eficiência de remoção da carga superficial de P-PO_4^{3-} , o incremento mínimo de desempenho obtido (4,36 %) para o modo de alimentação de menor CHID e maior THE, não justifica a adoção deste último, dado os custos energéticos envolvidos. Esta posição é reforçada pelo fato de que para ambos os modos de alimentação, a concentração mediana efluente em termos de ortofosfato, resultou acima do limite legal de 4 mg L^{-1} .

O maior valor médio de TCO max obtido para o modo de alimentação de maior CHID ($52,36 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$) em relação ao de menor CHID ($44,62 \text{ g m}^{-2} \text{ dia}^{-1}$), demonstra que o primeiro período experimental (PEI) utilizou melhor a capacidade de transferência de oxigênio na unidade WCV-FS que o segundo (PEII). Esta maior capacidade de oxigenação foi obtida sem que houvesse perda de eficiência em relação a remoção de carga dos parâmetros DQO, DBO_5 , NT e N-NH_4^+ , ainda que o CORG associado ao primeiro modo ($37,3 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) fora maior que o do segundo ($34,7 \text{ g DQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). Devido ao maior valor de TCO max do modo de alimentação com maior CHID, concomitantemente a sua menor THE, a relação potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida foi menor em termos medianos para este PE (mediana de $0,123 \text{ KW Kg O}_2^{-1}$), comparativamente ao PE-II (mediana de $0,952 \text{ KW Kg O}_2^{-1}$).

Em síntese, a combinação de maior TCO max, igual eficiência de remoção de carga de poluentes e menor potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida no PE-I comparativamente ao PE-II, demonstra a confirmação da hipótese 3, ou seja, uma THE de $4 \text{ L m}^{-2} \text{ min}^{-1}$ reduz a relação entre potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida sem que haja perdas de capacidade de oxigenação e da qualidade do efluente tratado.

Quanto ao aumento frequência de pulsos, foi constatado experimentalmente que esta prática não melhorou o desempenho da unidade WCV-FS1 para os dois valores testados de VE ($25,35$ e $12,29 \text{ L m}^{-2}$). Nesse sentido, o aumento do fracionamento dos pulsos (de 4 para 8 pulsos diários) não resultou em aumento da TCO max e, tampouco, de uma melhoria de remoção das cargas de poluentes aplicadas, a exceção do parâmetro P-PO_4^{3-} . Adicionalmente foi verificado via simulação, um aumento do TDH para a operação com 8 pulsos de 0,06 dias, no entanto, essa pequena diferença não foi suficiente para impactar o valor da TCO max. Estes resultados demonstram que a hipótese 1 assumida na presente tese não foi confirmada, ou seja,

não houve melhoria de desempenho do sistema associado a um aumento do TDH, produzido pela diminuição do parâmetro VE. Provavelmente, a elevada capacidade de retenção de umidade do meio granular e a presença de uma camada saturada, foram os fatores que induziram a praticamente igualdade de TDH entre os WC.

No que se refere a comparação entre o WCV e o WCV-FS1 quando ambos operam sob as mesmas condições de alimentação, os resultados demonstraram a superioridade da unidade de fundo saturado quanto a eficiência de remoção de carga para todos os parâmetros físico-químico analisados (DQO, DBO₅, NT, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻). Esta maior capacidade de oxidação tem como consequência um maior valor de TCO max para o WCV-FS1 comparativamente ao WCV. Considerando que para o mesmo modo de alimentação (PEI) o respectivo consumo de energia e demandas de potência são iguais, resulta que a EO (relação entre a massa de oxigênio introduzida e a energia) é maior para o WCV-FS1, confirmando a hipótese 3 no que se refere a superioridade das unidades de fundo saturado sobre as de escoamento livre.

Os resultados obtidos de simulação obtidos com o emprego de software COMSOL Multiphysics mostraram boa coerência com a curva de volumes acumulados de saída experimentais para o WCV-FS1, o que demonstra que as constantes da formulação de Van Genuchten podem ser tomadas como referência para o tipo de areia utilizada, bem como a simulação representar uma boa aproximação do TDH (med). Os perfis de umidade simulados foram praticamente idênticos para o WCV-FS1 operando com um VE de 25,35 l m⁻² e 12,29 L m⁻²; ambos com intervalo entre pulsos de 3 horas, indicam que para este intervalo de tempo a diminuição de VE não tem potencial de afetar negativamente o fluxo difusivo de oxigênio. Disso resulta que uma operação de 8 pulsos diários, regularmente espaçados em 3 horas com um VE de 12,29 L m⁻² é uma forma adequada de operação. No entanto, são necessários mais dados experimentais quanto à eficiência de remoção das frações nitrogenadas para embasar melhor este resultado e também para verificar a possibilidade de redução do intervalo entre pulsos para 1,5 horas.

Considerando o conjunto de resultados obtidos ao longo das estratégias operacionais conduzidas, derivam-se as seguintes considerações referente ao projeto e operação de wetlands construídos verticais no tratamento secundário e avançado de esgoto sanitário:

- i) sempre que possível deve se prever a saturação do fundo de unidades verticais, tendo em vista superioridade de remoção deste tipo de unidade em relação as unidades de escoamento livre;
- ii) recomenda-se um modo operacional (MA) com CHID de até 100 mm d⁻¹, C_{ORG} de aproximadamente 40 g DQO m⁻² dia⁻¹, THE de 4 L m⁻² min⁻¹ e VE de até 25 L m⁻².

Ressalta-se que esse MA produziu um efluente compatível com as concentrações de lançamento previstas pela Resolução CONSEMA 182/2001, do estado de SC, para ETE categoria 2, a exceção da concentração de ortofosfato;

- iii) quanto ao intervalo entre pulsos, os resultados evidenciam que um valor mínimo de 3 horas entre os pulsos (8 pulsos diários regulamente espaçados) e um VE de 12,29 Lm⁻², não impactou negativamente no desempenho de tratamento. No entanto, esta avaliação foi feita com apenas 10 amostragens para o parâmetro NT, que além do pequeno número de amostras revelou grande dispersão nos dados. Adicionalmente, não foi avaliado o parâmetro DBO₅ para este intervalo de tempo entre os pulsos. Diante dessas incertezas experimentais, sugere-se manter um número de pulsos diários entre 4 e 6;
- iv) apesar das eficiências de remoção de carga P-PO₄³⁻ obtidas pelas unidades de fundo saturado estarem acima de 80 % para todas os PE testados, é necessário a instalação de etapa específica para remoção de fósforo quando do lançamento do efluente em corpos sensíveis a eutrofização, dado que a concentração limite máxima permitida para resolução CONSEMA 182/2021 do estado de SC foi ultrapassada em todos os PE.

REFERÊNCIAS

ASHRAF, Sobia; NAVEED, Muhammad; AFZAL, Muhammad; SELEIMAN, Mahmoud F.; AL-SUHAIBANI, Nasser A.; ZAHIR, Zahir A.; MUSTAFA, Adnan; REFAY, Yahya; ALHAMMAD, Bushra Ahmed; ASHRAF, Sana. Unveiling the Potential of Novel Macrophytes for the Treatment of Tannery Effluent in Vertical Flow Pilot Constructed Wetlands. **Water**, [s. l], v. 12, n. 2, p. 549-584, 2020.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21st ed. American Public Health Association, Washington, DC, USA. 2005.

APHA, AWWA, WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th ed. American Public Health Association Washington, DC, USA. 1998.

BALI, Mahmoud; GUEDDARI, Moncef. The impact of fractionation of hydraulic load on oxidation performances of sand filters. **Journal of Water Reuse and Desalination**, [s. l], v. 6, n. 2, p. 325-332, 2016.

BASSANI, Leandro; PELISSARI, Catiane; REIS, Arieleen; SEZERINO, Pablo Heleno. Feeding mode influence on treatment performance of unsaturated and partially saturated vertical flow constructed wetland. **Science of The Total Environment**, [s. l], v. 754, p. 141800-142400, 2021.

BOLLER, M; SCHWAGER, A; EUGSTER, J; MOTTIER, V. Dynamic Behavior of Intermittent Buried Filters. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.

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

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

BRIX, Hans; ARIAS, Carlos A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, [s. l], p. 491-500, 2005

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

CHEN, Hongyi; YUE, Yangyang; JIN, Wenbiao; ZHOU, Xu; WANG, Qilin; GAO, Shu-Hong; XIE, Guo-Jun; DU, Song; TU, Renjie; GUO, Kexin. Enrichment and characteristics of ammonia-oxidizing archaea in wastewater treatment process. **Chemical Engineering Journal**, [s. l], v. 323, p. 465-472, 2017.

CONSEMA - Conselho Estadual do Meio Ambiente nº 1, de 6 de agosto de 2021. Estabelece as diretrizes para os padrões de lançamento de efluentes domésticos de sistemas de tratamento

públicos e privados. **Consema 182/2021**. Florianópolis, SC: Consema, 6 ago. 2021. v. 1, n. 1, Seção 1, p. 1-11.

COOPER, P; JOB, G D; GREEN, M B; SHUTES, R B F. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: Wrc Plc, 1996. 184 p.

DOTRO, Gabriela; LANGERGRABER, Günter; MOLLE, Pascal; NIVALA, Jaime; PUIGAGUT, Jaume; STEIN, Otto; VON SPERLING, Marcos. **Treatment Wetlands**. 7. ed. Alemanhã: IWA, 2017. 172 p.

DONG, Zeqin; SUN, Tieheng. A potential new process for improving nitrogen removal in constructed wetlands—promoting coexistence of partial-nitrification and ANAMMOX. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 31, n. 2, p. 69-78, 2007.

FAULWETTER, Jennifer L.; GAGNON, Vincent; SUNDBERGC, Carina; CHAZARENCD, Florent; BURRA, Mark D.; BRISSON, Jacques; CAMPERA, Anne K.; STEIN, Otto R. Microbial processes influencing performance of treatment wetlands: A review. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 35, p. 987-1004, 2009.

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

FOLADORI, P; BRUNIB, L; TAMBURINIC, S. Bacteria viability and decay in water and soil of vertical subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 82, p. 49-56, 2015.

FONDER, Nat; HEADLEY, Tom. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 51, p. 203-211, 2013.

FORQUET, Nicolas; WANKO, Adrien; MOSÉ, Robert; SADOWSKI, Antoine-Georges.. Diphasic Modelling of Vertical Flow Filter, **Ecological Engineering** [s. l], p. 47-56, 2009a.

FORQUET, N; WANKO, A; MOLLE, P; MOSÉ, R; SADOWSKI, G. Two-phase flow modelling for oxygen renewal estimation in vertical flow filter: luxury or necessity? **Water Science and Technology**, [s. l], v. 59, n. 12, p. 2311-2321, 2009b.

GAO, J.; X, FAN; G, WU; T, LI; K, PAN. Changes of abundance and diversity of ammonia-oxidizing archaea (AOA) and bacteria (AOB) in three nitrifying bioreactors with different ammonia concentrations. **Desalination And Water Treatment**, [s. l], v. 57, n. 45, p. 21463-21475, 2016.

GERMAN ASSOCIATION FOR WATER, WASTEWATER AND WASTE. **DWA-A262E**: Principles for dimensioning construction and operation of wastewater treatment plant with planted unplanted filters for treatment of domestic and municipal wastewater. Hennef, Alemanhã: DWA, 2017.

GIRALDI, David; IANNELLI, Renato. Measurements of water content distribution in vertical subsurface flow constructed wetlands using a capacitance probe: benefits and limitations. **Desalination**, [s. l], v. 243, n. 1-3, p. 182-194, 2009.

GIRALDI, David; VITTURI, Mattia De' Michieli; IANNELLI, Renato. Article FITOVERT: A dynamic numerical model of subsurface vertical flow constructed wetlands. **Environmental Modelling And Software**, [s. l], v. 25, n. 5, p. 633-640, 2010.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott. **Treatment Wetlands**. 2. ed. Estados Unidos da America: Taylor & Francis, 2009. 366 p.

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

LANGERGRABER, Guenter; DOTRO, Gabriela; NIVALA, Jaime; RIZZO, Anacleto; STEIN, OTTO, R. **Tecnología de humedales para tratamiento: Información práctica para el diseño y aplicación de humedales para tratamiento**. Espanha: Iwa, 2021. 196 p.

LANGERGRABER, Guenter. Numerical modelling: a tool for better constructed wetland design? **Water Science and Technology**, [s. l], v. 64, n. 1, p. 14-21, 2011.

LANGERGRABER, Guenter; LEROCH, Klaus; PRESSL, Alexander; SLEYTR, Kirsten; ROHRHOFER, Roland; HABERL, Raimund. High-rate nitrogen removal in a two-stage subsurface vertical flow constructed wetland. **Desalination**, [s. l], v. 246, p. 55-68, 2007.

LANGERGRABER, Gunter; SIMUNEK, Jiri Jirka. Modeling Variably Saturated Water Flow and Multicomponent Reactive Transport in Constructed Wetlands. **Vadose Zone Journal Search**, [s. l], v. 4, n. 4, p. 924-938, 2005.

LIU, Huaqing; HUA, Zhen; ZHANGA, Jian; NGOB, Huu Hao; GUOB, Wenshan; LIANGA, Shuang; FANA, Jinlin; LUC, Shaoyong; WU, Haiming. Optimizations on supply and distribution of dissolved oxygen in constructed wetlands: A review. **Bioresource Technology**, [s. l], p. 797-805, 2016.

LI, Mei; DUC, Chunyu; JUN, Liu; XIAO, Quan; MEICHAO, Lan; BAON, Li. Mathematical modeling on the nitrogen removal inside the membrane aerated biofilm dominated by ammonia-oxidizing archaea (AOA): effects of temperature, aeration pressure and COD/N ratio. **Chemical Engineering Journal**, [s. l], v. 338, p. 680-687, 2018

LIORENS, Esther; W. SAALTINK, Maarten; POCH, Manel; POCH, Manel. Bacterial transformation and biodegradation processes simulation in horizontal subsurface flow constructed wetlands using CWM1-RETRASO. **Bioresource Technology**, [s. l], v. 102, n. 2, p. 928-936, 2011.

MADSEN, H J; VOLLERTSEN, J; HVITVED-JACOBSEN, T. Influence of temperature, turbulence and impurities on the air-water oxygen transfer rate wetland systems. In: TENTH INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 2006, Lisboa. **Proceedings [...]**. Lisboa: Iwa, 2006. v. 2, p. 987-995.

MOLLE, Pascal; LIÉNARD, Andres; GRASMICK, Amada; IWEMA, Ivory. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, [s. l], v. 40, n. 3, p. 606-6012, 2006.

MORVANNOU, Ania; STÉPHANE, Troesch; DIRK, Esser; NICOLAS, Forquet; ALAIN, Petitjean; MOLLE, Pascal. Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 76, p. 124-133, 2017.

MORVANNOU, Ania; TROESCH, Stéphane; ESSER, Dirk; FORQUET, Nicolas; PETITJEAN, Alain; MOLLE, Pascal. Using one filter stage of unsaturated/saturated vertical flow filters for nitrogen removal and footprint reduction of constructed wetlands. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 76, p. 124-133, 2017.

NIVALA, Jaime; VAN AFFERDEN, Manfred; HASSELBACH, Ralf; LANGERGRABER, Guenter; MOLLE, Pascal; RUSTIGE, Heribert; NOWAK, Jens. The new German standard on constructed wetland systems for treatment of domestic and municipal wastewater. **Water Science and Technology**, [s. l], p. 2414-2426, 2018.

NIVALA, Jaime; WALLACE, Scott; HEADLEY, Tom; KASSA, Kinfe; BRIX, Hans; AFFERDEN, Manfredvan; MÜLLER, Roland. Oxygen transfer and consumption in subsurface flow treatment wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 61, n.7 p. 544-554, 2013.

OJEDA, Esther; CALDENTEY, Joan; SAALTINK, Maarten W.; GARCÍA, Joan. Evaluation of relative importance of different microbial reactions on organic matter removal in horizontal subsurface-flow constructed wetlands using a 2D simulation model. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 34, n. 1, p. 65-75, 2008.

PELISSARI, Catiane; SILVEIRA, Daniele. Microbiologia como ferramenta para a manutenção do desempenho de tratamento de esgoto em wetlands construídos. In: SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARI, Catiane. **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências Brasileiras**. Florianópolis: Brazilian Publishing, 2021. Cap. 4. p. 67-89. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2021/02/E-book-WETLANDS-BRASIL-Experi%C3%AAs-Brasileiras-1.pdf>. Acesso em: 29 dez. 2021.

PELISSARI, Catiane; GUIVERNAU, Miriam; VINAS, Marc; GARCÍA, Joan; VELASCO, Maria; SOUZA, Samara Silva; SEZERINO, Pablo Heleno; ÁVILA, Cristina. Effects of partially saturated conditions on the metabolically active microbiome and on nitrogen removal in vertical subsurface flow constructed wetlands. **Water Research**, [s. l], v. 141, p. 185-195, 2018.

PELISSARI, Catiane. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**. 2017. 2013 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017.

PELISSARI, Catiane; ÁVILA, Cristina; TREIN, Camila Maria; GARCÍA, Joan; ARMAS, Rafael Dutra de; SEZERINO, Pablo Heleno. Nitrogen transforming bacteria within a full-

scale partially saturated vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of The Total Environment**, [s. l], v. 574, p. 390-399, 2017.

PETITJEAN, A; FORQUET, N; WANKO, A; LAURENT, J; MOLLE, P.; MOSÉ, R; A SADOWSKI. Modelling aerobic biodegradation in vertical flow sand filters: Impact of operational considerations on oxygen transfer and bacterial activity. **Water Research**, [s. l], v. 46, n. 7, p. 2270-2280, 2012.

PETITJEAN, A; WANKO, A; FORQUET, N; MOSÉ, R; LAWNICZAK, F; A SADOWSKI,. Diphasic transfer of oxygen in vertical flow filters: a modelling approach. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 64, n. 1, p. 109-116, 2011.

PHILIPPI, Luiz Sérgio; SEZERINO, Pablo Heleno. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuária in situ**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis: Do Autor, 2004. 144 p.

PLATZER, Christoph; HOFFMANN, Heike; MIGLIO, Rosa. Ong term experiences with dimensioning and operation of vertical flow constructed wetlands in warm climate regions of South America. In: WA SPECIALIST CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS, 15., 2016, Gdansk. **Anais**. Christoph Platzer: Iwa, 2015. p. 212-218.

PLATZER, Christoph. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.

PUCHER, Bernhard; LANGERGRABER, Guenter. Influence of design parameters on the treatment performance of VF wetlands – a simulation study. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 80, n. 2, p. 265-273, 2019.

RAMPURIA, Aakanksha; GUPTA, Akhilendra Bhushan; BRIGHU, Urmila. Nitrogen transformation processes and mass balance in deep constructed wetlands treating sewage, exploring the anammox contribution. **Bioresource Technology**, [s. l], v. 314, p. 123737-123748, 2020.

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

SAEED, Tanveer; SUN, Guangzhi. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. **Environmental Science and Technology**, [s. l], p. 203-282, 2017.

SAEED, Tanveer; SUN, Guangzhi. A review on nitrogen and organics removal mechanisms in subsurfaceflowconstructed wetlands: Dependency on environmental parameters, operatingconditions and supporting media. **Journal of Environmental Management**, [s. l], v. 112, p. 429-448, 2012.

SANTOS, Mayara Oliveira dos. **Otimização de wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2019. 150 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia

Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2019.

SANTOS, Mayara Oliveira dos. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário.** 2019. 105 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2015.

SCHROEDER, Amanda Kempt. **Avaliação de tecnologias normatizadas e wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de esgoto por meio de análise multicriterial.** 2020. 139 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Ambiental, Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2020.

SCHWAGER, Andreas; BOLLER, Markus. Transport phenomena in intermittent filters. **Water Science and Technology**, [s. l], v. 35, n. 6, p. 13-20, 1997.

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

SEZERINO, Pablo Heleno; BENTO, Alessandra; DECEZARO, Samara T.; CARISSIMI, Elivis; PHILIPPI, Luiz Sergio. Constructed wetlands and sandfilter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent. **Water Practice & Technology**, [s. l], v. 7, n. 3, p. 1-8, 2012.

SEZERINO, Pablo Heleno; REIS, Arieleen. Aplicabilidade dos wetlands construídos no tratamento de esgoto sanitário e doméstico. In: SEZERINO, Pablo Heleno; PELISSARI, Catiane. **Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: Experiências Brasileiras.** Florianópolis: Brazilian Publishing, 2021. Cap. 1. p. 9-26. Disponível em: <https://gesad.ufsc.br/files/2021/02/E-book-WETLANDS-BRASIL-Experi%C3%AAs-Brasileiras-1.pdf>. Acesso em: 29 dez. 2021.

SEZERINO, Pablo Heleno; ROUSSO, Benny; PELISSARI, Catiane; SANTOS, Mayara dos; FREITAS, Monique; FECHINE, Victor; LOPES, Ana. **WETLANDS CONSTRuíDOS APLICADOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO Recomendações para implantação e boas práticas de operação e manutenção.** Florianópolis: Funasa, 2018. 56 p.

SGROI, M; PELISSARI, C; ROCCARO, P; SEZERINO, P H; GARCÍA, J; A VAGLIASINDI, F G; ÁVILA, C. Removal of organic carbon, nitrogen, emerging contaminants and fluorescing organic matter in different constructed wetland configurations. **Chemical Engineering**, [s. l], v. 332, p. 218-232, 2018.

STEFANAKIS, Alexandros; AKRATOS, Christos; TSIHRINTZIS, Vassilios. **Vertical Flow Constructed Wetlands: eco-engineering systems for wastewater and sludge treatment.** Alemanha: Elsevier, 2014. 482 p.

TIETZ, Alexandra; KIRSCHNER, Alexander; LANGERGRABER, Günter; SLEYTR, Kirsten; HABERL, Raimund. Characterisation of microbial biocoenosis in vertical

subsurfaceflow constructed wetlands. **Science of The Total Environment**, [s. l], v. 380, p. 163-172, 2007.

TORRENS, Antonina; MOLLE, Pascal; BOUTIN, Catherine; SALGOT, Miquel. Impact of design and operation variables on the performance of vertical-flow constructed wetlands and intermittent sand filters treating pond effluent. **Water Research**, [s. l], v. 7, n. 43, p. 1851-1858, 2009.

TREIN, Camila Maria; PELISSARI, Catiane; HOFFMANN, Heike; PLATZER, Chistophen; SEZERINO, Pablo Heleno. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimento comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, [s. l], v. 15, p. 351-367, 2015.

TYROLLER, Lina; ROUSSEAU, Diederik P L; SANTA, Santa; GARCÍA, Joan. Application of the gas tracer method for measuring oxygen transfer rates in subsurface flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, [s. l], v. 44, n. 14, p. 4217-4222, 2010.

VAN GENUCHTEN, M Th. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l], v. 44, p. 892-898, 1980.

Von SPERLING, Marcos; SEZERINO, Pablo Heleno. **Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes**. Florianópolis: Wetlands Brasil, 2018. 65 p.

Von SPERLING,. **Lodos Ativados**. 4 ed Brasil : editora UFMG, 2016 ,461 p.

VOGEL, A. L. **Análise Inorgânica Qualitativa**. 4ed. Editora Guanabara. Rio de Janeiro, 1981, 665p.

YAPSAKLI, Kozet; ALIYAZICIOGLU, Cigdem; MERTOGLU, Bulent. Identification and quantitative evaluation of nitrogen-converting organisms in a full-scale leachate treatment plant. **Journal of Environmental Management**, [s. l], v. 92, n. 3, p. 714-723, 2011.

ZHAI, XU; NARUMOL, PIWPUAN; CARLOS, ARIAS; TOM, HEADLEY. Can root exudates from emergent wetland plants fuel denitrification in subsurface flow constructed wetland systems? **Ecological Engineering**, [s. l], v. 61, p. 555-563, 2013.

ZHANG, T.; JIN, T.; YAN, Q.; SHAO, M.; WELLS, G.; CRIDDLE, C.; FANG, H.H. P. Occurrence of ammonia-oxidizing Archaea in activated sludges of a laboratory scale reactor and two wastewater treatment plants. **Journal Of Applied Microbiology**, [S.L.], v. 107, n. 3, p. 970-977, set. 2009. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2672.2009.04283.x>.

**APÊNDICE A – Teste de normalidade da distribuição dos dados referente o
procedimento experimental I**

Tabela A1 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de carga aplicada.

Carga aplicada	WCV			WCV-FS1		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,9615	0,2260	**Log Normal	0,9745	0,5430	**Log Normal
DBO ₅	0,9768	0,6516	Normal	0,9783	0,6270	Normal
NT	0,9531	0,5078	**Log Normal	0,9680	0,6900	Normal
N-NH ₄ ⁺	0,9844	0,8799	Normal	0,9746	0,5620	Normal
P-PO ₄ ³⁻	0,9844	0,8799	Normal	0,9672	0,2280	Normal

*Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p.

**Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀.

Tabela A2 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de carga efluente.

Carga efluente	WCV			WCV-FS1		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,9819	0,7970	Normal	0,9728	0,4900	**Log Normal
DBO ₅	0,9811	0,7571	Normal	0,9644	0,2330	Normal
NT	0,9475	0,4186	Normal	0,9896	0,9971	Normal
N-NH ₄ ⁺	0,9774	0,6885	Normal	0,9807	0,7810	Normal
P-PO ₄ ³⁻	0,9531	*0,066	N definida	0,9531	*0,06667	N definida

*Distribuição com mais de um valor modal, segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p.

**Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀.

Tabela A3 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de eficiência de remoção de carga.

Eficiência de remoção de carga	WCV			WCV-FS1		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,9822	0,8040	Normal	0,9600	*0,2020	N definida
DBO ₅	0,9638	0,2960	Normal	0,9711	0,3900	Normal
NT	0,9580	0,5938	**Log Normal	0,9487	0,3220	Normal
N-NH ₄ ⁺	0,9845	0,8823	Normal	0,9708	*0,4646	N definida
P-PO ₄ ³⁻	0,9790	0,5934	Normal	0,9746	0,4205	Normal

*Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p.

**Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀.

Tabela A4 –Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de TCO max, EO e razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida.

Parâmetro	WCV			WCV-FS1		
	W	p	DIST	W	p	DIST
TCO max	0,9519	0,4864	Normal	0,9298	0,1364	Normal
EO	0,9519	0,4864	Normal	0,9298	0,1364	Normal
Potência consumida/Kg O ₂ introduzido	0,9558	0,5541	Normal	0,9706	0,7470	Normal

*Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p.

**Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀.

APÊNDICE B – Análises estatísticas desenvolvidas no procedimento experimental I

Tabela B1 – Estatísticas básicas para a DQO.

Estatísticas	Carga aplicada de DQO (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga DQO efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de DQO (%)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	34,8	34,3	3,9	1,7	85,1	93,2
3 quartil	45,1	43,2	5,9	2,7	90,2	96,1
Mínimo	26,0	24,9	2,0	1,0	80,0	88,6
Máximo	61,7	59,3	9,1	4,0	94,5	97,5
Média	40,3	39,0	4,9	2,2	87,9	94,3
Mediana	38,8	37,3	4,7	2,0	87,9	94,1
Distribuição	Log Normal	Log Normal	Normal	Log Normal	Normal	*N definida
DVP	NA	NA	1,50	NA	3,63	NA
Média geométrica	40,3	39,0	NA	2,1	NA	NA
*DVP geométrico	1,21	1,21	NA	1,44	NA	NA
**ICmédia (95%)	37,8 a 42,9	36,6 a 41,5	4,4 a 5,4	1,9 a 2,4	86,6 a 89,0	NA
N amostra	37	37	37	37	37	37

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B2 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga de DQO aplicada.

Critério de comparação	Carga de DQO aplicada (g m⁻² d⁻¹)
Dist WCV	Log Normal
Dist WCV-FS1	Log Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%
Média WCV	40,3
Média WCV-FS1	39,0
F	1,036
F crítico	1,743
Resultado teste f	As variâncias são iguais
P- valor teste t	0,456
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Não existe diferença estatística entre as médias
*IC(média (95%) WCV	37,8 a 42,9
*IC(média (95%) WCV-FS1	36,6 a 41,15

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela B3 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga efluente e eficiência percentual de remoção de carga de DQO.

Critério de comparação	Carga de DQO efluente (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de DQO (%)
Dist WCV	Normal	Normal
Dist WCV-FS1	Log Normal	Não definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV	4,7	87,9 (%)
Mediana WCV-FS1	2,0	94,1(%)
*Média rank	1387,5	1387,5
**Dvp rank	92,5	92,5
Z	-6,503	-6,5027
Z crítico	-1,960	-1,960
P- valor	7,88 x 10 ⁻¹¹	7,88 x 10 ⁻¹¹
Ho	As medianas são iguais	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar HO (mediana WCV > mediana WCV-FS1)	Rejeitar HO (mediana WCFS1 > mediana WCV)

*Média dos rankings

** Desvio padrão dos rankings

Tabela B4 – Estatísticas básicas para concentração de DQO afluente e efluente.

Estatísticas	Concentração afluente de DQO (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de DQO (mg L ⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	341,2	341,2	34,5	19,1
3 quartil	426,6	426,6	67,1	28,6
Mínimo	246,0	246,0	13,1	11,1
Máximo	548,9	548,9	93,8	42,3
Média	394,0	394,0	53,1	25,0
Mediana	376,7	376,7	49,6	22,9
Distribuição	Log normal	Log normal	Normal	Log normal
DVP	NA	NA	16,1	NA
*Média geométrica	387,3	387,3	NA	23,4
**DVP geométrico	1,210	1,210	NA	1,42
***ICmédia (95%)	246 a 453	246 a 453	47,8 a 58,5	16,4 a 33,3
N amostra	37	37	37	37

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B5 – Estatísticas básicas para a DBO₅.

Estatísticas	Carga aplicada de DBO ₅ (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga DBO ₅ efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de DBO ₅ (%)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	26,9	25,6	3,0	2,0	87,2	90,7
3 quartil	33,7	32,3	3,7	3,0	90,9	93,2
Mínimo	17,2	17,9	2,1	0,9	84,2	86,1
Máximo	42,1	40,4	4,7	3,5	93,3	95,6
Média	30,8	29,3	3,4	2,4	88,7	91,8
Mediana	31,8	30,0	3,5	2,5	89,2	91,7
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal
DVP	5,87	5,40	0,64	0,67	2,51	1,92
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA	NA	NA
***IC média (95%)	28,8 a 32,8	27,5 a 31,0	3,2 a 3,7	2,2 a 2,6	86,7 a 88,4	91,2 a 92,4
N amostra	38	40	38	40	38	40

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

**Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

*** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo Normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B6 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga superficial afluyente DBO₅, carga superficial de DBO₅ efluente e eficiência de remoção percentual de carga superficial de DBO₅.

Critério de comparação	Carga aplicada de DBO₅ (%)	Carga DBO₅ efluente (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de DBO₅ (%)
Dist WCV	Normal	Normal	Normal
Dist WCV-FS1	Normal	Normal	Normal
Tipo teste	T Student bilateral à 95%	T Student bilateral à 95%	T Student bilateral à 95%
Média WCV	30,8	3,4	88,8
Média WCV-FS1	29,3	2,4	91,8
F	1,178	1,097	1,381
F crítico	1,728	1,749	1,749
Resultado teste f	Variâncias iguais	Variâncias iguais	Variâncias iguais
P- valor teste t	0,238	$1,638 \times 10^{-9}$	$3,402 \times 10^{-8}$
H ₀	As médias são iguais	As médias são iguais	As médias são iguais
Resultado teste t	Não é possível rejeitar H ₀ (não existe diferença estatística significativa entre as médias)	Rejeitar H ₀ (média WCV > média WCV-FS1)	Rejeitar H ₀ (a média do WCV-FS1 > média do WCV)
*IC(média (95%) WCV	28,8 a 32,8	87,8 a 89,6	3,2 a 3,7
*IC(média (95%) WCV-FS1	27,5 a 31,0	91,2 a 92,4	2,2 a 2,6

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela B7 – Estatísticas básicas para concentração de DBO₅ afluente e efluente.

Estatísticas	Concentração afluente de DBO ₅ (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de DBO ₅ (mg L ⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	250,3	253,2	31,6	22,9
3 quartil	326,5	320,5	40,5	32,0
Mínimo	177,0	177,0	23,5	9,3
Máximo	409,0	409,0	51,5	40,0
Média	293,7	290,9	37,2	26,5
Mediana	299,0	297,5	37,8	27,7
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal
DVP	55,72	54,60	6,9	7,4
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***ICmédia (95%)	275,1 a 312,3	273,5 a 308,4	34,9 a 39,4	24,1 a 28,8
N amostra	38	40	38	40

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela B8 – Intervalo de confiança à 95% para diferenças de carga de DBO₅ efluente, de eficiência de remoção de carga de DBO₅.

Critério de comparação	Carga superficial DBO₅ efluente (g m⁻²d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de DBO₅ (%)
Média WCV-FS1	2,4	91,8
Média WCV	3,4	88,8
Diferença média	1,0	3,0
Lim superior	1,3	4,0
Lim inferior	0,7	2,0

Tabela B9 – Estatísticas básicas para a NT.

Estatísticas	Carga superficial aplicada de NT (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga superficial NT efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de NT(%)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	7,35	6,69	5,38	3,03	21,59	38,35
3 quartil	9,08	8,72	6,41	4,81	36,75	58,97
Mínimo	5,20	3,55	3,37	1,62	11,70	24,75
Máximo	13,46	12,93	7,42	6,72	57,80	77,33
Média	8,53	7,76	5,72	3,96	31,41	47,68
Mediana	8,13	7,50	5,69	4,06	26,97	48,89
Distribuição	Log Normal	Normal	Normal	Normal	Log Normal	Normal
DVP	NA	2,197	1,510	1,175	NA	13,121
Média geométrica	8,33	NA	NA	NA	28,90	NA
*DVP geométrico	1,247	NA	NA	NA	1,526	NA
**ICmédia (95%)	7,44 a 9,34	6,76 a 8,76	5,13 a 6,31	3,43 a 4,50	23,26 a 35,91	41,70 a 53,65
N amostra	17	21	17	21	17	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B10 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga superficial afluyente e eficiência de remoção de carga de NT .

Critério de comparação	Carga de NT superficial aplicada (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de NT (%)
Dist WCV	Log Normal	Log Normal
Dist WCV-FS1	Normal	Normal
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV	8,13	26,97
Mediana WCV-FS1	7,50	48,89
*Média rank	331,5	331,5
**Dvp rank	34,06	34,06
Z	1,248	3,303
Z critico	1,960	1,960
P- valor	0,212	9,57 x 10 ⁻⁴
Ho	As medianas são iguais	As medianas são iguais
Resultado	Não é possível rejeitar H0 (não existe diferença significativa entre as medianas)	Rejeitar HO (mediana WCFS1 > mediana WCV)

*Média dos rankings

** Desvio padrão dos rankings

Tabela B11 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga superficial efluente de NT.

Crítério de comparação	Carga superficial efluente de NT (g m⁻² d⁻¹)
Dist WCV	Normal
Dist WCV-FS1	Normal
Tipo teste	T Student bilateral a 95% de confiança
Média WCV	5,72
Média WCV-FS1	3,96
F	1,046
F crítico	2,276
Resultado teste f	As variâncias são iguais
P- valor teste t	4,798 x 10 ⁻⁵
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar H0 (média WCV > média WCV-FS1)
*IC (média 95%) WCV	5,13 a 6,31
*IC (média 95%) WCV-FS1	3,43 a 4,50

* Intervalo de confiança à 95% para as médias.

Tabela B12 – Estatísticas básicas para concentração de NT afluente e efluente.

Estatísticas	Concentração afluente de NT (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de NT (mg L ⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	71,48	66,0	53,00	33,00
3 quartil	85,9	86,0	69,03	53,00
Mínimo	49,98	35,06	34,00	16,39
Máximo	127,64	127,64	83,73	74,00
Média	82,33	76,96	61,43	43,34
Mediana	78,79	74,00	61,48	44,00
Distribuição	Log Normal	Normal	Normal	Normal
DVP	NA	21,87	13,471	13,640
*Média geométrica	81,24	NA	NA	NA
**DVP geométrico	1,252	NA	NA	NA
***ICmédia (95%)	71,80 a 90,18	67,00 a 87,00	54,50 a 68,36	37,13 a 49,55
N amostra	17	21	17	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela B13 – Intervalo de confiança em 95% para diferenças de carga superficial de NT efluente e de concentração de NT efluente.

Critério de comparação	Carga superficial NT efluente (g m⁻² d⁻¹)
Média WCV-FS1	3,96
Média WCV	5,72
Diferença média	1,76
Lim superior	2,43
Lim inferior	0,97

Tabela B14 – Estatísticas básicas para a N-NH₄⁺.

Estatísticas	Carga aplicada de N-NH ₄ (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga N-NH ₄ ⁺ efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de N-NH ₄ ⁺ (%)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	5,93	5,82	1,76	1,09	60,30	72,21
3 quartil	7,77	7,59	3,10	2,07	69,73	82,53
Mínimo	3,69	3,58	0,77	0,31	44,71	54,49
Máximo	10,54	9,05	4,30	3,11	81,54	94,31
Média	6,84	6,84	2,45	1,55	64,64	74,16
Mediana	6,75	6,74	2,40	1,46	65,07	76,42
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal	N definida
DVP	1,47	1,43	0,85	0,69	8,03	NA
Média geométrica	NA	NA	NA	NA	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA	NA	NA	NA	NA
**ICmédia (95%)	6,34 a 7,34	6,13 a 7,10	2,17 a 2,74	1,32 a 1,79	61,92 a 67,35	NA
N amostra	35	35	35	35	35	35

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B15 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga de N-NH₄⁺ aplicada e carga N-NH₄⁺ efluente.

Critério de comparação	Carga de N-NH₄⁺ aplicada (g m⁻² d⁻¹)	Carga N-NH₄⁺ efluente (g m⁻² d⁻¹)
Dist WCV	Normal	Normal
Dist WCV-FS1	Normal	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%	T Student bicaudal à 95%
Média WCV	6,92	2,45
Média WCV-FS1	6,61	1,55
F	1,018	1,523
F crítico	1,757	1767
Resultado teste f	Variâncias iguais	Variâncias iguais
P- valor teste t	0,509	6,571 x 10 ⁻⁶
Ho	As médias são iguais	As médias são iguais
Resultado teste t	Não é possível rejeitar HO (não existe diferença estatística significativa entre as médias)	Rejeitar H0(média WCV > média WCV-FS1)
*IC(média (95%) WCV	6,34 a 7,34	2,17 a 2,74
*IC(média (95%) WCV-FS1	6,13 a 7,10	1,32 a 1,79

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela B16 – Intervalo de confiança à 95% para diferenças entre de carga de N-NH₄⁺ efluente.

Critério de comparação	Carga superficial N-NH₄⁺ efluente (g m⁻² d⁻¹)
Média WCV-FS1	1,55
Média WCV	2,45
Diferença média	0,90
Lim superior	1,27
Lim inferior	0,53

Tabela B17 – Comparação entre WCV e WCV-FS1 para eficiência de remoção de carga de N-NH₄⁺.

Critério de comparação	Eficiência de remoção percentual de carga superficial de N-NH₄⁺ (%)
Dist WCV	Normal
Dist WCV-FS1	N definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV	65,07
Mediana WCV-FS1	76,42
*Média rank	1260
**Dvp rank	86,95
Z	5,233
Z critico	1,960
P- valor	1,67 x 10 ⁻⁷
Ho	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar H0 (mediana WCV-FS1 > WCV)

Tabela B18 – Estatísticas básicas para concentração de N-NH₄⁺ afluente e efluente.

Estatísticas	Concentração afluente de N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	58,63	58,63	19,88	12,00
3 quartil	74,74	74,74	32,09	22,13
Mínimo	35,00	35,00	8,32	3,07
Máximo	104,50	104,50	46,30	34,25
Média	65,55	65,55	26,36	17,13
Mediana	67,25	67,25	25,63	16,50
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal
DVP	14,15	14,15	9,23	7,68
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***ICmédia (95%)	60,73 a 70,33	60,73 a 70,33	23,24 a 29,49	14,49 a 19,76
N amostra	35	35	35	35

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B19 – Estatísticas básicas para P-PO₄³⁻.

Estatísticas	Carga de P-PO ₄ ³⁻ aplicada (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga de P-PO ₄ ³⁻ efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de P-PO ₄ ³⁻ (%)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	3,16	3,04	0,87	0,46	67,87	78,71
3 quartil	4,43	4,38	1,16	0,78	76,27	85,95
Mínimo	2,06	2,00	0,48	0,36	48,27	68,29
Máximo	5,49	5,28	1,73	1,04	89,57	90,83
Média	3,75	3,62	1,03	0,63	71,48	81,92
Mediana	3,88	3,73	0,96	0,65	72,03	82,06
Distribuição	Normal	Normal	N definida	N definida	Normal	Normal
DVP	0,90	0,89	NA	NA	6,94	5,21
Média geométrica	NA	NA	NA	NA	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA	NA	NA	NA	NA
**ICmédia (95%)	3,47 a 4,01	3,35 a 3,88	NA	NA	69,9 a 74,12	80,35 a 83,48
N amostra	45	45	45	45	45	45

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B20 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para carga de P-PO₄³⁻ aplicada e eficiência de remoção carga de P-PO₄³⁻.

Critério de comparação	Carga superficial de P-PO₄³⁻ aplicada (gm⁻²d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga P-PO₄³⁻ (%)
Dist WCV	Normal	Normal
Dist WCV-FS1	Normal	Normal
Tipo teste	T Student bilateral a 95%	T Student bilateral a 95%
Média WCV	3,65	71,48
Média WCV-FS1	3,62	81,92
F	1,034	2,199
F crítico	1,651	1,651
Resultado teste f	Variâncias iguais	Variâncias diferentes
P- valor teste t	0,856	3,62 x 10 ⁻⁹
Ho	As médias são iguais	As médias são iguais
Resultado teste t	Não é possível rejeitar HO (não existe diferença estatística significativa entre as médias)	Rejeitar H0(média WCV-FS1 > média WCV)
*IC(média (95%) WCV	3,47 a 4,01	69,9 a 74,12
*IC(média (95%) WCV-FS1	3,35 a 3,88	80,35 a 83,48

* Intervalo de confiança à 95% para as médias.

Tabela B21 – Comparação entre WCV e WCV-FS1 para carga de P-PO₄³⁻efluente

Critério de comparação	Carga superficial de P-PO₄³⁻efluente(g m⁻²d⁻¹)
Dist WCV	N definida
Dist WCV-FS1	N definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV	0,96
Mediana WCV-FS1	0,65
*Média rank	2047,5
**Dvp rank	123,92
Z	-7,000
Z critico	-1,960
P- valor	2,55 x 10 ⁻¹²
Ho	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar H0 (mediana WCV > WCV-FS1)

Tabela B22 – Intervalo de confiança à 95% para diferenças de eficiência de remoção de carga de P-PO₄³⁻.

Critério de comparação	Eficiência de remoção de carga P-(PO₄)₃⁺ (%)
Média WCV-FS1	81,82
Média WCV	71,48
Diferença média	10,44
Lim superior	13,37
Lim inferior	7,51

Tabela B23 – Estatísticas básicas para concentração de P-PO₄³⁻ afluente e efluente.

Estatísticas	Concentração afluente de P-PO₄³⁻ (mg L⁻¹)		Concentração efluente de P-PO₄³⁻ (mg L⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	29,99	29,99	9,30	5,62
3 quartil	43,40	43,40	12,72	8,50
Mínimo	19,55	19,55	5,25	3,80
Máximo	52,05	52,05	16,74	11,45
Média	35,97	35,97	11,03	6,96
Mediana	36,75	36,75	10,32	6,88
Distribuição	Normal	Normal	Normal	N definida
DVP	8,99	8,99	2,65	NA
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***ICmédia (95%)	33,26 a 38,67	33,26 a 38,67	10,23 a 11,82	NA
N amostra	45	45	45	45

Tabela B24 – Estatísticas básicas para TCO max .

Estatísticas	TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	37,54	44,59
3 quartil	48,75	57,45
Mínimo	26,46	39,97
Máximo	72,12	75,09
Média	45,29	52,36
Mediana	45,28	51,42
Distribuição	Normal	Normal
DVP	10,64	9,60
Média geométrica	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA
**ICmédia (95%)	39,82 a 50,76	47,99 a 56,73
N amostra	17	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela B25 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para TCO max .

Critério de comparação	TCO max (g m⁻²d⁻¹)
Dist WCV	Normal
Dist WCV-FS1	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%
Média WCV	45,29
Média WCV-FS1	52,36
F	1,227
F crítico	2,184
Resultado teste f	Variâncias iguais
P- valor teste t	0,0383
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar HO(média WCV-FS1>WCV)
*IC(média (95%) WCV	39,82 a 50,76
*IC(média (95%) WCV-FS1	47,99 a 56,73

* Intervalo de confiança à 95% para as médias.

Tabela B26 – Intervalo de confiança à 95% para diferenças de TCO max.

Critério de comparação	TCO max (g m⁻²d⁻¹)
Média WCV-FS1	52,36
Média WCV	45,29
Diferença média	7,07
Lim superior	13,74
Lim inferior	0,40

Tabela B27 – Estatísticas básicas para eficiência de oxigenação.

Estatísticas	EO (Kg O ₂ KWh ⁻¹)	
	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	13,51	16,47
3 quartil	17,55	21,22
Mínimo	9,88	14,76
Máximo	25,96	27,73
Média	16,28	19,29
Mediana	16,30	18,99
Distribuição	Normal	Normal
DVP	3,82	3,55
Média geométrica	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA
**ICmédia (95%)	14,31 a 18,24	17,72 a 20,95
N amostra	17	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela B28 – Comparação entre WCV e WCV-FS1, para eficiência de oxigenação durante PE-I.

Critério de comparação	EO (Kg O₂ Kwh⁻¹)
Dist WCV	Normal
Dist WCV-FS1	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%
Média WCV	16,28
Média WCV-FS1	19,29
F	1,161
F crítico	2,183
Resultado teste f	Variâncias iguais
P- valor teste t	0,015
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar HO(média WCV-FS1>WCV)
*IC(média (95%) WCV	14,31 a 18,24
*IC(média (95%) WCV-FS1	17,72 a 20,95

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela B29 – Estatísticas básicas para razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida.

Estatísticas	Potência/ massa O ₂ introduzida (Kw Kg O ₂)	
	WCV	WCV-FS1
1 Quartil	0,130	0,110
3 quartil	0,169	0,142
Mínimo	0,0880	0,0845
Máximo	0,231	0,159
Média	0,148	0,125
Mediana	0,140	0,123
Distribuição	Normal	Normal
DVP	0,0347	0,0210
Média geométrica	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA
**ICmédia (95%)	0,130 a 0,165	0,115 a 0,134
N amostra	17	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela B30 – Comparação entre WCV e WCV-FS1 para razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida .

Critério de comparação	Potência/ massa O₂ introduzida (KW Kg O₂⁻¹)
Dist WCV	Normal
Dist WCV-FS1	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%
Média WCV	0,148
Média WCV-FS1	0,125
F	2,714
F crítico	2,183
Resultado teste f	Variâncias são diferentes
P- valor teste t	0,025
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar HO(média WCV >WCV-FS1)
*IC(média (95%) WCV	0,130 a 0,165
*IC(média (95%) WCV-FS1	0,115 a 0,134

* Intervalo de confiança à 95% para as médias.

APÊNDICE C – Teste de normalidade da distribuição dos dados referente o procedimento experimental I e procedimento experimental II

Tabela C1 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de carga aplicada durante o PE-I e PE-II.

Carga aplicada	WCV-FS1(II)			WCV-FS1(I)		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,9814	0,8150	Normal	0,9745	0,5430	**Log Normal
DBO ₅	0,9835	0,8370	Normal	0,9783	0,6270	Normal
NT	0,9811	0,9160	Normal	0,9680	0,6900	Normal
N-NH ₄ ⁺	0,8866	2,04 x 10 ⁻³	N definida	0,9746	0,5620	Normal
P-PO ₄ ³⁺	0,9741	0,4041	Normal	0,9672	0,2280	Normal

* Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p

** Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀

Tabela C2 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de eficiência de remoção de carga durante o PE-I e PE-II.

Eficiência de remoção de carga	WCV-FS1(II)			WCV-FS1(I)		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,8244	$9,78 \times 10^{-5}$	N definida	0,9600	*0,2020	N definida
DBO ₅	0,9592	0,2020	Normal	0,9711	0,3900	Normal
NT	0,9643	*0,5299	N definida	0,9487	0,3220	Normal
N-NH ₄ ⁺	0,8786	$2,18 \times 10^{-4}$	N definida	0,9708	*0,4646	N definida
P-PO ₄ ³⁺	0,9526	*0,0520	N definida	0,9746	0,4205	Normal

* Distribuição com mais de um valor modal, segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p

** Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀

Tabela C3 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de TCOmax, EO e razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida durante o PE-I.

Parâmetros	WCV-FS1(II)			WCV-FS1		
	W	p	DIST	W	p	DIST
TCO max	0,9382	0,2004	Normal	0,9298	0,1364	Normal
EO	0,9382	0,2004	Normal	0,9298	0,1364	Normal
Potência consumida/Kg O ₂ introduzido	0,7419	9,62 x 10 ⁻⁵	N definida	0,9706	0,7470	Normal

* Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p

** Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀

APÊNDICE D – Análises estatísticas desenvolvidas no procedimento experimental II

Tabela D1 – Estatísticas básicas para a DQO durante PE-II.

Estatísticas	Carga aplicada de DQO ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Eficiência de remoção de carga de DQO (%)	
	PE-I	PE-II	PE-I	PE-II
1 Quartil	34,6	27,2	93,3	92,7
3 quartil	43,1	40,5	95,9	96,2
Mínimo	24,9	16,2	88,6	82,4
Máximo	59,3	54,8	97,5	97,5
Média	39,0	34,5	94,3	93,8
Mediana	37,3	34,7	94,1	94,6
Distribuição	Log Normal	Normal	*N definida	*N definida
DVP	NA	9,90	NA	NA
Média geométrica	39,0	NA	NA	NA
*DVP geométrico	1,21	NA	NA	NA
**ICmédia (95%)	36,6 a 41,5	31,1 a 38,0	NA	NA
N amostra	37	33	37	33

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela D2 – Comparação entre o PE-I e o PE-II, para carga aplicada de DQO e eficiência percentual de remoção de carga de DQO.

Critério de comparação	Carga de DQO aplicada (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de DQO (%)
DIST PE-I	Log Normal	N definida
DIST PE-II	Normal	N definida
TIPO TESTE	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana PE-I	37,3	94,1
Mediana PE-II	34,7	94,6
*Média RANK	1224	1171,5
**DVP RANK	86,88	85
Z	-2,256	0,2059
Z Crítico	-1,960	1,956
P Valor	0,0240703	0,83687
Ho	As medianas são iguais	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar Ho (mediana PEI > mediana PEII)	Não existe diferença estatística entre medianas

Tabela D3 – Estatísticas básicas para a DBO₅ durante PEI e PEII.

Estatísticas	Carga aplicada de DBO ₅ (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de DBO ₅ (%)	
	PE-I	PE-II	PE-I	PE-II
1 quartil	25,3	18,7	90,7	90,1
3 quartil	32,3	23,6	93,2	93,6
Mínimo	17,9	10,3	86,1	84,5
Máximo	40,4	31,3	95,6	98,9
Média	29,3	20,6	91,8	91,7
Mediana	30,0	20,2	91,7	91,3
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal
Dvp	5,40	4,02	1,92	2,91
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***icmédia (95%)	27,5 a 31,0	19,3 a 21,9	91,2 a 92,4	90,6 a 92,6
N amostra	40	38	40	38

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

**Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

*** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo Normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela D4 – Comparação entre PE-I e PE-II, para carga de DBO₅ aplicada e eficiência percentual de remoção de carga de DBO₅.

Critério de comparação	Carga de DBO₅ aplicada (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de DBO₅ (%)
Dist PE-I	Normal	Normal
Dist PE-II	Normal	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%	T Student bicaudal à 95%
Média pei	29,3	91,8
Média peii	20,6	91,7
F	1,798	2,382
F crítico	1,721	1,728
Resultado teste f	Variâncias diferentes	Variâncias diferentes
P- valor teste t	1,082 x 10 ⁻¹¹	0,797
Ho	As médias são iguais	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar H0 (Média PEI > Média PEII)	Não existe diferença estatística entre as médias
*IC(média (95%) PE-I	27,5 a 31,0	91,2 a 92,4
*IC(média (95%) PE -II	19,3 a 21,9	90,6 a 92,6

* Intervalo de confiança à 95% para as médias.

Tabela D5 – Estatísticas básicas para NT durante o PE-I e PE-II.

Estatísticas	Carga aplicada de NT(g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de NT (%)	
	PE-I	PE-II	PE-I	PE-II
1 quartil	6,60	5,6	40,80	34,1
3 quartil	9,00	7,30	59,00	52,6
Mínimo	3,6	4,00	28,30	23,10
Máximo	12,9	9,10	67,30	65,80
Média	7,76	6,33	47,68	42,64
Mediana	7,50	6,20	48,90	39,60
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Não definida
DVP	2,20	1,13	13,12	11,47
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***icmédia (95%)	6,76 a 8,76	5,86 a 6,81	41,70 a 53,65	NA
N amostra	21	24	21	24

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

**Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

*** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo Normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quarti

Tabela D6 – Comparação entre PE-I e PE-II, para carga de NT aplicada.

Critério de comparação	Carga de NT aplicada (g m⁻² d⁻¹)
Dist PE-I	Normal
Dist PE-II	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%
Média pei	7,76
Média peii	6,33
F	3,806
F crítico	2,071
Resultado teste f	As variâncias são diferentes
P- valor teste t	0,01198
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar H0(média PEI>média PEII)
*IC(média (95%) PE-I	6,76 a 8,76
*IC(média (95%) PE-II	5,86 a 6,81

* Intervalo de à 95% para as médias.

Tabela D7 – Comparação entre PE-I e PE-II, para eficiência de remoção de carga de NT.

Critério de comparação	Eficiência de remoção de carga de NT (%)
Dist PE- I	Normal
Dist PE- II	Não definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana pei	48,9
Mediana peii	39,6
*Média rank	483
**Dvp rank	43,95
Z	1,401
Z critico	1,960
P- valor	0,1584
Ho	As medianas são iguais
Resultado	Não existe diferença estatística entre medianas

*Média dos rankings.

** Desvio padrão dos rankings.

Tabela D8 – Estatísticas básicas para N-NH₄⁺ durante o PE-I e PE-II.

Estatísticas	Carga aplicada de N-NH ₄ ⁺ aplicada (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de N-NH ₄ ⁺ (%)	
	PE-I	PE-II	PE-I	PE-II
1 Quartil	5,88	5,40	72,21	72,47
3 quartil	7,44	6,63	82,10	80,37
Mínimo	3,58	2,06	54,49	47,21
Máximo	10,59	7,41	94,31	89,54
Média	6,61	5,82	74,16	76,54
Mediana	6,74	5,90	76,42	78,44
Distribuição	Log Normal	Não definida	Não definida	Não definida
DVP	1,43	1,17	NA	NA
Média geométrica	NA	NA	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
**IC média (95%)	6,13 a 7,10	NA	NA	NA
N amostra	35	34	35	34

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

*Média dos rankings

** Desvio padrão dos rankings

Tabela D9 – Comparação entre PE-I e PE-II, para carga aplicada e eficiência percentual de remoção de carga de N-NH₄⁺.

Critério de comparação	Carga de N-NH₄⁺ aplicada (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de N-NH₄⁺ (%)
Dist PE-I	Log Normal	Não definida
Dist PE-II	Não definida	Não definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana pei	6,74	76,42
Mediana peii	5,90	78,44
*Média rank	1207	1190
**Dvp rank	85,10	83,32
Z	-2,444	-0,0480
Z crítico	-1,960	-1,960
P- valor	0,01459	0,9617
Ho	As medianas são iguais	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar Ho (mediana PE-I > mediana PE-II)	Não existe diferença estatística entre medianas

*Média dos rankings

** Desvio padrão dos rankings

Tabela D10 – Estatísticas básicas para P-PO₄³⁻ durante o PE-I e PE-II.

Estatísticas	Carga de P-PO ₄ ³⁺ aplicada (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga P-PO ₄ ³⁻ (%)	
	PE-I	PE-II	PE-I	PE-II
1 Quartil	3,04	2,08	78,71	81,35
3 quartil	4,38	2,64	85,95	91,74
Mínimo	2,00	1,18	68,29	71,39
Máximo	5,28	3,11	90,83	95,35
Média	3,62	2,36	81,92	86,17
Mediana	3,73	2,37	82,06	86,38
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Não definida
DVP	0,89	0,40	5,21	6,27
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***IC média (95%)	3,35 a 3,88	2,24 a 2,48	80,35 a 83,48	NA
N amostra	45	45	45	45

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela D11 – Comparação entre PE-I e PE-II, para carga aplicada de P-PO₄³⁻.

Critério de comparação	Carga superficial efluente de P-PO₄³⁻
Dist PE-I	Normal
Dist PE-II	Normal
Tipo teste	T Student bilateral a 95% de confiança
Média PE-I	3,62
Média PE-II	2,36
F	5,052
F crítico	1,967
Resultado teste f	As variâncias são diferentes
P- valor teste t	$2,972 \times 10^{-12}$
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar H ₀ (média PEI > média PEII)
*IC (média 95%) PE-I	3,35 a 3,88
*IC (média 95%) PE-II	2,24 a 2,48

Tabela D12 – Comparação entre PE-I e PE-II, para eficiência de remoção de carga de P-PO₄³⁻.

*Média dos rankings

Critério de comparação	Eficiência de remoção de carga de P-PO₄³⁻ (%)
Dist PE-I	Normal
Dist PE-II	Não definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana PE-I	82,06
Mediana PE-II	86,38
*Média rank	2047,5
**Dvp rank	123,92
Z	-3,1351
Z crítico	-1,960
P- valor	0,001718
Ho	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar H ₀ (Mediana PE-II > Mediana PE-I)

** Desvio padrão dos rankings.

Tabela D13 – Estatísticas básicas para TCO max durante o PE-I e PE-II.

Estatísticas	TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)	
	PE-I	PE-II
1 Quartil	44,59	39,35
3 quartil	57,45	49,69
Mínimo	39,97	22,82
Máximo	75,09	55,73
Média	52,36	44,62
Mediana	51,42	45,81
Distribuição	Normal	Normal
DVP	9,60	7,85
*Média geométrica	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA
***ICmédia (95%)	47,99 a 56,73	41,04 a 48,19
N amostra	21	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela D14 – Comparação entre PE-I e PE-II, para TCO max.

Critério de comparação	TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)
Dist PE-I	Normal
Dist PE-II	Normal
Tipo teste	T Student bilateral a 95% de confiança
Média PE-I	52,36
Média PE-II	44,62
F	1,498
F crítico	2,124
Resultado teste f	As variâncias são iguais
P- valor teste t	0,006691
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar H0 (média PEI > média PEII)
*IC (média 95%) PE-I	47,99 a 56,73
*IC (média 95%) PE-II	41,04 a 48,19

Tabela D15 – Intervalo de confiança à 95% para diferenças de TCO max entre o PE-I e o PE-II.

Critério de comparação	TCO max (g m⁻²d⁻¹)
Média PE-I	52,36
Média PE-II	44,62
Diferença média	7,74
Lim superior	13,21
Lim inferior	2,27

Tabela D16 – Estatísticas básicas para EO durante o PE-I e PE-II.

Estatísticas	EO (Kg O₂ Kwh⁻¹)	
	PE-I	PE-II
1 Quartil	16,47	6,94
3 quartil	21,22	8,76
Mínimo	14,76	4,03
Máximo	27,73	9,83
Média	19,27	7,87
Mediana	18,99	8,08
Distribuição	Normal	Normal
DVP	3,55	1,38
*Média geométrica	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA
***ICmédia (95%)	17,72 a 20,95	7,24 a 8,50
N amostra	21	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela D17 – Comparação entre PE-I e PE-II, para EO.

Critério de comparação	EO (Kg O₂ Kwh⁻¹)
Dist PE-I	Normal
Dist PE-II	Normal
Tipo teste	T Student bilateral a 95% de confiança
Média pei	19,29
Média peii	7,87
F	6,568
F crítico	2,124
Resultado teste f	As variâncias são diferentes
P- valor teste t	$1,829 \times 10^{-13}$
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Rejeitar H0 (média PEI > média PEII)
*IC (média 95%) PE-I	17,72 a 20,95
*IC (média 95%) PE-II	7,24 a 8,50

Tabela D18 – Intervalo de confiança à 95% para diferenças de EO entre o PE-I e o PE-II.

Critério de comparação	EO (Kg O₂ Kwh⁻¹)
Média PE-I	19,29
Média PE-II	7,87
Diferença média	11,42
Lim superior	17,06
Lim inferior	5,83

Tabela D19 – Estatísticas básicas para razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida durante o PE-I.

Estatísticas	Potência/ massa O₂ introduzida (Kw Kg O₂⁻¹)	
	PE-I	PE-II
1 Quartil	0,110	0,878
3 quartil	0,142	1,108
Mínimo	0,0845	0,783
Máximo	0,159	1,191
Média	0,125	1,016
Mediana	0,123	0,952
Distribuição	Normal	Não definida
DVP	0,0210	NA
*Média geométrica	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA
***ICmédia (95%)	0,115 a 0,134	NA
N amostra	21	21

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico)

e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela D20 – Comparação entre PEI e PEII, para razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida.

Critério de comparação	Potência/ massa O₂ introduzida (KW Kg O₂⁻¹)
Dist PE-I	Normal
Dist PE-II	Não definida
Tipo teste	Man Whiteny com aproximação normal, bilateral a 95% de confiança
Mediana pei	0,123
Mediana peii	0,952
*Média rank	451,5
**Dvp rank	39,75
Z	-5,547
Z critico	-1,960
P- valor	2,91x 10 ⁻⁸
Ho	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar Ho(Mediana PE-II>PE-I)

*Média dos rankings

** Desvio padrão dos rankings

**APÊNDICE E – Teste de normalidade da distribuição dos dados referente o
procedimento experimental I e procedimento experimental III**

Tabela E1 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de carga aplicada para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Carga aplicada	WCV-FS1(I)			WCV-FS2 (III)		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,9739	0,9739	Normal	0,9744	0,8752	Normal
NT	0,7696	0,0038	N definida	0,7964	0,0013	N definida
N-NH ₄ ⁺	0,9594	0,7448	Normal	0,9594	0,7448	Normal
P-PO ₄ ³⁻	0,9832	0,9914	Normal	0,9798	0,9683	Normal

* Distribuição com mais de um valor modal, segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p

** Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀

Tabela E2 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de eficiência de remoção de carga, para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Eficiência de remoção de carga	WCV-FS1(I)			WCV-FS2(III)		
	W	p	DIST	W	p	DIST
DQO	0,7973	0,0018	N definida	0,9211	0,1351*	N definida
NT	0,8886	0,1235*	N definida	0,8758	0,1169*	N definida
N-NH ₄ ⁺	0,9685	0,8752	Normal	0,9375	0,4250	Normal
P-PO ₄ ³⁻	0,8109	0,0515	N definida	0,8109	0,0092	N definida

* Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p

** Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀

Tabela E3 – Teste de Shapiro Wilk a 95% de confiança para dados de TCO max e razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida, para o WCV-FS1 e WCV-FS2.

Parâmetro	WCV-FS1(I)			WCV-FS2 (III)		
	W	p	DIST	W	p	DIST
TCO max	0,9499	0,6675	Normal	0,9639	0,8292	Normal
Potência consumida/Kg O ₂ introduzido	0,9453	0,6216*	N definida	0,8897	0,168*	N definida

* Distribuição com mais de um valor modal segundo gráfico de densidade de probabilidade, são caracterizadas com não definidas independente dos valores de W e p.

** Série original para a qual foi aplicada transformação LOG₁₀.

APÊNDICE F – Análises estatísticas desenvolvidas os procedimentos experimentais I e III

Tabela F1 – Estatísticas básicas para a DQO.

Estatísticas	Carga aplicada de DQO ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Carga DQO efluente ($\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)		Eficiência de remoção de carga de DQO (%)	
	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	2,5	27,9	1,2	1,0	93,1	90,0
3 quartil	38,4	36,8	2,8	4,0	96,7	96,3
Mínimo	20,3	19,7	0,5	0,6	83,5	85,8
Máximo	48,3	46,8	4,9	5,0	97,4	98,1
Média	33,8	32,7	1,9	3,4	94,1	93,0
Mediana	33,6	31,7	1,4	1,9	95,9	94,2
Distribuição	Normal	Normal	N definida	N definida	N definida	N definida
DVP	7,52	7,10	NA	NA	NA	NA
Média geométrica	NA	NA	NA	NA	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA	NA	NA	NA	NA
**IC média (95%)	29,9 a 37,6	29,1 a36,2	NA	NA	NA	NA
N amostra	17	18	17	18	17	18

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela F2 – Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2, para carga de DQO aplicada, operados segundo o PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Carga de DQO aplicada (g m⁻² d⁻¹)
Dist WCV-FS1(I)	Normal
Dist WCV-FS2(III)	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95% de confiança
Média WCV-FS1(I)	33,8
Média WCV-FS2(III)	33,7
F	1,123
F crítico	2,289
Resultado teste f	As variâncias são iguais
P- valor teste t	0,660
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Não existe diferença estatística entre as médias
*IC(média (95%) WCV-FS1(I)	29,9 a 37,6
*IC(média (95%) WCV-FS2(III)	29,1 a 36,2

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela F3 – Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2, para carga efluente e eficiência percentual de remoção de carga de DQO, operados segundo o PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Carga de DQO efluente (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de DQO (%)
Dist WCV_FS(I)	N definida	N definida
Dist WCV-FS2(III)	N definida	N definida
*Tipo teste	Man Whiteny, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV-FS(I)	1,4	95,9
Mediana WCV-FS2(III)	1,9	94,2
U calculado	142	132
U critico	93	93
Ho	As medianas são iguais	As medianas são iguais
Resultado	Não existe diferença estatística entre as medianas	Não existe diferença estatística entre as medianas

*para comparações em que o menor conjunto de amostras tem menos de 20 observações, não é possível calcular o p valor do teste

Tabela F4 – Estatísticas básicas para concentração de DQO afluente e efluente do WCV-FS1 e WCV-FS2. operados sob as condições do PE-I e PE-III.

Estatísticas	Concentração afluente de DQO (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de DQO (mg L ⁻¹)	
	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	282,1	283,4	13,9	12,2
3 quartil	379,2	374,0	32,5	48,3
Mínimo	200,5	200,5	6,4	7,0
Máximo	476,5	476,3	57,5	59,9
Média	333,2	333,2	22,6	29,1
Mediana	331,7	322,6	16,4	23,8
Distribuição	Normal	Normal	N definida	N definida
DVP	74,2	72,2	NA	NA
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***ICmédia (95%)	295,0 a 371,4	296,4 a 368,2	NA	NA
N amostra	17	18	17	18

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela F5 – Estatísticas básicas para NT.

Estatísticas	Carga aplicada de NT ($\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$)		Carga NT efluente ($\text{g m}^{-2}\text{d}^{-1}$)		Eficiência de remoção de carga de NT (%)	
	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	7,10	7,10	2,30	2,05	40,75	50,70
3 quartil	7,55	7,55	4,33	3,57	71,02	72,46
Mínimo	4,82	4,82	0,85	0,57	36,94	48,55
Máximo	8,06	8,06	4,60	3,82	82,84	88,10
Média	7,05	7,05	3,27	2,74	55,62	61,87
Mediana	7,37	7,37	3,75	3,03	49,11	56,62
Distribuição	N definida	N definida	N definida	Normal	N definida	N definida
DVP	NA	NA	NA	1,04	NA	NA
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA	NA	NA
***IC média (95%)	NA	NA	NA	1,99a3,48	NA	NA
N amostra	10	10	10	10	10	10

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

**Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

*** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo Normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela F6 – Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2, para carga aplicada de NT, carga efluente de NT e eficiência de remoção percentual de carga de NT, quando operados sob as condições do PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Carga aplicada de NT (g m⁻² d⁻¹)	Carga NT efluente (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de NT (%)
Dist WCV_FS(I)	N definida	N definida	N definida
Dist WCV-FS2(III)	N definida	Normal	N definida
*Tipo teste	Man Whiteny, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny, bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV-FS(I)	7,60	3,75	49,11
Mediana WCV-FS2(III)	7,37	3,03	56,62
U calculado	36		
U critico	26		
Ho	Medianas iguais	Medianas iguais	Medianas iguais
Resultado	Não existe diferença significativa entre as medianas	Não existe diferença significativa entre as medianas	Não existe diferença significativa entre as medianas

*para comparações em que o menor conjunto de amostras tem menos de 20 observações, não é possível calcular o p valor do teste.

Tabela F7 – Estatísticas básicas para concentração de NT afluente e efluente do WCV-FSI e WCV-FS2 operados respectivamente sob as condições do PE-I e PE-III.

Estatísticas	Concentração afluente de NT (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de NT (mg L ⁻¹)	
	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	72,50	72,25	27,00	25,00
3 quartil	76,50	76,75	50,50	44,00
Mínimo	49,00	49,00	10,00	7,00
Máximo	82,00	82,00	54,00	46,00
Média	72,05	71,70	38,27	33,50
Mediana	75,00	75,00	44,00	36,50
Distribuição	N definida	N definida	N definida	Normal
DVP	NA	NA	NA	12,83
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***ICmédia (95%)	NA	NA	NA	24,32 a 42,68
N amostra	10	10	10	10

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela F8 – Estatísticas básicas para N-NH₄⁺

Estatísticas	Carga aplicada de NT (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga NT efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de NT(%)	
	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	2,94	2,85	0,56	0,61	74,92	75,87
3 quartil	3,65	3,54	0,84	0,77	83,98	81,59
Mínimo	2,47	2,40	0,15	0,47	63,03	71,84
Máximo	4,26	4,13	1,13	1,00	95,58	84,13
Média	3,43	3,33	0,70	0,71	79,45	78,69
Mediana	3,47	3,37	0,72	0,68	78,71	79,67
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal	Normal
DVP	0,5	0,48	0,27	0,16	7,98	4,00
Média geométrica	NA	NA	NA	NA	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA	NA	NA	NA	NA
**IC média (95%)	3,13 a 3,73	3,03 a 3,62	0,53 a 0,86	0,61 a 0,80	76,63 a 84,27	76,27 a 81,11
N amostra	13	13	13	13	13	13

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil.

Tabela F9 – Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2, para carga aplicada de N-NH₄⁺, carga efluente de N-NH₄⁺ e eficiência de remoção percentual de carga de N-NH₄⁺, quando operados sob as condições do PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Carga aplicada de N-NH₄⁺ (g m⁻² d⁻¹)	Carga N-NH₄⁺ efluente (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de N-NH₄⁺ (%)
Dist WCV-FS1(I)	Normal	Normal	Normal
Dist WCV-FS2(III)	Normal	Normal	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95%	T Student bicaudal à 95%	T Student bicaudal à 95%
Média WCV-FS1(I)	3,43	0,70	79,45
Média WCV-FS2(III)	3,33	0,71	78,69
F	1,063	2,844	3,961
F crítico	2,687	2,687	2,687
Resultado teste f	Variâncias são iguais	Variâncias são diferentes	Variâncias são diferentes
P- valor teste t	0,6002	0,9092	0,7608
Ho	Médias são iguais	Médias são iguais	Médias são iguais
Resultado teste t	Não existe diferença significativa entre as médias	Não existe diferença significativa entre as médias	Não existe diferença significativa entre as médias
*IC(média (95%) WCV-FS1(I)	3,13 a 3,73	0,53 a 0,86	76,63 a 84,27
*IC(média (95%) WCV-FS2(III)	3,03 a 3,62	0,61 a 0,80	76,27 a 81,11

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela F10 -Estatísticas básicas para concentração de N-NH₄⁺ afluyente e efluente do WCV-FSI e WCV-FS2.operados respectivamente sob as condições do PE-I e PE-III.

Estatísticas	Concentração afluyente de N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	
	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	29,00	29,00	6,53	7,50
3 quartil	36,05	36,05	9,83	9,50
Mínimo	24,40	24,40	1,78	5,70
Máximo	42,00	42,00	13,25	11,75
Média	33,82	33,82	8,17	8,61
Mediana	34,25	34,25	8,50	8,50
Distribuição	Normal	Normal	Normal	Normal
DVP	4,92	4,92	3,15	1,79
*Média geométrica	NA	NA	NA	NA
**DVP geométrico	NA	NA	NA	NA
***IC média (95%)	30,82 a 36,79	30,82 a 36,79	6,27 a 10,07	7,53 a 9,68
N amostra	13	13	13	13

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela F11– Estatísticas básicas para P-PO₄³⁻

Estatísticas	Carga aplicada de P-PO ₄ ³⁻ (g m ⁻² d ⁻¹)		Carga de P-PO ₄ ³⁻ efluente (g m ⁻² d ⁻¹)		Eficiência de remoção de carga de P- PO ₄ ³⁻ (%)	
	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	4,43	4,49	0,75	0,34	75,42	89,42
3 quartil	5,40	5,54	1,09	0,59	86,03	93,53
Mínimo	3,45	3,80	0,67	0,18	63,63	71,45
Máximo	6,18	6,00	1,59	1,08	87,38	96,48
Média	4,95	4,97	NA	0,50	79,62	89,47
Mediana	4,93	5,01	0,82	0,42	82,28	91,13
Distribuição	Normal	Normal	Log Normal	Normal	N definida	N definida
DVP	0,796	0,658	NA	0,253	NA	NA
Média geométrica	NA	NA	0,92	NA	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA	1,30	NA	NA	NA
**IC média (95%)	4,47 a 5,43	4,57 a 5,37	0,79 a 1,08	0,35 a 0,65	NA	NA
N amostra	13	13	13	13	13	13

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela F12 – Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2, para carga de P-PO₄³⁻ aplicada, operados segundo o PE-I e PE- III.

Critério de comparação	Carga de P-PO₄³⁻ aplicada (g m⁻² d⁻¹)
Dist WCV-FS1(I)	Normal
Dist WCV-FS2(III)	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95% de confiança
Média WCV-FS1(I)	4,95
Média WCV-FS2(III)	4,97
F	1,462
F crítico	2,687
Resultado teste f	As variâncias são iguais
P- valor teste t	0,9410
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Não existe diferença estatística entre as médias
*IC(média (95%) WCV-FS1(I)	4,47 a 5,43
*IC(média (95%) WCV-FS2(III)	4,57 a 5,37

* Intervalo de confiança à 95% para as médias

Tabela F13 – Comparação entre WCV-FS1 e WCV-FS2, para carga efluente e eficiência percentual de remoção de carga de P-PO₄³⁻, operados segundo o PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Carga de P-PO₄³⁻ efluente (g m⁻² d⁻¹)	Eficiência de remoção de carga de P-PO₄³⁻ (%)
Dist WCV-FS(I)	N definida	N definida
Dist WCV-FS2(III)	N definida	N definida
*Tipo teste	Man Whiteny, bilateral a 95% de confiança	Man Whiteny bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV-FS(I)	0,82	82,28
Mediana WCV-FS2(III)	0,42	91,13
U calculado	16	21
U critico	45	45
Ho	As medianas são iguais	As medianas são iguais
Resultado	Rejeitar Ho (mediana WCV-FS1(I)> mediana WCV-FS2(III))	Rejeitar Ho (mediana WCV-FS1(I)> mediana WCV-FS2(III))

*para comparações em que o menor conjunto de amostras tem menos de 20 observações, não é possível calcular o p valor do teste.

Tabela F14 – Estatísticas básicas para concentração de P-PO₄³⁻ afluente e efluente do WCV-FS1 e WCV-FS2 operados respectivamente sob as condições do PE-I e PE-III.

Estatísticas	Concentração afluente de P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)		Concentração efluente de P-PO ₄ ³⁻ (mg L ⁻¹)	
	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)	WCV-FS1(I)	WCV-FS2(III)
1 Quartil	43,70	45,65	8,85	4,31
3 quartil	53,25	56,40	12,80	7,15
Mínimo	34,00	38,65	7,85	2,20
Máximo	61,00	61,00	18,71	13,25
Média	48,85	50,57	NA	6,07
Mediana	48,70	51,00	9,51	5,30
Distribuição	Normal	Normal	Log Normal	Normal
DVP	7,851	6,693	NA	3,017
*Média geométrica	NA	NA	10,82	NA
**DVP geométrico	NA	NA	1,301	NA
***IC média (95%)	44,10 a 53,59	46,53 a 54,62	9,23 a 12,69	4,25 a 7,89
N amostra	13	13	13	13

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média - DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela F15 – Estatísticas básicas para TCO max .

Estatísticas	TCO max (g m ⁻² d ⁻¹)	
	WCV-FS1 (I)	WCV-FS2 (III)
1 Quartil	41,04	40,93
3 quartil	57,71	48,51
Mínimo	31,96	31,62
Máximo	61,09	54,10
Média	46,03	44,36
Mediana	42,97	43,75
Distribuição	Normal	Normal
DVP	8,915	6,400
Média geométrica	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA
**IC média (95%)	39,65 a 52,4	39,78 a 48,94
N amostra	10	10

N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%) : intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal

OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estarão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela F16 – Comparação entre WCV-FS1(I) e WCV-FS2 (III) para TCO max, quando operados sob as condições do PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Eficiência de remoção percentual de carga superficial de N-NH₄⁺ (%)
Dist WCV-FS1(I)	Normal
Dist WCV-FS2(III)	Normal
Tipo teste	T Student bicaudal à 95% de confiança
Média WCV-FS1(I)	46,03
Média WCV-FS2(III)	44,36
F	1,940
F crítico	3,179
Resultado teste f	As variâncias são iguais
P- valor teste t	0,637
Ho	As médias são iguais
Resultado teste t	Não existe diferença estatística entre as médias
*IC(média (95%) WCV-FS1(I)	39,65 a 52,4
*IC(média (95%) WCV-FS2(III)	39,78 a 48,94

* Intervalo de confiança à 95% para as médias.

Tabela F17 – Estatísticas básicas para razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida.

Estatísticas	Potência/ massa O ₂ introduzida (KW Kg O ₂)	
	WCV-FS1(I)	WCV-FS2 (III)
1 Quartil	0,123	0,131
3 quartil	0,155	0,155
Mínimo	0,104	0,117
Máximo	0,199	0,201
Média	0,143	0,146
Mediana	0,148	0,145
Distribuição	N definida	N definida
DVP	NA	NA
Média geométrica	NA	NA
*DVP geométrico	NA	NA
**ICmédia (95%)	NA	NA
N amostra	10	10

*N definida significa, no contexto da presente tese, que a distribuição não pode ser classificada nem como normal nem como Log normal.

*Média geométrica: somente aplicável para distribuição Log Normal

** DVP geométrico (desvio padrão geométrico) é aplicável somente quando a distribuição é do tipo Log normal

***IC (95%): intervalo de confiança para a média a 95%, somente é aplicável quando a distribuição é do tipo normal ou Log normal OBS: Para a distribuição normal 68% dos dados estarão compreendidos entre (Média + DVP) e (Média – DVP). Para distribuição Log Normal 68 % dos dados estão compreendidos entre (Média geométrica X DVP geométrico) e (Média geométrica / DVP geométrico). Para qualquer distribuição 50% dos dados estarão compreendidos entre o primeiro e o terceiro quartil

Tabela F18 – Comparação entre WCV-FS1(I) e WCV-FS2(III) para razão potência consumida por unidade de massa de oxigênio introduzida, quando operados sob às condições do PE-I e PE-III.

Critério de comparação	Potência/ massa O₂ introduzida (KW Kg O₂⁻¹)
Dist WCV_FS(I)	N definida
Dist WCV-FS2(III)	N definida
*Tipo teste	Man Whiteny, bilateral a 95% de confiança
Mediana WCV-FS(I)	0,148
Mediana WCV-FS2(III)	0,145
U calculado	46
U critico	23
Ho	As medianas são iguais
Resultado	Não existe diferença estatística entre medianas

* para comparações em que o menor conjunto de amostras tem menos de 20 observações não é possível calcular o p valor do teste.