



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

EDUARDO BELLO RODRIGUES

**UTILIZAÇÃO DO BIOCARVÃO COMO MEIO FILTRANTE DE WETLAND
CONSTRUÍDO VERTICAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE ESGOTO
SANITÁRIO**

Florianópolis

2021

Eduardo Bello Rodrigues

**Utilização do Biocarvão como Meio Filtrante de Wetland Construído Vertical
Empregado no Tratamento de Esgoto Sanitário Sanitário**

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

Florianópolis

2021

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

Rodrigues, Eduardo Bello

Utilização do biocarvão como meio filtrante de wetland
construído vertical empregado no tratamento de esgoto
sanitário / Eduardo Bello Rodrigues ; orientador, Flávio
Rubens Lapolli, coorientador, Pablo Heleno Sezerino,
2021.

152 p.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa
Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em
Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2021.

Inclui referências.

1. Engenharia Ambiental. 2. Tratamento de esgoto. 3.
wetland construído. 4. sistema francês. 5. biocarvão. I.
Lapolli, Flávio Rubens . II. Sezerino, Pablo Heleno . III.
Universidade Federal de Santa Catarina. Programa de Pós
Graduação em Engenharia Ambiental. IV. Título.

Eduardo Bello Rodrigues

**Utilização do Biocarvão como Meio Filtrante de Wetland Construído Vertical
Empregado no Tratamento de Esgoto Sanitário**

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

Prof. Mônica Aparecida Aguiar dos Santos, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina

Prof. Orlando de Carvalho Junior, Dr.
Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Elisangela Edila Schneider, Dra.
Universidade Federal de Santa Catarina - Suplente

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.

Coordenação do Programa de Pós-Graduação

Prof. Flávio Rubens Lapolli, Dr.
Orientador

Florianópolis, 2021.

Este trabalho é dedicado aos meus colegas de classe e aos meus
queridos pais.

AGRADECIMENTOS

Mais um ciclo que se encerra, e o mérito desta conquista se estende a muitas pessoas nas quais manifesto o mais profundo sentimento de gratidão:

A Deus por me proporcionar tantas bênçãos e colocar tantos anjos da guarda disfarçados de seres humanos na minha vida.

A minha família querida, em especial aos meus pais que sempre me acolhem com muito amor.

A universidade Federal de Santa Catarina por fazer parte de toda a minha jornada acadêmica desde a graduação.

Ao meu orientador Prof. Flávio Rubens Lapolli por toda a orientação e ensinamentos repassados ao longo de toda minha trajetória acadêmica. Obrigado pela amizade e por sempre me acolher!

Ao meu coorientador Prof. Pablo Heleno Sezerino, por todos os ensinamentos e orientações repassados ao longo desta Tese.

A Universidade do Estado de Santa Catarina por disponibilizar toda a infraestrutura para realização das análises da minha Tese.

A Unidade de Cogeração Lages – ENGIE Brasil pelo fornecimento do resíduo de biocarvão utilizado como meio filtrante no sistema piloto desta pesquisa.

Aos meus colegas Professores do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária do Centro de Ciências Agroveterinárias da UDESC pelas amizades e apoios prestados ao longo desta pesquisa.

Faço um agradecimento especial ao meu colega e grande amigo Everton Skoronski por todo o seu conhecimento compartilhado e por disponibilizar seu laboratório para realização das análises desta pesquisa.

A Daniele Damasceno Silveira, por toda a orientação e conhecimento fornecidos ao longo da minha tese, sem você não teria feito um capítulo de microbiologia, com certeza! Gratidão pela grande amizade e carinho construídos nessa minha jornada.

À colega Prof. Juliana Soares e a Jaqueline Vistuba pelo grande apoio na realização dos ensaios realizados em campo e conhecimentos compartilhados

À Secretaria Municipal de Água e Saneamento e Águas do Planalto de Lages por fornecerem toda a estrutura e apoio para implantar o piloto desta pesquisa na Estação de Tratamento de Esgotos Araucária.

Ao secretário da SEMASA Jurandi Agustini pela confiança em abrir as portas para o desenvolvimento desta pesquisa.

Aos Engenheiros da Águas do Planalto de Lages-SC, Rafael Guedes e Altherre Branco e a Engenheira Camila Oliveira por todo apoio em fornecer equipamentos e disponibilizar funcionários para a implantação da unidade piloto desta pesquisa.

Aos operadores da ETE Araucária, em especial ao Fernando e Alencar por todo apoio na operação da unidade piloto. Realmente vocês foram essenciais para que o bom funcionamento do sistema piloto.

Aos alunos e bolsistas envolvidos neste projeto de pesquisa que não mediram esforços para fazer a coisa acontecer. Foram verdadeiros guerreiros que encararam os problemas de frente! Destaco aqui o Lucas Lourenço, Renan Bocasanta, Lara Salvador e Igor Lazzari.

E, por fim, espero que toda minha experiência e conhecimentos adquiridos ao longo desta pesquisa possa ser amplamente praticada em benefício da natureza e da sociedade. Que a humildade e a resiliência estejam cada vez mais presentes na minha vida, amém.

RESUMO

O objetivo desse estudo foi avaliar o desempenho de um *wetland* construído de escoamento vertical no tratamento de esgoto após tratamento preliminar utilizando o biocarvão como meio filtrante. As condições operacionais do módulo estudado seguiram as recomendações do primeiro estágio do sistema francês clássico. No entanto para este estudo foi utilizado como material filtrante o biocarvão e o sistema operou com apenas 2 módulos ao invés de 3 como é no sistema francês clássico. O biocarvão é caracterizado como biomassa de madeira utilizada na geração de energia proveniente de um resíduo de indústria termelétrica da região sul do estado de Santa Catarina, tendo como área superficial $428,3 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$, volume total dos poros de $0,2224 \text{ cm}^3 \cdot \text{g}^{-1}$, diâmetro efetivo (d_{10}) de 1,3 mm e coeficiente de uniformidade (CU) igual a 2. O módulo estudado, com $3,10 \text{ m}^2$ de área superficial, foi implantado no município de Lages – SC e operado ao longo de 12 meses com uma carga hidráulica média de $0,37 \text{ m} \cdot \text{d}^{-1}$ de esgoto, com alternância de 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso. A eficiência global do módulo foi avaliada através de parâmetros físico-químicos (OD, pH, DBO, DQO, SST, N-NH₄⁺ e P-PO₄³⁻). Ao final dos 12 meses de operação do módulo, foi coletado uma porção do material filtrante de biocarvão, além da camada de lodo superficial formada, para fins de caracterização física, química e microbiológica. Com relação às concentrações médias efluentes ao módulo e os respectivos desempenhos de remoção de poluentes, obteve-se os seguintes resultados: DQO com $58 \pm 46 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 68%; DBO₅ com $21 \pm 9 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 81%; N-NH₄⁺ com $9 \pm 7 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 65%; SST com $12 \pm 16 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ e 85%. Através dos ensaios hidrodinâmicos e amostras afluentes e efluentes ao logo dos dias de operação, observou-se que a remoção de amônio e matéria orgânica se mantiveram constantes ao longo dos três dias de alimentação com tempos de percolação médios inferiores a 15 minutos em todas as campanhas. Com relação às análises da comunidade microbiana na camada de lodo (aproximadamente 1,0 cm) e nas camadas de biocarvão (0-5 cm e 15-20 cm), observou-se que algumas características do biocarvão tais como elevada área superficial ($428,3 \text{ m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) e características quimicamente ativas, podem ter sido fatores relevantes no desempenho dos grupos bacterianos com potenciais de remoção do nitrogênio total através da nitrificação heterotrófica/desnitrificação autotrófica e nitrificação/desnitrificação simultâneas. Análises de metais pesados presentes na mistura da camada de lodo com a camada mais superficial do biocarvão (0-15 cm), mostraram que o material utilizado após 12 meses, recebendo esgoto pós-preliminar, apresentou todos os valores abaixo do limite preconizado pela resolução CONAMA 375/2006 para utilização do lodo na agricultura. Os resultados obtidos demonstram a aplicabilidade do sistema francês com apenas dois módulos do primeiro estágio do sistema francês preenchidos com biocarvão como material filtrante, no tratamento de esgoto pós etapa preliminar. Além do mais, a redução da área em relação ao clássico sistema francês, bem como a utilização de um resíduo industrial como material filtrante são fatores que podem contribuir significativamente na redução dos custos associados ao tratamento de esgoto e, ainda, contribuir para a sustentabilidade ambiental e à universalização do saneamento.

Palavras-chave: Tratamento de esgoto, *wetland* construído, sistema francês, biocarvão, reaproveitamento de resíduos.

ABSTRACT

The aim of this study was to evaluate the performance of a vertical flow constructed wetland treating wastewater after preliminary treatment using the biochar as a filter material. The facility is comprised of a typical first stage of the French vertical flow wetlands simulating only two filters in parallel. The filter material used was biochar, characterized as wood biomass used in the generation of energy from a thermoelectric industry residue. The biochar had a surface area of $428.3 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$, total pore volume of $0.2224 \text{ cm}^3.\text{g}^{-1}$, effective diameter (d_{10}) of 1.3 mm and uniformity coefficient (CU) equal to 2. The system evaluated in this study had 3.10 m^2 of surface area and was built in the municipality of Lages - SC. The system was monitored over 12 months with a daily average hydraulic load of $0.37 \text{ m}.\text{d}^{-1}$ of sewage, with an alternation feeding cycle (3.5 days of feeding and 3.5 days of resting). Physical-chemical parameters (DO, pH, BOD, COD, TSS, N-NH_4^+ , and P-PO_4^{3-}) were used to verify the efficiency of the treatment. Sampling water was collected always on the second day of the feeding period, at a frequency biweekly average. In addition, three samplings were carried out (on the first, second, and third day of the feeding period) to hydrodynamic tests. At the end of the experimental period, a sample of the biochar was collected (in 2 depths) as well as a surface sludge sample for physical, chemical, and microbiological characterization. The mean effluent concentrations and pollutant removal performance were obtained as COD $58 \pm 46 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$ and 68%; BOD $21 \pm 9 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$ and 81%; N-NH_4^+ $9 \pm 7 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$ and 65%; TSS with $12 \pm 16 \text{ mg}.\text{L}^{-1}$ and 85%. From the hydrodynamics tests through the operation cycle, it was observed that the removal of ammonium and organic matter remained constant over the three days of the feeding period with average percolation times less than 15 minutes in all sampling tests. The microbial community analysis in the sludge layer (approximately 1.0 cm) and the biochar layers (0-5 cm and 15-20 cm), showed that some characteristics of biochar such as high surface area ($428, 3 \text{ m}^2.\text{g}^{-1}$) and chemically active properties may have been contributed to the microbial metabolic helping the total nitrogen removal by heterotrophic nitrification/autotrophic denitrification and simultaneous nitrification/denitrification. Results from heavy metals analysis of the biochar, after 12 months, showed values below the limit recommended by the resolution CONAMA 375/2006. The findings of this study showed that the use of French systems with only two filters (1st stage) filled with biochar is promising. Furthermore, the reduction in area compared to the classic French system, as well as the use of industrial waste as filtering material are factors that can significantly contribute to reducing the costs associated with sewage treatment and contribute to environmental sustainability and universal sanitation.

Keywords: Sewage treatment, constructed wetland, French system, biochar, waste reuse

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Classificação dos wetlands construídos	26
Figura 2 – Corte transversal do perfil de escoamento de um WCFV	27
Figura 3 – Esquema representativo do clássico WV-SF	30
Figura 4 – Curva característica da carga do traçador na saída do sistema (Cpuslo)	36
Figura 5 – Características dos meios filtrantes utilizados em wetlands construídos.....	38
Figura 6 – Elementos atuantes na remoção de matéria orgânica no biocarvão.....	46
Figura 7 – Processos atuantes na remoção de metais pelo biocarvão	47
Figura 8 – Esquema de manejo do biocarvão saturado	48
Figura 9 – Vista geral da ETE Araucária, localizada em Lages/SC, e em destaque o módulo piloto de WV-SF.....	52
Figura 10 – Etapas da construção civil do experimento	53
Figura 11 – Vista geral do módulo WV-SF.....	53
Figura 12 – Caixa de armazenamento e distribuição do esgoto para o módulo WV-SF.....	54
Figura 13 – Distribuição do esgoto no início da operação com plantio recente.....	54
Figura 14 – Poço de recalque do esgoto bruto após passar pelo gradeamento.....	55
Figura 15 – Corte transversal do módulo WV-SF	56
Figura 16 – Calha de coleta e poço de armazenamento do esgoto tratado	58
Figura 17 – Sonda portátil de medição de temperatura e OD	59
Figura 18 – Curva de calibração do traçador NaCl	62
Figura 19 – Coleta e preparação das amostras para análises moleculares.....	64
Figura 20 – Etapas do procedimento de tratamento dos dados biológicos e classificação taxonômica	65
Figura 21 – Desativação do módulo para coleta do biocarvão.....	66
Figura 22 – Difractogramas para as diferentes amostras do biocarvão utilizado como leito filtrante no WV-SF (A) BC <i>in natura</i> ; (B) BC retirado do sistema <i>wetland</i> após monitoramento na profundidade entre 0-5 cm, e (C) BC retirado do sistema <i>wetland</i> após monitoramento na profundidade entre 15-20 cm	75

Figura 23 – Fotomicrografias do material filtrante com ampliação de 2.000 x. (A) BC in natura; (B) biocarção após o tratamento de esgoto na profundidade 0-5 cm; (C) BC após tratamento na profundidade 15-20 cm.....	77
Figura 24 – Espectroscopia de raios-X. (A) BC in natura; (B) BC após receber efluente - profundidade 0-5 cm; (C) BC após receber efluente - profundidade 15-20 cm.....	78
Figura 25 – <i>Boxplot</i> das concentrações afluente e efluente da DQO e DBO ₅	90
Figura 26 – Concentrações afluente e efluente de DQO ao longo do período de monitoramento.....	91
Figura 27 – Concentrações afluente e efluente de DBO ₅ ao longo do período de monitoramento.....	91
Figura 28 – <i>Boxplot</i> das concentrações afluente e efluente de N-NH ₄ ⁺ e NO ₃ ⁻	96
Figura 29 – Concentrações afluente e efluente de N-NH ₄ ⁺ ao longo do período de monitoramento.....	96
Figura 30 – Concentrações afluente e efluente de NO ₃ ⁻ ao longo do período de monitoramento	97
Figura 31 – Concentrações afluente e efluente de P-PO ₄ ⁻³ ao longo do período de monitoramento.....	98
Figura 32 – <i>Boxplot</i> da concentração afluente e efluente de Sólidos Suspensos Totais (SST)	102
Figura 33 – Concentrações afluente e efluente de SST ao longo do período de monitoramento	102
Figura 34 – Concentrações afluente e efluente de Oxigênio Dissolvido.....	103
Figura 35 – Concentração afluente e efluente de oxigênio dissolvido ao longo de uma batelada	104
Figura 36 – Concentrações afluente e efluente de DBO ₅ e o limite de padrão de descarga...	106
Figura 37 – Concentrações afluente e efluente de N-NH ₄ ⁺ e o limite de padrão de descarga	107
Figura 38 – Concentrações afluente e efluente de SST e o limite de padrão de descarga	108
Figura 39 – Perfil hidrodinâmico: a) sem traçador; b) com traçador salino.....	109
Figura 40 – Perfil Hidrodinâmico do sistema início da operação	110
Figura 41 – Concentrações de entrada e saída (mg/L) e eficiências médias de remoção (%) em cada dia dos 9 dias do ensaio hidrodinâmico	115
Figura 42 – Ensaio hidrodinâmico de cada dia dos 3 meses de monitoramento.....	117

Figura 43 – Concentrações e cargas afluentes e efluentes de matéria orgânica ao longo dos 3 dias de alimentação.....	118
Figura 44 – Concentrações e cargas afluentes e efluentes de amônio e nitrato ao longo dos 3 dias de alimentação.....	119
Figura 45 – Concentrações e cargas de Sólidos Suspensos Totais afluentes e efluentes ao longo dos 3 dias de alimentação	119
Figura 46 – Curvas de rarefação dos OTUs agrupados para medir o grau de amostragem da diversidade microbiana nas amostras analisadas.....	121
Figura 47 – Abundância relativa ao nível do Filo encontrada nas amostras do módulo WV-SF avaliado neste estudo. A1: lodo; A2: 0-5 cm; A3: 15-20 cm de profundidade (Abreviações taxonômicas: k: Domínio; p: Filo)	123
Figura 48 – Abundância relativa ao nível de Gênero encontrada nas amostras do módulo WV-SF avaliado neste estudo. A1: lodo; A2: 0 - 5 cm; A3: 15 - 20 cm de profundidade (Abreviações taxonômicas: k: Domínio; p: Filo; c: Classe; o: Ordem; f: Família; g: Gênero)	125
Figura 49 – Os 25 gêneros mais abundantes em todas as amostras agrupadas com base na métrica de distância média de Bray-Curtis. O topo corresponde o dendrograma de similaridade das amostras (A1, A2 e A3). O dendrograma à direita representa o agrupamento microbiano em abundância relativa. Na escala de frequência, quanto mais escura a cor, maior a abundância relativa na amostra.....	130

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Aspectos comparativos entre sistemas de tratamento de efluentes convencionais e sistema de tratamento do tipo <i>wetland</i> construído.....	25
Quadro 2 – Principais processos de remoção de poluentes em WCs	31
Quadro 3 – Principais vantagens e desvantagens de uso de diferentes meios filtrantes em sistemas WC	41
Quadro 4 – Características de diferentes materiais utilizados como meio filtrante em WC na remoção de poluentes	153

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Condições operacionais da unidade WV-SF monitorada	57
Tabela 2 – Resumo dos parâmetros avaliados no sistema.....	59
Tabela 3 – Composição química e elementar do BC.....	71
Tabela 4 – Relações elementares para diferentes fontes de BC	72
Tabela 5 – Resultados da análise textural do BC	73
Tabela 6 – Concentrações metálicas no BL e limites de cargas aplicadas segundo resolução CONAMA 375/2006	80
Tabela 7 – Concentrações de metais de lodos de diferentes cidades e tecnologia de tratamento	82
Tabela 8 – Concentrações médias do esgoto bruto afluente ao módulo.....	85
Tabela 9 – Concentrações médias do esgoto efluente e eficiências médias de remoção promovido pelo WV-SF	87
Tabela 10 – Carregamento médio do esgoto afluente ao módulo WV-FS.....	88
Tabela 11 – Números de sequências analisadas e os índices de diversidade alfa da comunidade microbiana nas diferentes profundidades dentro do sistema	121

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

BB	Biocarvão Bruto
BC	Biocarvão
BF	Biocarvão após ser utilizado como leito Filtrante
BL	Biocarvão com Lodo
COT	Carbono Orgânico Total
CTC	Capacidade De Troca Catiônica
DRX	Difratometria de Raios X
DTD	Distribuição do Tempo de Detenção
EDX	Energia Dispersiva por raios-X
ETE	Estação de Tratamento de Esgoto
FPM	Filtros Plantados com Macrófitas
LAAP	Lodo Ativados de Aeração Prolongada
LAC	Lodos Ativados Convencionais
LACAMI	Laboratório de Caracterização Microestrutural
MEV	Microscopia Eletrônica de Varredura
OD	Oxigênio Dissolvido
OTUs	Unidades Taxonômicas Operacionais
PCZ	Ponto de Carga Zero
SST	Sólidos Suspensos Totais
TDH	Tempo de Detenção Hidráulico
UFMG	Universidade Federal de Minas Gerais
WC	Wetland Construído
WCFH	Wetland Construído de Fluxo Horizontal
WCFV	Wetland Construído de Fluxo Vertical
WV-SF	Wetland Vertical – Sistema Francês

SUMÁRIO

1	Introdução	19
1.1	Hipóteses.....	21
1.2	Objetivos.....	22
1.2.1	Objetivo Geral	22
1.2.2	Objetivos Específicos	22
2	Fundamentação Teórica.....	23
2.1	<i>Wetlands</i> Construídos	23
2.1.1	Classificação de <i>Wetlands</i> Construídos	25
2.1.1.1	<i>Wetland</i> Construído de Fluxo Vertical	26
2.1.2	Sistema Francês	29
2.1.3	Hidrodinâmica em <i>Wetlands</i> Construídos	33
2.1.3.1	Tempo de Detenção Hidráulico	35
2.1.4	Influência do meio filtrante no desempenho do tratamento de sistemas <i>wetlands</i> construídos	38
2.2	Biocarvão.....	45
2.2.1	Remoção de poluentes orgânicos.....	45
2.2.2	Remoção de contaminantes inorgânicos.....	46
2.2.3	Manejo e reuso do biocarvão saturado	48
2.2.4	Biocarvão como material filtrante em sistemas -I construídos de fluxo vertical.....	49
3	Material e Métodos	51
3.1	Caracterização do local da pesquisa	51
3.2	Descrição da unidade experimental	52
3.2.1	Instalação hidráulica	54
3.2.2	Materiais de enchimento do módulo WV-SF	55
3.3	Condições operacionais	56

3.4	Monitoramento do Módulo WV-SF	57
3.4.1	Monitoramento de rotina do esgoto afluente e efluente	58
3.4.2	Monitoramento intensivo do esgoto afluente e efluente.....	59
3.4.3	Monitoramento do comportamento hidrodinâmico do sistema.....	60
3.5	Avaliação das características microbiológicas do MEIO filtrante	62
3.6	Caracterização do biocarvão.....	65
3.6.1	Análise granulométrica.....	66
3.6.2	Análise textural.....	67
3.6.3	Difratometria de Raios-X (DRX)	67
3.6.4	Análise de Microscopia Eletrônica de Varredura com Caracterização Química Pontual (MEV-EDS)	67
3.6.5	Concentrações de metais.....	68
3.6.6	Ponto de Carga Zero (pH _{pcz}).....	68
4	Resultados e Discussão.....	70
4.1	Caracterização do material filtrante de biocarvão	70
4.1.1	Análise textural.....	73
4.1.2	Ponto de Carga Zero (pH _{pcz}).....	74
4.1.3	Difratometria de Raio-X (DRX).....	74
4.1.4	Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia de energia dispersiva por raios-X (EDS)	76
4.1.5	Composição metálica do biocarvão in natura e após operação e potenciais uso como insumo agrícola.....	79
4.1.5.1	Conformidades legais do BL após operação para fins de uso agrícola	80
4.1.5.2.	Potenciais benefícios do BL como insumo agrícola.....	82
4.2	Desempenho hidrodinâmico e na remoção de poluentes do módulo WV-SF	85
4.2.1	Caracterização do esgoto pós etapa de tratamento preliminar.....	85

4.2.2	Desempenho do módulo WV-SF na remoção de poluentes presentes no esgoto afluente	86
4.2.2.1	Matéria orgânica (DQO e DBO ₅)	89
4.2.2.2	Nitrogênio (N-NH ₄ ⁺ e N-NO ₃ ⁻)	92
4.2.2.3	Remoção de fósforo	97
4.2.2.4	Sólidos Suspensos Totais.....	101
4.2.2.5	Oxigênio dissolvido	103
4.2.3	Conformidade do efluente tratado no módulo WV-SF com os padrões legais de lançamento	105
4.2.4	Comportamento hidráulico e hidrodinâmico do módulo WV-SF no tratamento de esgoto bruto doméstico	108
4.2.5	Perfil hidrodinâmico e desempenho do módulo WV-SF na remoção de poluentes ao longo dos três dias de alimentação do monitoramento intensivo	111
4.3	Avaliação da comunidade microbiana.....	120
4.3.1	Diversidade alfa da comunidade microbiana.....	121
4.3.2	Perfil taxonômico da comunidade microbiana	122
5	Conclusão	132
6	Recomendações	134
	Referências	135
	Anexo A	153

1 INTRODUÇÃO

O saneamento básico ainda é uma grande problemática em diversos países do mundo e tem como consequência impactos negativos nas áreas social e ambiental. Na dimensão do esgotamento sanitário, os cenários parecem ser mais preocupantes, pois impactam diretamente na área da saúde. No Brasil, o acesso em relação à cobertura de esgotamento sanitário, ainda é um privilégio de poucos, considerando que apenas 54,1% dos brasileiros tem acesso à coleta de esgoto, somando quase 100 milhões de brasileiros sem esse serviço (SNIS, 2019).

A grande diversidade ambiental, cultural e demográfica dos municípios brasileiros faz com que sistemas ditos “convencionais” de tratamento de esgotos, geralmente concebidos de forma centralizada, não sejam as melhores alternativas para muitas situações, principalmente naqueles municípios de pequeno porte, com baixas densidades demográficas. Em Santa Catarina, essa realidade é mais crítica, haja vista que mais de 58% dos municípios apresentam populações menores do que 10 mil habitantes (IBGE, 2010). Nesta faixa populacional, os municípios apresentam uma característica basicamente rural, com densidades populacionais muito baixas. Pensar em sistemas centralizados, para estas realidades, geralmente resultam em soluções fracassadas, devido à incompatibilidade econômica desses sistemas de esgotamento sanitário (SES) com as realidades econômicas locais. Nesse sentido, incorporar soluções de sistemas descentralizados, contemplando diferentes realidades locais, é uma possibilidade promissora no caminho da universalização do saneamento básico. Na dimensão do esgotamento sanitário, a ecotecnologia dos *wetlands* construídos (WCs), tem se consolidado cada vez mais no tratamento de esgotos de forma descentralizada em diversos países do mundo, principalmente em pequenas comunidades (< 5.000 equivalente populacional) (MOLLE, 2014; MORVANNOU *et al.*, 2015).

Dentre as várias características que tornam a tecnologia dos WCs uma opção atraente para o tratamento de águas residuárias, destaca-se a sua simplicidade e baixo custo operacional, comparado a outros sistemas comumente empregados, resistência às variações de cargas hidráulicas e orgânicas afluentes e boa eficiência de remoção de diversos tipos de poluentes (KADLEC; WALLACE, 2009; MORVANNOU *et al.*, 2015; SEZERINO *et al.*, 2015; STEFANAKIS; TSIHRINTZIS, 2012).

Das tipologias de WCs existentes, destaca-se o conjunto de módulos de escoamento vertical denominado sistema francês (WV-SF). Esta modalidade de *wetlands* é caracterizada

por receber diretamente esgoto após passar por tratamento preliminar, composto por dois estágios, sendo três módulos em paralelo no primeiro estágio e dois módulos em paralelo no segundo estágio. No primeiro estágio o esgoto é alimentado de forma intermitente durante um período de 3,5 dias em cada módulo, retomando a alimentação após 7 dias de descanso. Já no segundo estágio, a alternância é de 7 dias de alimentação e 7 dias de descanso (MOLLE *et al.*, 2005). Essa alternância no regime de alimentação tem a função de garantir uma adequada transferência de oxigênio para dentro do leito, estabilizar o depósito de lodo na camada superficial do leito durante o período de repouso e, garantir um adequado desenvolvimento das plantas e comunidade microbiana (KADLEC; WALLACE, 2009; MORVANNOU *et al.*, 2015; SILVEIRA *et al.*, 2020).

Apesar da modalidade WV-SF estar bastante difundida em vários países, principalmente na França (MOLLE *et al.*, 2014), investigações no que se refere às melhores adaptações desses sistemas em condições climáticas específicas, como em clima tropical (LOMBARD-LATUNE *et al.*, 2017; MOLLE *et al.*, 2015), vem crescendo nos últimos anos a fim de reduzir requisitos de áreas e otimizar processos operacionais.

Outros estudos voltados para o uso de materiais filtrantes alternativos, disponíveis no local, além dos aspectos sociais de aceitação da comunidade também estão sendo levados em consideração (KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009; PAING *et al.*, 2015; ZUMALACARREGUI, 2018).

Dentre estes estudos no Brasil, pesquisas realizadas através da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG) têm sido conduzidas a fim de reduzir o requisito de área na tipologia de WV-SF, utilizando apenas dois módulos do primeiro estágio, o que possibilitaria uma redução em 60% da área do sistema convencional com dois estágios. As condições operacionais e a qualidade do efluentes tratado têm demonstrado que esta tipologia pode ser uma solução atrativa para pequenas comunidades no país (COTA, 2011; KASAK *et al.*, 2018; LANA *et al.*, 2013; MORAES *et al.*, 2019; MORAES *et al.*, 2020; ZUMALACARREGUI, 2018).

Com relação ao material filtrante a ser utilizado nos WCs, é importante destacar seu protagonismo na remoção de poluentes, já que estão associados aos processos de filtração física, reações químicas e biodegradação (KIM; FORQUET, 2016; PUCHER; LANGERGRABER, 2018). Sendo assim, a escolha do material a ser utilizado deve levar em consideração o custo de aquisição, capacidade de remoção de poluentes, suporte para

crescimento das macrófitas e fixação de microrganismos, segurança (produção de resíduos secundários), condutividade hidráulica (características granulométricas) e vida útil do material (SHIWEI *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2020a). Meios filtrantes utilizados em sistemas WCs que possibilitam o reuso de resíduos resultantes de processos de produção e que contribuam para maiores eficiências na remoção de poluentes, principalmente nitrogênio e fósforo, vêm ganhando espaço na comunidade científica devido aos ganhos ambientais e econômicos (YANG *et al.*, 2018). Dotro *et al.* (2017) afirmam que para o primeiro estágio do sistema francês, a escolha do tipo do material filtrante e suas características são primordiais na manutenção das condições aeróbias do leito, assim como na formação e manutenção da camada de lodo superficial.

Nesse contexto, esta pesquisa buscou trazer uma possibilidade de arranjo tecnológico de um WV-SF simulando a operação com apenas dois módulos do primeiro estágio do sistema francês e utilizando um resíduo de biocarvão como material filtrante. As investigações hidráulicas e hidrodinâmicas, eficiências de remoção, e caracterizações do biocarvão *in natura* e após 12 meses recebendo esgoto, foram utilizados como elementos de discussão para avaliar as potencialidades do módulo estudado como alternativa ao tratamento de esgoto de forma descentralizada.

1.1 HIPÓTESES

Esta tese foi desenvolvida fundamentada em algumas hipóteses, que foram elaboradas baseadas em outros estudos envolvendo aplicação de WV-SF, principalmente estudos realizados no Brasil, simulando apenas dois módulos do primeiro estágio do sistema francês. Com viés na redução de custos e aprimoramento da eficiência de remoção de poluentes, a presente pesquisa utilizou um resíduo industrial como meio filtrante, o biocarvão, no qual nortearam as seguintes hipóteses:

- ✓ O biocarvão confere importantes mecanismos de remoção de poluentes atribuídos às suas propriedades físicas e químicas, que independem da formação da manta de lodo formada na superfície do material filtrante, e consequentemente dos processos biológicos, que podem levar meses para serem formadas a partir do início da operação do módulo.

- ✓ O carregamento hidráulico aplicado equivalente a dois módulos do primeiro estágio do sistema clássico francês, utilizando o biocarvão como material filtrante, garante condições hidráulicas e hidrodinâmicas adequadas para manter as condições aeróbias no interior do módulo e eficiências médias de remoção de DBO_5 e N-NH_4^+ , acima de 70 e 50% respectivamente;
- ✓ A utilização do biocarvão com lodo de esgoto, acumulado após receber esgoto por um período mínimo de 12 meses, atende aos padrões legais a nível nacional, quanto ao limite de metais pesados para uso agrícola, possibilitando potencial fonte de recurso na agricultura.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo Geral

Avaliar a aplicabilidade da utilização de *wetland* construído de escoamento vertical modelo francês com simulando apenas dois módulos do primeiro estágio no tratamento de esgoto utilizando o biocarvão como meio filtrante.

1.2.2 Objetivos Específicos

- ✓ Avaliar a eficiência do módulo na remoção de matéria orgânica, amônio e fosfato, ao longo do período de monitoramento e nas diferentes condições hidrodinâmicas decorrentes dos dias de alimentação;
- ✓ Avaliar as características físico-químicas do biocarvão *in natura* e após operação e identificar os mecanismos atuantes na remoção de poluentes pelo biocarvão e os potenciais usos do biocarvão como insumo agrícola após operação;
- ✓ Identificar os grupos microbianos presentes no lodo do sistema *wetland* construído e em diferentes profundidades do biocarvão.

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS

Os Filtros Plantados com Macrófitas (FPM), globalmente conhecidos por *wetlands* construídos (*Constructed Wetlands*), são sistemas de engenharia dimensionados para tratar águas residuárias. Esses sistemas são criados artificialmente a fim de replicar os processos físicos, químicos e biológicos ocorridos em ambientes naturais (terras úmidas, brejos, várzeas, pântanos ou manguezais) de forma controlada (FONDER; HEADLEY, 2013; KADLEC; KNIGHT, 1996; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2011).

Os *wetlands* construídos (WCs) são sistemas projetados para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em meios filtrantes como areia, cascalho ou outro material inerte saturado ou parcialmente saturado, a fim de sustentar as macrófitas e favorecer o desenvolvimento de microrganismos (biofilme), que por meio de processos físico-químicos e biológicos tratam as águas residuárias (KADLEC; WALLACE, 2009; VYMAZAL, 2010). Esses processos físico, químicos e biológicos, se dão basicamente através da filtração, precipitação, degradação biológica, adsorção e absorção pelas plantas (BRIX, 1997).

De acordo com a literatura científica, em 1950, Kathe Seidel realizou o primeiro experimento com *wetland* para o tratamento de águas residuárias na Alemanha. Desde então vários arranjos e concepções estão sendo investigados a fim de aprimorar essa tecnologia na busca de soluções mais específicas no mundo todo (VYMAZAL, 2010).

Os WCs podem se adequar a diferentes realidades e tipos de águas residuárias, podendo gerar um efluente final com ótima qualidade. No entanto é importante compreender o papel de cada elemento atuante no processo de tratamento, como o material filtrante, as macrófitas, os carregamentos afluentes, as cinéticas de depuração, vida útil do sistema e a disposição final do efluente tratado (PHILIPPI; SEZERINO, 2004; SEZERINO, 2006).

Os WCs são muito utilizados como processo descentralizado de tratamento, sendo aplicado na maioria das vezes como um tratamento secundário ou terciário. Dentre as várias modalidades de WCs destaca-se o Sistema Francês, que opera sem um tratamento primário, recebendo esgoto bruto após passar por tratamento preliminar, composto por gradeamento e

em alguns casos adicionado um desarenador. Essa modalidade de *wetland* será discriminada posteriormente.

Algumas vantagens que se destacam no uso dos sistemas *wetlands* são: menor produção de lodo, adequação ao ambiente natural, baixo custo de operação e manutenção em comparação aos sistemas convencionais, eficiência adequada e possibilidade de utilização do efluente na agricultura (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

No estudo de concepção para implantação de uma unidade de tratamento de águas residuárias, é importante conhecer bem a realidade local, como características do esgoto afluente, variações de vazões, corpo receptor, entre outros. Esses estudos preliminares são importantes para definir um sistema de tratamento que seja mais adequado, garantindo eficiência, baixo custo e longevidade. No Quadro 1 demonstra-se, comparativamente, as principais vantagens e desvantagens entre sistemas *wetlands* construídos, das Estações de Tratamento de Esgotos (ETE's) conhecidas como sistemas "convencionais".

Quadro 1 – Aspectos comparativos entre sistemas de tratamento de efluentes convencionais e sistema de tratamento do tipo *wetland* construído

	Método de tratamento convencional	<i>Wetlands</i> Construídos
Investimento	Moderado-alto	Moderado
Instalação	Equipamentos mecanizados	Não necessita equipamentos mecanizados (eventualmente bombas)
Custos operacionais	Alto	Baixo
Escala de aplicação	Pequena e larga	Pequena e média
Performance	Efluente de alta qualidade	Efluente de alta qualidade
Matéria prima	Utilização de materiais não renováveis durante a construção (concreto, aço membrana polimérica..)	Quase que exclusivamente utiliza fontes renováveis (sol, vento)
Resistência a corrosão	pouca	Média-alta
Geração de odor	Média - alta	pouca
Utilização de energia	Alta	Pouca
Utilização de químicos	Requerido	Não requerido
Emissão de gases de efeito estufa	Alta	baixa
Vida útil	5-10 anos (MBR), 20-25 anos (lodos ativado)	25-30 anos ou mais
Monitoramento	Necessita monitoramento frequente	Necessita monitoramento periódico
Mão-de-obra de operação	Demanda mão-de-obra especializada	Não necessita mão-de-obra especializada
Manutenção	Demanda alto custo com manutenção de equipamentos	Baixo custo de manutenção. Geralmente replantio a cada 2-5 anos
Variações de vazão	Variação de vazão afeta negativamente a eficiência do sistema	Variação de vazão não afeta significativamente a eficiência
Cargas tóxicas	As cargas tóxicas geralmente afetam todo o sistema	Dependendo da carga o sistema absorve em comprometer a eficiência d tratamento
Tempo de recuperação	Necessitam de longos tempo para recuperação da performance nominal de tratamento	Recuperação rápida
Subprodutos	Grandes quantidades de lodos gerados diariamente	Não gera lodo como subproduto
Aparência	Não atrativa	Esteticamente agradável
Responsabilidade social	baixa	Alta
Manutenção da biodiversidade	Não	Sim
Utilização de materiais locais	Apenas 20% dos materiais e equipamentos utilizados são fabricados no próprio país	Mais de 80 % dos materiais e equipamentos utilizados são fabricados no próprio país

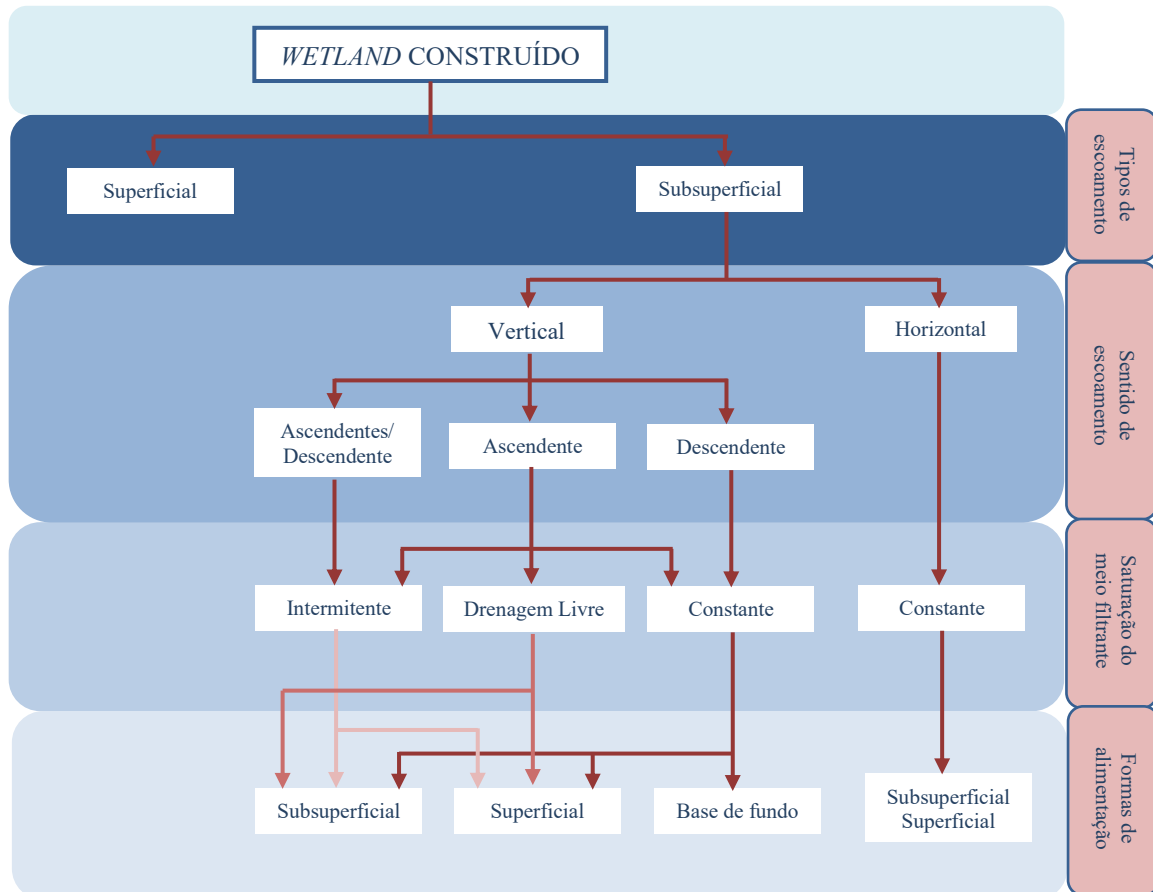
Fonte: Adaptado pelo autor de Stefanakis (2018).

2.1.1 Classificação de *Wetlands* Construídos

De acordo com Fonder e Headley (2013) os WCs são classificados a partir de suas características de regime hidráulico como o tipo e sentido de escoamento, saturação do meio

filtrante, formas de alimentação, além do arranjo das macrófitas. Pode-se observar na Figura 1 a hierarquia de classificação proposta pelos autores.

Figura 1 – Classificação dos *wetlands* construídos



Fonte: Adaptado pelo autor de Fonder e Headley (2013).

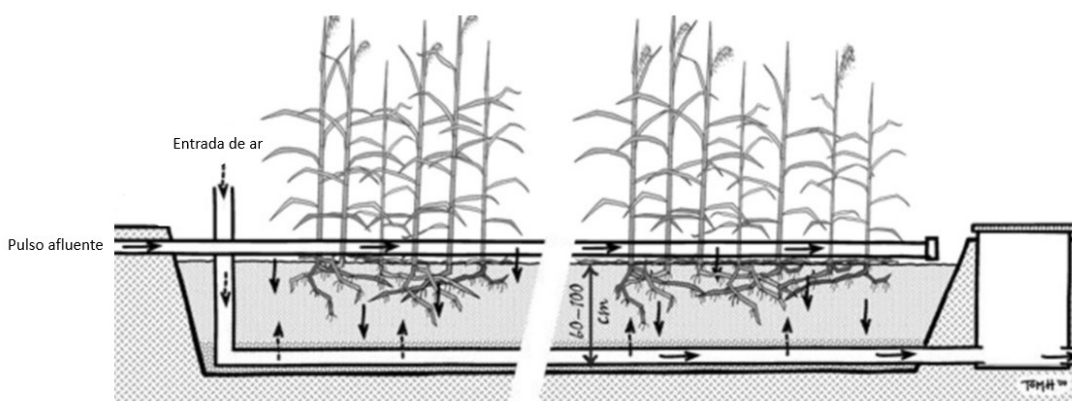
As classificações apresentadas na Figura 1 referem-se à categoria dos escoamentos subsuperficiais (fluxo horizontal e vertical), devido às suas maiores aplicabilidades dentro da engenharia. No item 2.1.2 será abordado os *Wetlands* Verticais - Sistema Francês (WV-SF) que é a modalidade pesquisada nesta tese.

2.1.1.1 *Wetland* Construído de Fluxo Vertical

Nessa modalidade de *wetland* o afluente é disposto de forma vertical na superfície do filtro, em vários pontos de distribuição, onde o líquido escoar verticalmente até atingir a zona de saída. Geralmente o meio filtrante é composto por uma camada filtrante, geralmente areia grossa, seguido por uma camada de transição, geralmente brita 1. Na camada mais inferior,

existe um leito de drenagem, composto por um material mais grosseiro, geralmente brita 3 (COOPER *et al.*, 1996; VYMAZAL; KRÖPFELOVÁ, 2008). Pode-se observar na Figura 2 o perfil de um *Wetland* Construído de Fluxo Vertical (WCFV).

Figura 2 – Corte transversal do perfil de escoamento de um WCFV



Fonte: Fonder e Headley (2013, p. 210).

A alimentação intermitente é fundamental para o arraste de oxigênio para o interior do meio filtrante, promovendo um ambiente aeróbio, favorável à degradação da matéria orgânica e oxidação da série nitrogenada (COOPER *et al.*, 1996; PLATZER, 1999).

Em função das condições aeróbias prevalentes nos WCFVs, esta modalidade apresenta uma opção bastante atraente nas mais diversas aplicações, pois desempenha boa eficiência de remoção de compostos orgânicos (DBOs e DQO) e amônio e menores áreas quando comparado com os sistemas de fluxo horizontal (UN-HABITAT, 2008).

Devido sua alta capacidade de transferência de oxigênio, esses sistemas têm sido muito utilizados não apenas para esgotos domésticos, mas também para efluentes com alta carga de amônia, como por exemplo, lixiviado de aterros sanitários e processamentos alimentares (VYMAZAL, 2010).

Em relação ao dimensionamento de WCFV é necessário preconizar limites de carregamentos, principalmente hidráulico e orgânico, a fim de se obter uma área superficial mínima para se atingir as eficiências de remoção desejável para as condições ambientais impostas (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Sezerino (2006) apresenta critérios para dimensionamento de sistemas WCFV para condições de clima subtropical no sul do Brasil, com alimentação em pulsos a cada 8 horas.

As cargas recomendadas são: 230 mm.dia⁻¹, 41 gDQO.m⁻².dia⁻¹, 15 gSS.m⁻².dia⁻¹ e 12 gNTK.m⁻².dia⁻¹.

Já Platzer (1999) utiliza um balanço de oxigênio para dimensionamento de WCFV considerando o consumo de oxigênio nos processos de oxidação e a incorporação de oxigênio no leito, considerando a areia como material filtrante, através dos processos de difusão e convecção. As demandas de oxigênio estipuladas pelo autor são: 0,7 gO₂.gDQO⁻¹ (quantidade de oxigênio para cada grama de DQO removida), 4,3 gO₂.gNTK⁻¹ (quantidade de oxigênio para cada grama de NTK removida) e 2,9 gO₂.gN-NO₃⁻¹ (quantidade de oxigênio recuperado para cada grama de nitrato consumida).

O balanço de oxigênio pode ser escrito da seguinte forma (PLATZER, 1999):

$$\text{Balanço de O}_2 \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = \text{Convecção de O}_2 + \text{Difusão de O}_2 - \text{Demanda de O}_2 > 0 \quad (1)$$

$$\text{Convecção de O}_2 \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = 0,3 \text{ (g O}_2\text{.L}^{-1}\text{)} * \text{vazão aplicada (m}^3\text{.dia}^{-1}\text{)} * (1000\text{L.m}^{-3}\text{)} \quad (2)$$

$$\text{Difusão de O}_2 \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = 1,0 * \text{área prevista} * [24 - (1,5 * \text{n}^\circ \text{ de pulso})] \quad (3)$$

$$\text{Demanda de O}_2 \text{ (g.dia}^{-1}\text{)} = (0,85 * 0,7 * \text{DQOaf}) [\text{g.dia}^{-1}] + (4,3 * \text{NTKaf}) [\text{g.dia}^{-1}] - (0,1 * 2,9 * \text{NTKaf}) [\text{g.dia}^{-1}]. \quad (4)$$

Em que:

- 0,3 = 300 mg O₂ de arraste;

- 1,0 = 1 gO₂.h⁻¹.m⁻²;

- 24 horas;

- 1,5 = tempo de batelada;

Existe uma variação dos sistemas WCFV que apresenta as mesmas características operacionais do sistema WCFV convencional, porém existe uma saturação parcial do esgoto no fundo do tanque. A parte superior do filtro permanece insaturada a fim de garantir o arraste de oxigênio na camada mais superficial do leito. A parte saturada do filtro tem a função de criar uma zona anóxica, permitindo condições adequadas para a desnitrificação. Vários estudos vêm sendo conduzidos nessa linha demonstrando boas eficiências na remoção de nitrogênio total numa condição de área reduzida e conseqüentemente com menores custos

(PELISSARI, 2017; PRIGENT *et al.*, 2013b; SAEED; SUN, 2017; SANTOS *et al.*, 2016; SILVEIRA *et al.*, 2015; TREIN *et al.*, 2015).

Outros aspectos que devem ser criteriosamente levados em consideração nos WCFV são com relação às condições operacionais e de *start up*. Para que o sistema consiga atingir o melhor de sua performance e curtos períodos de maturação é importante seguir as seguintes recomendações (LANGERGRABER *et al.*, 2020):

- Aplicação de baixa carga inicialmente, com aumento gradativo até atingir a carga de projeto no final da fase de *start up*;
- Garantir que a distribuição afluyente do esgoto esteja distribuída de forma uniforme, atingindo todos os orifícios de distribuição;
- Manter as condições adequadas para o crescimento das plantas. Geralmente é necessário manter a saída em um nível mais alto até que as plantas estejam adaptadas;

2.1.2 Sistema Francês

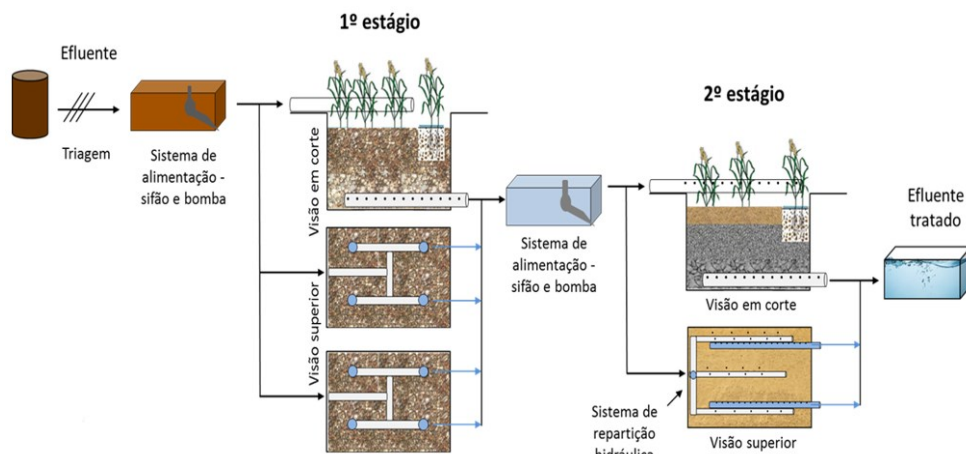
Dentre as variantes dos sistemas WCFVs destaca-se o conjunto de módulos de escoamento vertical denominado sistema francês (WV-SF). Conhecido internacionalmente como *French vertical constructed wetlands*, este sistema foi concebido pelo pesquisador Alain Liénard e colaboradores através de estudos e adaptações dos sistemas de fluxo vertical convencional no Instituto Nacional de Pesquisa em Ciência e Tecnologia para o meio ambiente (IRSTEA) atualmente INRAE (*National Research Institute for Agriculture, Food and Environment*) na França.

Dentre os diferentes sistemas de WCFVs, o Sistema Francês é o mais utilizado para tratamento de efluentes doméstico na França, sendo que várias empresas oferecem este serviço (MOLLE *et al.*, 2005). Em um estudo que abrangeu diversos WV-SF localizados na Europa, operando em escala real e, atendendo pequenas comunidades realizado em 2015 (MORVANNOU *et al.*, 2015) estimou-se que havia mais de 3.500 estações em operação no país para o tratamento de efluentes domésticos com capacidade de 20 a 4.500 equivalentes populacionais.

Esta modalidade de *wetland* se destaca pela sua eficiência e economicidade, uma vez que não necessita de tratamento primário e a disposição do lodo ocorre após longos períodos de operação, geralmente após dez anos (MOLLE *et al.*, 2005).

O sistema é composto por dois estágios, sendo três módulos em paralelo no primeiro e dois em paralelo no segundo (Figura 3). No primeiro estágio o esgoto bruto é alimentado de forma intermitente durante um período de 3,5 dias em cada módulo, retomando a alimentação após 7 dias de descanso. Já no segundo estágio, a alternância é de 7 dias de alimentação e 7 dias de descanso (MOLLE *et al.*, 2005). Essa alternância no regime de alimentação tem a função de garantir uma adequada transferência de oxigênio para dentro do leito, estabilizar o depósito de lodo na camada superficial do leito durante o período de repouso e, garantir um adequado desenvolvimento das plantas (KADLEC; WALLACE, 2009; MORVANNOU *et al.*, 2015).

Figura 3 – Esquema representativo do clássico WV-SF



Fonte: Silveira (2015, p. 56).

Um dos fatores de maior relevância na eficiência do tratamento do esgoto afluente é o depósito de lodo formado no primeiro estágio (em média de $2,5 \text{ cm.ano}^{-1}$) (BARCA *et al.*, 2013; KANIA *et al.*, 2019; MOLLE, 2014). Essa camada possui como principais funções a melhoria na distribuição do esgoto na superfície do filtro, adsorção de amônia na matéria orgânica do lodo e aumento da atividade biológica (MOLLE, 2014).

Com relação aos processos envolvidos na remoção de poluentes, pode-se observar no Quadro 2 os principais mecanismos de remoção de poluentes atuantes nas três modalidades de WCs, sendo de fluxo horizontal, fluxo vertical e o sistema francês. O sinal “++” indica que o processo ocorre de forma satisfatória. Já os sinais “+” ou “0” indica que o processo ocorre parcialmente e que a modalidade de *wetland* não deve ser projetada para este fim, respectivamente.

Quadro 2 – Principais processos de remoção de poluentes em WCs

Tipo de <i>wetland</i>	WCFV	WV-SF	WCFH
Sedimentação		+	
Filtração	++	++	++
Degradação aeróbia	++	++	0
Degradação anaeróbia			++
Nitrificação	++	++	
Desnitrificação			0
Adsorção	+	+	+
Sorção	+		+
Precipitação			0
Evaporação			+
Produção de biomassa	+	+	+
Criação de habitats	+	+	+

Fonte: Adaptado pelo autor de Langergraber *et al.* (2020).

O dimensionamento do sistema francês é baseado em cargas de poluentes e hidráulica aplicadas em unidade de área superficial, a fim de garantir as eficiências e condições hidráulicas adequadas. Os valores recomendados são de 300 gDQO.m².dia⁻¹, 150 gSST.m².dia⁻¹, 25-30 gNTK.m².dia⁻¹ e 0,37 m.dia⁻¹ (MOLLE *et al.*, 2005). Maiores informações sobre parâmetros de projeto e dimensionamento desta modalidade empregada no Brasil é possível de ser encontrada no documento “Dimensionamento de *wetland* no Brasil”, elaborado por von Sperling e Sezerino (2018).

Morvannou *et al.* (2015) conduziu uma pesquisa que abrangeu diversos WV-SF localizados na Europa, operando em escala real e, atendendo pequenas comunidades (< 5.000 habitantes). Todos os sistemas avaliados demonstraram boas eficiências já no primeiro estágio, atingindo eficiências médias de remoção e concentração efluentes de 83% e 38 mg.L⁻¹, 77% e 126 mg.L⁻¹, 59% e 27 mg.L⁻¹ para SST, DQO e NTK, respectivamente. Neste sentido, estudos objetivando a redução da área requerida pelo sistema francês, utilizando então apenas o primeiro estágio foram conduzidos. Silveira *et al.* (2015) aplicou fundo saturado no primeiro estágio do sistema francês a fim de promover a nitrificação e desnitrificação simultânea em um único estágio, eliminando assim o segundo estágio e, conseqüentemente diminuindo a área.

Com relação à transformação do nitrogênio em WV-SF, este tende a sofrer maiores variações pois depende restritamente das condições operacionais e de projeto tais como características do esgoto afluyente, tipo de material filtrante, regimes de batelada, além de fatores climáticos (MILLOT *et al.*, 2016). Além disso, a nitrificação é o primeiro processo afetado pela depleção de oxigênio sendo um indicador relevante para determinar condições favoráveis e que evitem as disfunções de desempenho (SILVEIRA *et al.*, 2020). Portanto, o desenvolvimento de projetos que promovam melhores condições para o sistema irá influenciar diretamente na remoção dos poluentes, como o nitrogênio, por exemplo.

Embora o sistema francês seja bem consolidado, ainda existe um grande campo de investigação no que se refere às melhores adaptações desses sistemas em condições climáticas específicas, materiais filtrantes alternativos e demais aspectos sociais de aceitação da comunidade local (KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009; PAING *et al.*, 2015; ZUMALACARREGUI, 2018). Pesquisas desenvolvidas na avaliação de WV-SF submetidos às condições de clima tropical, tem demonstrado resultados satisfatórios com apenas o primeiro estágio, atendendo padrões de lançamento para diferentes localidades (CASELLES-OSORIO *et al.*, 2011; KANTAWANICHKUL; KLADPRASERT; BRIX, 2009; LOMBARD-LATUNE *et al.*, 2017; LOMBARD-LATUNE *et al.*, 2018; SILVEIRA *et al.*, 2015; ZUMALACARREGUI, 2018). No Brasil, pesquisas têm sido realizadas, a fim de reduzir o requisito de área, utilizando apenas dois módulos do primeiro estágio, o que possibilitaria uma redução em 60% da área do sistema convencional com dois estágios. As condições operacionais e a qualidade do efluentes tratado têm demonstrado que esta tecnologia pode ser uma solução atrativa para pequenas comunidades no país (COTA, 2011; LANA *et al.*, 2013; MORAES *et al.*, 2019; ZUMALACARREGUI, 2018).

Millot *et al.* (2016) avaliaram os efeitos na remoção de poluentes (SST, DQO e amônio), pela redução da área superficial e da profundidade do leito filtrante do primeiro estágio do sistema francês. A redução de $0,4 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ para $0,25 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$, em cada módulo do primeiro estágio, não implicou em redução de eficiência para SST. Já para DQO e amônio, houve uma diminuição da eficiência de 59% para 44% e 62% para 44% para DQO e amônio respectivamente. Ainda no mesmo estudo, mantendo-se a área superficial de cada módulo em $0,4 \text{ m}^2.\text{pessoa}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ e aumentando-se a profundidade do leito de 40 cm para 100 cm, as eficiências aumentaram de 62 para 81% e de 59 para 66% para DQO e amônio respectivamente.

Yadav, Chazarenc e Mutnuri (2018) monitoraram a eficiência de um sistema piloto de WV-SF sob condições de clima tropical. Foram aplicadas duas diferentes taxas hidráulica, sendo de 0,150 m.dia⁻¹ e 0,225 m.dia⁻¹. As eficiências reportadas foram respectivamente de 64-61% para DQO, 65-62% para DBO e 15-35% para NTK. Para as condições do sistema francês clássico, o carregamento orgânico em termos de DQO do respectivo experimento, representou uma área superficial, em termos de equivalente populacional, de 0,79 m⁻².pessoa⁻¹, o que representa uma maior atratividade em termos de custo.

Ainda com relação à otimização de área em sistemas WV-SF é importante destacar os estudos que utilizaram fundo saturado, no primeiro estágio, objetivando processos nitrificação e desnitrificação num mesmo módulo (DONG; SUN, 2007; PRIGENT *et al.*, 2013a; SILVEIRA *et al.*, 2015).

2.1.3 Hidrodinâmica em *Wetlands* Construídos

Diferentemente de sistemas convencionais de tratamento de esgotos, com a utilização de tecnologias mais sofisticadas, os WCs são sistemas menos compreendidos, devido aos processos naturais envolvidos, formando um complexo ecossistema dinâmico que variam com o tempo e com a localização.

O tempo de percolação e o grau de mistura do poluente são fatores intrínsecos na eficiência de remoção. Um diferente tempo de percolação em um WC, por exemplo, significa um diferente tempo de interação entre os poluentes e o material filtrante e a biomassa (WERNER; KADLEC, 1996). O tempo de contato teórico dos esgotos no interior dos *wetlands* geralmente diverge do tempo de contato real, devido à presença de curtos circuitos ou zonas mortas, influenciando na eficiência do tratamento (HEADLEY; KADLEC, 2007).

A cinética de reação de um tratamento biológico e as condições de escoamento no interior de um reator são fatores essenciais para otimizar a eficiência de um sistema de tratamento de águas residuárias. Os modelos ideais de escoamento se diferem em escoamento de mistura completa e escoamento pistonado. Os regimes de escoamento que se encontram entre esses extremos ideais são chamados de não ideais.

O método prático mais utilizado para identificar o perfil hidrodinâmico em um WC, é através do uso de traçadores. A partir desses testes é possível identificar o grau de aproximação entre a mistura completa e o escoamento pistonado, a distribuição dos tempos de

detenção hidráulico, grau de dispersão e outras variáveis hidrodinâmicas (KADLEC; WALLACE, 2009).

O traçador deve apresentar algumas características que garantam certa eficácia nos dados obtidos que devem ser: não tóxicos, não reativos (inertes e conservativos), pouco sortivo, possível de ser aplicado em curto período, apresentar densidade semelhante à do fluido em escoamento e ser facilmente detectável mesmo em baixas concentrações (DIERBERG; DEBUSK, 2005; METCALF; EDDY, 2003).

Os traçadores mais comuns utilizados em reatores são os fluorescentes, radioativos e salinos. Em sistemas WCs tem-se utilizado uma variedade de tipos de traçadores buscando atender às especificidades e limitações de cada caso. Entre esses estão: cloreto de sódio, lítio, brometos, fluoresceína sódica, trítio, tecnécio (Tc-99), bromo radioativo (Br-82) e rodamina WT e B (BODIN *et al.*, 2013; BORGES *et al.*, 2009; HOLLAND *et al.*, 2004; KEEFE *et al.*, 2004; LIN; JING; LEE, 2003; MATOS *et al.*, 2015; VON SPERLING; DE PAOLI, 2013).

Traçadores fluorescentes são facilmente detectáveis, apresentam baixa tendência a sorção e não apresentam riscos de toxicidade (BEHRENS, 1986; KLONIS, SAWYER, 1996). Algumas desvantagens desses tipos de traçadores são sua instabilidade fotoquímica, potencial desvantagem para os *wetlands* que apresentam escoamento superficial, sensibilidade às variações de pH e certa instabilidade quando sujeitos a altas temperaturas (SEEGER *et al.*, 2013; SMITH; PRETORIUS, 2002).

Apesar dos traçadores radioativos apresentarem desempenhos mais próximos do ideal, por serem substâncias radioativas requerem cuidados especiais devido ao seu alto risco de contaminação do ambiente (SCHMID; HENGL; STEPHAN, 2004; SILVA *et al.*, 2009).

Já os traçadores salinos têm sido os mais utilizados nas avaliações hidrodinâmicas em WCs devido, principalmente, ao baixo custo, fácil aquisição e fácil detecção, mesmo em baixas concentrações (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011). Os sais em geral apresentam possíveis problemas com sorção ao material orgânico ou ao material suporte, sorção pelas plantas (BRAGATO; BRIX; MALAGOLI, 2006) e necessidade de aplicação em altas quantidades devido a altas concentrações do background do esgoto em fluxo. Considerando que a concentração do sal deve ser de 10 a 20 vezes o valor do background, geralmente se faz necessária aplicar uma grande quantidade de sódio devido as altas concentrações desse componente presente no esgoto.

2.1.3.1 Tempo de Detenção Hidráulico

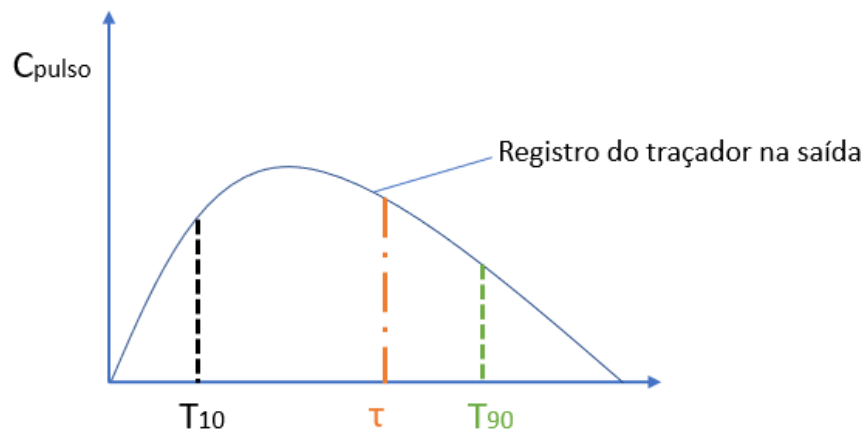
Nos sistemas WCs o tempo de detenção hidráulico (TDH) pode sofrer variações ao longo do tempo por diversas condições. Essas variações ocorrem principalmente devido às mudanças na condutividade hidráulica do material filtrante, desenvolvimento das raízes das macrófitas, fatores climáticos e acúmulo de sólidos (HEADLEY; KADLEC, 2007; KADLEC; WALLACE, 2009).

Nos WCFV a infiltração da água está sujeita às forças da gravidade e pela capilaridade. Dessa forma a condutividade hidráulica vai depender das características do leito filtrante (distribuição dos grãos, porosidade, matéria orgânica, características estruturais e teor de umidade) (LANGERGRABER *et al.*, 2020; MOLLE *et al.*, 2006).

Outra questão importante que ocorre nos WCFV é com relação ao volume aplicado na batelada. Para grandes volumes aplicados (faz-se necessário um maior intervalo de tempo entre as bateladas), favorecendo a capacidade de arraste de oxigênio para o meio filtrante. Em contrapartida o tempo de percolação diminui. Já para pequenos volumes aplicados (menores intervalos entre as bateladas), a transferência de oxigênio para o interior do leito filtrante diminui, porém, o tempo de contato aumenta (BOLLER *et al.*, 1993). Para cada sistema é importante identificar a carga hidráulica ideal a fim de que a transferência de oxigênio para o leito e o tempo de contato possam garantir boas eficiências de remoção de poluentes.

Para conhecer o comportamento hidrodinâmico de um reator deve-se saber quanto tempo cada substância permanece dentro do sistema através da curva de distribuição do tempo de detenção (DTD) ou $E(t)$. A forma experimental para criar a curva DTD é a de estímulo/resposta, onde é injetado uma substância traçadora (geralmente em forma de pulso) de concentração conhecida na entrada do sistema (estímulo), medindo-se sua concentração na saída (resposta) e os tempos gastos para que o elemento traçador seja liberado para fora do sistema. Pode-se observar na Figura 4 a curva característica de um pulso de um elemento traçador medido na saída do sistema ao longo do tempo.

Figura 4 – Curva característica da carga do traçador na saída do sistema (Cpulso)



Fonte: Adaptado pelo autor de Levenspiel (2000).

A área sob a curva DTD (Figura 4) é dada pela equação 5. O intervalo entre as amostragens é Δt_i e a carga instantânea do traçador num determinado intervalo de tempo é $C_i \cdot Q_i$.

$$A = \int_0^{\infty} C(t) \cdot Q(t) dt = \text{Massa} = \sum C_i \cdot Q_i \cdot \Delta t_i \quad (5)$$

Em que:

A = Área sob a curva = Massa (mg);

Δt_i = Intervalo de tempo entre as coletas (min);

$C_i \cdot Q_i$ = Carga do traçador em determinado instante ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-1}$);

$C(t)$ = Concentração do traçador no tempo (t);

$Q(t)$ = Vazão do esgoto no tempo (t).

Geralmente, resultados de testes com traçadores são considerados aceitáveis quando pelo menos 80% da massa do traçador é recuperada na saída do reator (HEADLEY; KADLEC, 2007). Essa relação percentual é calculada dividindo-se a massa recuperada (M_0) pela massa aplicada (M) demonstrada na equação (6).

$$\% \text{ recuperado} = \frac{M_0}{M} \times 100 = \left[\frac{\int_0^{\infty} Q(t)C(t)dt}{M} \right] \times 100 \quad (6)$$

Em que:

$C(t)$ = concentração do traçador na saída no tempo t (g.L^{-1});

Q = vazão de saída no tempo t (L. dia^{-1});

M = massa aplicada (g).

A média da curva C pulso fornece o tempo de detenção médio do traçador dentro do sistema (τ). Esse valor costuma-se chamar de tempo de detenção médio real. O cálculo deste valor está representado na equação (7).

$$\bar{t} = \tau = \frac{\sum_i t_i C_i Q_i \Delta t_i}{\sum_i C_i Q_i \Delta t_i} \quad (7)$$

A partir da curva DTD é possível encontrar termos importante na avaliação do desempenho hidráulico do sistema de tratamento de efluentes, quais sejam (METCALF; EDDY, 2003):

TDH: tempo de detenção hidráulica nominal;

T_i : Tempo no qual o traçador começa a aparecer;

T_p : tempo no qual o pico da concentração do traçador é registrado;

τ : tempo médio de detenção hidráulica, obtido pelo teste de traçador;

T_{10} : tempo no qual 10% do traçador passou pelo sistema;

T_{90} : tempo no qual 90% do traçador passou pelo sistema.

Nos WCFV os valores dos índices estarão sujeitos basicamente às condições de alimentação e às características físicas do filtro. Com relação à eficiência volumétrica, vários fatores são responsáveis para que o volume útil calculado de um WCFV seja diferente do volume real medido experimentalmente.

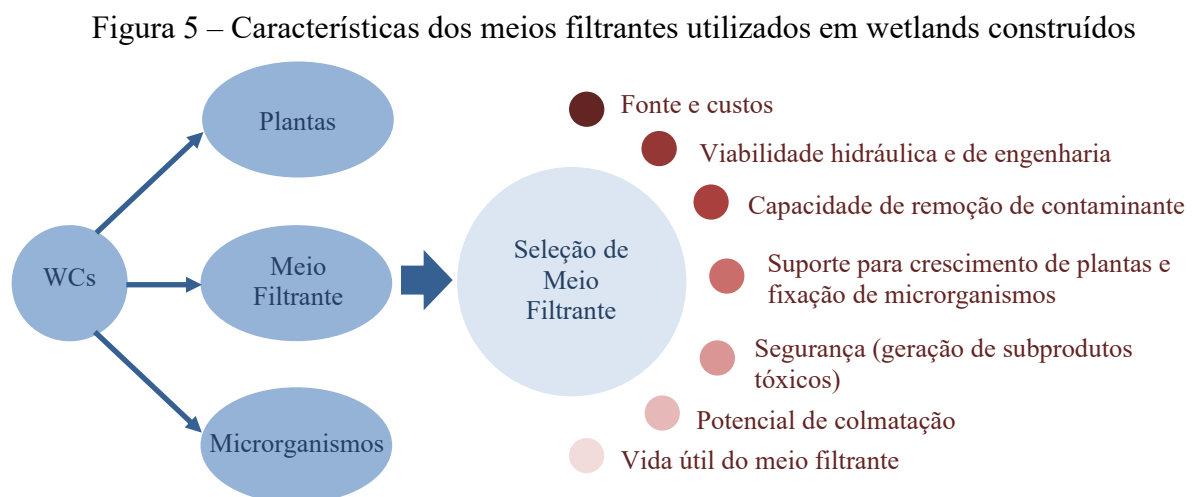
As condições físicas do meio filtrante de um WC que podem influenciar na variação do TDH ao longo do tempo são diversas, podendo-se destacar a presença de zonas mortas; preenchimento de caule, raízes e resíduos das plantas; água intersticial e poros não conectados e poros sem saída (COTA, 2011; KADLEC; WALLACE, 2008).

O escoamento em WCFV ocorre de forma insaturada o que torna um tanto complexa a determinação das condições hidráulicas. Nesse caso, o perfil hidráulico e o conteúdo de água

no meio são função da lâmina de água formada durante a batelada na superfície do filtro (KADLEC; WALLACE, 2008). No caso dos WV-SF essa característica se torna mais evidente, uma vez que o acúmulo de água na superfície do filtro depende sobremaneira da espessura da camada de lodo formada na superfície e do grau de mineralização do mesmo. Vários trabalhos têm sido conduzidos a fim de avaliar as condições hidráulicas em WV-SF em função da taxa hidráulica aplicada e em diferentes condições de mineralização do lodo superficial, medidos ao longo dos dias de alimentação (COTA; VON SPERLING; PENIDO, 2011; MOLLE *et al.*, 2006; MORAES *et al.*, 2019; ZUMALACARREGUI, 2018).

2.1.4 Influência do meio filtrante no desempenho do tratamento de sistemas *wetlands* construídos

Os meios filtrantes utilizados em sistemas WCs desempenham importantes mecanismos de remoção de poluentes dependendo das suas funções físicas (tamanho das partículas, porosidade, condutividade hidráulica e elétrica, área superficial específica), químicas (carga elétrica superficial, toxicidade e estabilidade química) e biológicas (doadores e aceptores de elétrons) (YANG *et al.*, 2018), além da capacidade suporte para desenvolvimento das macrófitas e conseqüentemente do biofilme. Na Figura 5 são destacados alguns aspectos importantes a serem levados em consideração na escolha do meio filtrante a ser utilizado em sistemas WCs.



Fonte: Adaptado pelo autor de Wang *et al.* (2020).

A utilização de meios filtrantes alternativos ao pedrisco e a areia em sistemas WCs pode oferecer importantes benefícios, principalmente na remoção de poluentes específicos, e na redução de custos, quando do uso de um resíduo industrial, por exemplo.

É importante certificar que o meio filtrante alternativo, para ser utilizado em sistemas WCs seja estável (resistentes aos ataques físico-químicos presentes no afluente) e que não apresentem substâncias tóxicas, por exemplo metais tóxicos, que possam ser liberados e apresentar riscos ao ambiente quando da sua disposição (DORDIO; CARVALHO, 2013). Os meios filtrantes utilizados em WCs, geralmente são classificados como material natural, subproduto industrial e produtos feitos artificialmente (TSIHRINTZIS, 2017).

Wang *et al.* (2020) publicaram um extenso trabalho de revisão classificando os principais materiais filtrantes utilizados em WCs. De acordo com o estudo, os materiais provenientes de fontes naturais e os resíduos de agricultura apresentaram os melhores escores de desempenhos, que levam em consideração os custos, disponibilidade, permeabilidade, reuso, segurança e capacidade de remoção de poluentes. Pode-se observar no Apêndice A o desempenho geral de 21 tipos diferentes de materiais filtrantes utilizados em WCs desenvolvido no trabalho de revisão de Wang *et al.* (2020).

Diferentes materiais filtrantes de origem natural e resíduos industriais e agrícolas, tem sido estudo para utilização em sistemas WCs, buscando a remoção/adsorção de fósforo, especificamente (BALLANTINE; TANNER, 2010; VOHLA *et al.*, 2011). Vohla *et al.* (2011) destacam que os materiais ricos em Ca e/ou CaO tem apresentado as melhores eficiências de remoção de fósforo devido ao processo de precipitação, principalmente. Quando da utilização de areia como meio suporte em WCs a remoção de fósforo depende das características físicas e químicas desse agregado. O teor de cálcio apresenta uma importante função no processo de precipitação de fósforo, principalmente quando o ambiente se encontra mais alcalino, como é o caso, geralmente, de esgotos domésticos (ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001). Os autores ainda destacam que o tempo de saturação e a possibilidade de utilizar o material saturado como meio filtrante agrícola são fatores preponderantes na escolha do material a ser utilizado nos WCs.

Yang *et al.* (2018) conduziram ampla revisão de meios filtrantes utilizados em sistema WCs, apresentando diferentes características específicas na remoção de poluentes, como meios filtrantes de troca iônica (remoção de amônio, ex.: biocarvão), meios filtrantes de sorção de fósforo (ricos em Ca/Fe/Al, ex.: lama vermelha) e meios filtrantes eficientes como

doadores de elétrons (para desenvolvimento da desnitrificação ex.: palha de arroz). Os autores ainda enfatizam que carecem de estudos que avaliam a longevidade desses materiais em termos de colmatação. Yang *et al.* (2018) fazem uma compilação de diversos meios filtrantes utilizados em WCs, destacando vários aspectos para cada um deles, conforme ilustrado no Quadro 3.

Entre as variedades de meios filtrantes que apresentam potenciais benefícios na utilização em sistemas WCs, destaca-se o biocarvão, que foi utilizado nesta pesquisa. Uma maior discussão sobre esse material será abordada na sequência.

Quadro 3 – Principais vantagens e desvantagens de uso de diferentes meios filtrantes em sistemas WC

(continua)

Meio Filtrante	Origem	Vantagens	Desvantagens	Observações	Referências
Antracito	Variação compacta de carvão.	Alta eficiência de remoção de P a longo prazo; a remoção de nitrogênio pode ser aprimorada revestindo o antracito com hidróxidos duplos em camadas de MgFe.	A mineração do antracito proporciona impactos ambientais.	Pesquisas realizadas somente em WCFV em bancada; A viabilidade financeira assim como a regeneração e reutilização do material ainda não foram investigadas.	Zhang <i>et al.</i> (2015), Zhou <i>et al.</i> (2018)
Lodo de alumínio	Resíduo proveniente do coagulante salino utilizado no tratamento de água.	Reutilização de um resíduo; Abundância; Alta capacidade de adsorção de fósforo.	Alto custo com transporte; Potencial lixiviação de metais tóxicos; Não tem eficiência na remoção de nitrogênio.	Estudos em escala piloto e de laboratório foram conduzidas para remoção de matéria orgânica e fósforo.	Hu <i>et al.</i> (2012), Liu <i>et al.</i> (2016), Babatunde e Zhao (2007) e Zhao (2013)
Apatita	Mineral rico em Ca (Ca ₅ (PO ₄) ₃ OH, F, Cl)	Remoção de fósforo prolongada com alta concentração no material.	Alto custo relacionado a alta qualidade da apatita.	Estudos tem sido realizados em escala real e escala piloto em WCFH para remoção de fósforo.	Haroiya <i>et al.</i> (2011) e Molle (2011)
Biocarvão	Material produzido a partir da pirólise de biomassa de resíduos agrícolas.	Econômico pela reutilização de um resíduo de biomassa, minimizando os impactos de sua disposição final exaustiva; Alta porosidade (55%), grande área superficial (123-147m ² /g); Boa capacidade de remoção de matéria orgânica e nutrientes; Imobilização de metais; Redução na emissão de N ₂ O.	Alto requisito de energia no processo da pirólise; Baixa resistência mecânica; As características do biocarvão variam bastante dependendo da fonte de produção.	Estudos somente em escala de laboratório. São necessários escalas piloto e real.	Kizito <i>et al.</i> (2017), Zhang <i>et al.</i> (2012) e Zhou <i>et al.</i> (2018)
Bauxita	Rocha natural rica em alumínio e óxidos de ferro.	Boa capacidade de ligação com o fósforo; Efetivo adsorvente de metais tóxicos.	Alta alcalinidade do efluente tratado.		Cherukumilli <i>et al.</i> (2017), Hua <i>et al.</i> (2015), Stefanakis e Tsihrintzis (2012)

Quadro 4 – Principais vantagens e desvantagens de uso de diferentes meios filtrantes em sistemas WC

(continua)

Meio Filtrante	Origem	Vantagens	Desvantagens	Observações	Referências
Calcita	Carbonato mineral.	Boa capacidade de adsorção de amônio e fósforo.	Baixa eficiência na remoção de nitrato.	Testes conduzidos somente em escala de laboratório.	Seo <i>et al.</i> (2008)
Ceramsita	Preparado de sedimentos superficiais/lodo de esgoto desidratado/ areia/carvão após desidratado e aquecido.	Reutilização de um resíduo; Resistência mecânica, segurança e boa estrutura de micro poros; Promove boa eficiência na remoção de nitrogênio e fósforo.	O processo de preparação deve ser otimizado.		Cao <i>et al.</i> (2016), Cheng <i>et al.</i> (2018), Wu <i>et al.</i> (2016)
Resíduos da construção	Mistura de materiais inertes da construção civil triturado.	Bom suporte para crescimento de plantas e microrganismo; Efetivo na remoção de fósforo.	O conteúdo é muito variável.	São necessários mais estudos em escala piloto e real; A eficiência de remoção de nitrogênio precisa ser investigada.	Shi <i>et al.</i> (2017)
Resíduo de pneus	Resíduos proveniente da indústria automotiva.	Barato e abundante; Reutilização de um resíduo; Boa capacidade de retenção de nitrato e fósforo.	Potencial toxicidade para plantas aquáticas.	Somente 3 anos de teste em escala real tratando resíduos de padaria; Os estudos foram conduzidos apenas em sistemas WCH; Mais estudos são necessários para refinar e desenvolver sistemas otimizados para tratar esgoto “ <i>onsite</i> ”.	Chyan <i>et al.</i> (2013), García-Pérez <i>et al.</i> (2015), reddy <i>et al.</i> (2017)
Filtralita			Alta energia demandada no processo de manufatura; Alto valor de pH no efluente.		Albuquerque <i>et al.</i> (2009), Calheiros <i>et al.</i> (2008)

Quadro 5 – Principais vantagens e desvantagens de uso de diferentes meios filtrantes em sistemas WC
(continua)

Meio Filtrante	Origem	Vantagens	Desvantagens	Observações	Referências
Concha de ostra	Subproduto da maricultura.	Excelente capacidade de remoção de fósforo; Promove propagação da planta e eficiente na remoção de matéria orgânica; Proporciona rápido desenvolvimento de biofilme; Uso benéfico de um resíduo.			Park e Polprasert (2008)
Turfa	Material complexo com lignina, celulose e ácidos húmicos como maiores constituintes.	Material abundante; Boa capacidade de remoção de fósforo.		Diferentes tipos de meios filtrantes de turfa necessitam ser estudados.	Gupta <i>et al.</i> (2009), Xiong e Mahmood (2010)
Plástico de polietileno		Alta porosidade; Diminui chances de colmatção e o requisito de área.			Tatoulis <i>et al.</i> (2017)
Mistura de PHBV e PLA	Polímero biodegradável produzido por microrganismos.	Como fonte de carbono e biofilme potencializa a remoção de nitrogênio.			Yang <i>et al.</i> (2018)
Lama vermelha ativada	Resíduo de subproduto durante a lixiviação alcalina na bauixita no processo da Bayer, o qual pode ser ativado por ácidos ou tratamento térmico.	Barato e abundante; Reuso de resíduo; Promove a remoção de fósforo, evitando a eutrofização; Possibilidade de remoção de elementos traços como o arsênio.	Alta alcalinidade.	Estudos realizados somente em escala laboratorial.	Li <i>et al.</i> (2006), Prajapati <i>et al.</i> (2016)

Quadro 6 – Principais vantagens e desvantagens de uso de diferentes meios filtrantes em sistemas WC
(conclusão)

Meio Filtrante	Origem	Vantagens	Desvantagens	Observações	Referências
Cobertura de madeira	Subproduto da indústria madeireira.	Abundante; reutilização de um resíduo; Fonte de carbono para as bactérias heterotróficas; Boa eficiência em termos de remoção de nitrogênio e compostos orgânicos biodegradáveis.		Estudos conduzidos somente em escala laboratorial.	Saeed e Sun (2011)
Palha de arroz	Resíduo da agricultura constituído de celulose e lignina.	Baixo custo; Fonte de carbono para remoção de nitrogênio; Não gera subprodutos tóxicos.	Sua disponibilidade é somente no período da safra.	A capacidade de remoção de fósforo não foi testada.	Cao <i>et al.</i> (2016)
Escória de alto forno	Resíduo da indústria siderúrgica.	Barato; abundante e reutilização de um resíduo; Alta capacidade de sorção de fósforo.	As propriedades físico-químicas variam conforme o meio de produção; O alto valor de pH efluente pode afetar os microrganismos	Pesquisa em campo realizada em WCFV,	Blanco <i>et al.</i> (2016), Gupta <i>et al.</i> (2009), Park <i>et al.</i> (2016), Park <i>et al.</i> (2017), Proctor <i>et al.</i> (2000), Yuksel (2016)
Zeólita	Alumínio-silicado de ocorrência natural com uma estrutura tridimensional contendo alumínio e sílica.	Alta capacidade de troca de cátions (amônio e metais tóxicos); Elevada área superficial (8,81 – 60 m ² /g); Alta porosidade (25-52 %); Possibilita excelente condição de crescimento de microrganismos nos WCs; Alta eficiência em termos de remoção de compostos nitrogenados e matéria orgânica biodegradável em comparação com o pedrisco.	A mineração de zeólita gera impactos ambientais.	Foram realizadas pesquisas em escala piloto. Sistemas em escala real se fazem necessários.	Babel e Kurniawan (2003), Saed e Sun (2011) Shavandi <i>et al.</i> (2012) Stefanakis <i>et al.</i> (2009), Wang <i>et al.</i> (2013), Yacuk e Ugurlu (2009)

Fonte: Traduzido pelo autor de Yang *et al.* (2018, p. 10).

2.2 BIOCARVÃO

O biocarvão (*biochar*, BC) é um material poroso rico em carbono produzido através de tratamento termoquímico (pirólise ou carbonização) de biomassa orgânica em ambientes com ausência ou limitada concentração de oxigênio (CROMBIE *et al.*, 2013).

O biocarvão traz diversos benefícios ambientais e agrícolas, quando utilizado no solo, entre eles: disponibilidade de nutriente, atividade microbiológica, matéria orgânica no solo, retenção de umidade, diminuição na emissão de gases de efeito estufa e retenção de nutrientes (WOOLF *et al.*, 2010).

A utilização do biocarvão tem um forte contexto global, pois está fortemente posicionado no contexto de mudanças climáticas (redução de carbono) associada à utilização de energia renovável (pirólise de biomassa), além de melhorias da qualidade ambiental (controle de poluição difusa) e gestão de resíduos orgânicos (estabilização e uso), através da gestão de nutrientes do solo (SOHI *et al.*, 2010).

A capacidade de sorção de contaminantes orgânicos e inorgânicos pelo biocarvão depende basicamente da matéria prima utilizada e da temperatura no qual a biomassa foi submetida no processo de pirólise. Biocarvão produzidos a uma temperatura superior a 400°C são mais efetivos na sorção de matéria orgânica devido à grande área superficial formada e pelo desenvolvimento de micro poros (UCHIMIYA *et al.*, 2010).

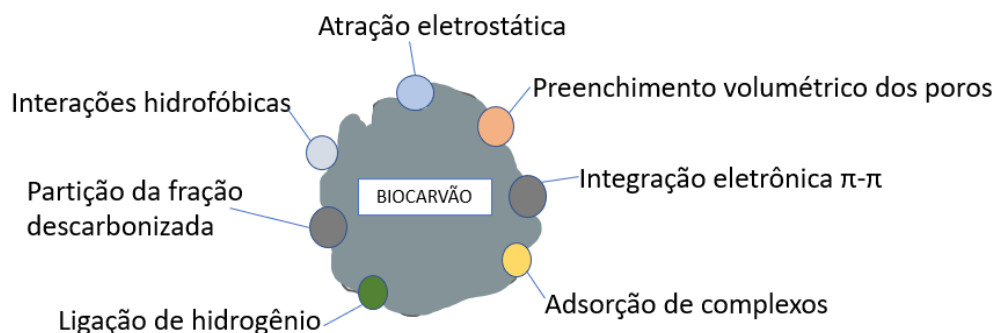
2.2.1 Remoção de poluentes orgânicos

A utilização do biocarvão como material adsorvente para remediação de contaminantes orgânicos tem sido uma alternativa muito promissora devido à alta eficiência de remoção e baixo custo de produção, comparado com o carvão ativado (AHMAD *et al.*, 2014).

Os mecanismos de adsorção para remoção de matéria orgânica dependem basicamente das propriedades do poluente e da superfície química do biocarvão, que variam basicamente em função da matéria prima utilizada e das condições de temperatura no processo de pirólise. Geralmente quando o material é submetido a altas temperaturas durante a pirólise há um aumento das estruturas aromáticas e carbonizadas além da área superficial do biocarvão, o que facilita a retenção de poluentes orgânicos hidrofóbicos (ROSALES *et al.*, 2017). Dessa forma, poluentes orgânicos podem ser adsorvidos na superfície do biocarvão através de grupos funcionais hidrofóbicos, como o grupo metil, por exemplo (REGUYAL; SARMAH;

GAO, 2017). Os principais mecanismos atuantes de adsorção de poluentes orgânicos no biocarvão estão representados na Figura 6.

Figura 6 – Elementos atuantes na remoção de matéria orgânica no biocarvão



Fonte: Elaborado pelo autor com base em Dai *et al.* (2019).

Resultados de diferentes estudos sugerem que há um aumento da capacidade de adsorção de contaminantes orgânicos no biocarvão pelo aumento de oxigênio contendo grupos funcionais, particularmente devido as interações π - π de doador /aceptor de elétrons (TAN *et al.*, 2015). Qiu *et al.* (2009) estudaram o mecanismo de adsorção de biocarvão a base de palha na remoção de corante. O estudo indicou que os mecanismos de adsorção atuantes envolveram interações π - π entre as moléculas de corante e a camada de grafeno do biocarvão, a atração eletrostática e a ligação de hidrogênio intermolecular. O biocarvão com baixa oxidação superficial geralmente são mais hidrofóbicos. Esse tipo de biocarvão reagem com compostos orgânicos hidrofóbicos através de interações hidrofóbicas (CHEN *et al.*, 2011).

2.2.2 Remoção de contaminantes inorgânicos

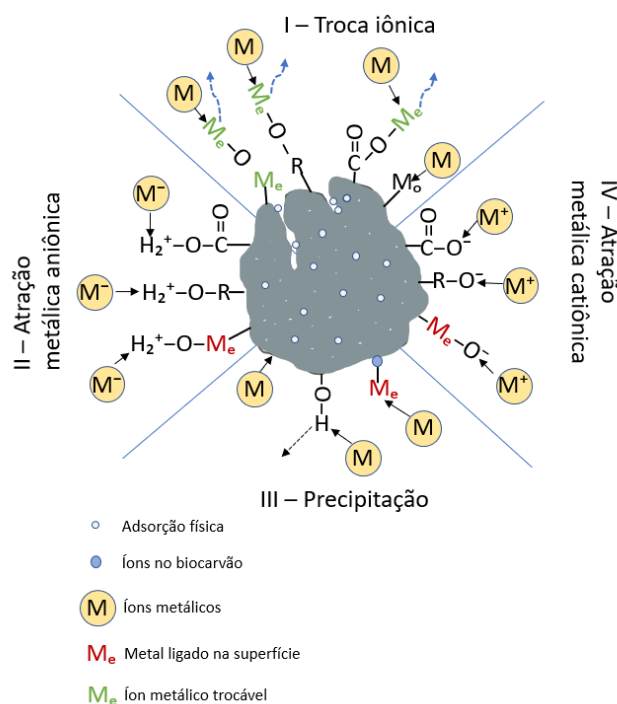
Os componentes inorgânicos que apresentam as maiores concentrações e riscos de contaminação de efluentes domésticos e dejetos de origem animal são o nitrogênio e o fósforo. Tang *et al.* (2019) avaliaram a capacidade de adsorção do íon amônio no biocarvão produzido em diferentes temperaturas de pirólise. O estudo indicou que o mecanismo predominante de adsorção do íon amônio ocorreu em monocamadas em sítios de ligação homogêneos próximos a superfície. As interações eletrostáticas e força de Van Der Waals são mecanismos importantes no processo de adsorção de íons pelo biocarvão. Cui *et al.* (2016) mostraram que a polaridade e as propriedades hidrofílicas da superfície do biocarvão foram bastante benéficas para adsorção do amônio, formando complexos na superfície do material com grupos funcionais carboxila e carbonila. Esses resultados confirmam o importante papel

dos grupos funcionais contendo oxigênio no processo de adsorção do íon amônio. Outros aspectos que atuam na capacidade de adsorção do íon amônio pelo biocarvão são: concentração do amônio na solução aquosa, pH, tamanho dos grãos, tempo de contato e temperatura (KIZITO *et al.*, 2015).

Com relação a remoção do íon fosfato, os processos de adsorção no biocarvão geralmente são mais limitados do que os íons amônio, devido a predominância de elementos carregados negativamente na superfície do biocarvão. Zhang *et al.* (2019) identificaram mecanismos predominantes de adsorção de fosfato pelo biocarvão através de complexação de superfície entre o fosfato e as superfícies ativas e pela atração eletrostática do fosfato pelos grupos hidroxila protonados.

A remoção de poluentes inorgânicos metálicos através do mecanismo de sorção em BC tem sido investigado por vários pesquisadores, demonstrando-se uma alternativa promissora para remoção desse tipo de contaminantes que apresentam baixa biodegradabilidade (WANG *et al.*, 2019). Pode-se observar na Figura 7 os principais mecanismos de retenção/sorção de poluentes metálicos em biocarvões.

Figura 7 – Processos atuantes na remoção de metais pelo biocarvão



Fonte: Adaptado pelo autor de Ahmad *et al.* (2014).

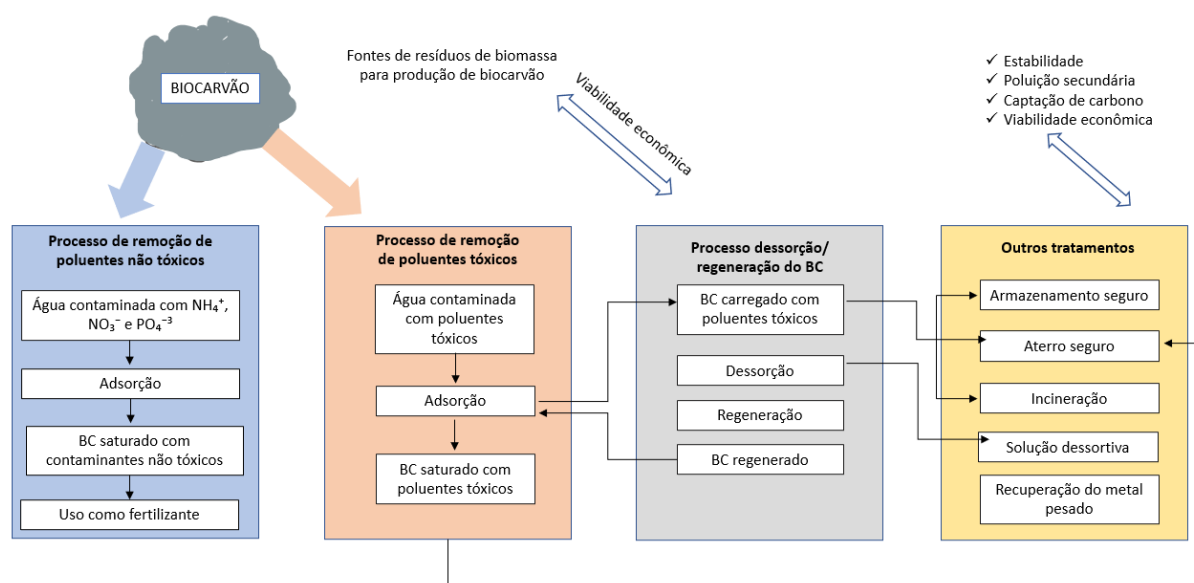
2.2.3 Manejo e reuso do biocarvão saturado

A remoção de poluentes pelo biocarvão em efluentes contaminados, transfere substâncias tóxicas da fração líquida para a fração sólida, através de vários mecanismos destacados anteriormente. A gestão do meio filtrante de biocarvão saturado, abre um campo de possibilidades para sua disposição, podendo ser utilizado como insumo agrícola, dependendo das características e concentrações dos poluentes adsorvidos.

Em algumas situações, no qual o BC foi submetido ao tratamento de efluentes com substâncias tóxicas, o processo de dessorção/regeneração pode ser uma opção, apesar de muitas vezes não ser uma opção atrativa economicamente. Além do mais o BC regenerado tem ciclos de uso limitados, perdendo a capacidade de adsorção a cada processo de regeneração (PARSHETTI; CHOWDHURY; BALASUBRAMANIAN, 2014; TAN *et al.*, 2015; ZHANG *et al.*, 2013a).

Um diagrama esquemático dos processos de dessorção/regeneração do biocarvão saturado, e outros processos de tratamento são apresentados na Figura 8.

Figura 8 – Esquema de manejo do biocarvão saturado



Fonte: Adaptado pelo autor de TAN *et al.* (2015).

A utilização de biocarvão saturado de amônio, nitrato e fosfato pode apresentar uma opção atraente como insumo agrícola, agregando valor no processo. A utilização de biocarvão enriquecido com fosfato, foi utilizado como fertilizante de liberação lenta no trabalho de Zhang *et al.* (2013a), apresentando resultados positivos no condicionamento e fertilização do solo. As principais características que conferem ao biocarvão uma opção atraente como

insumo agrícola são: grande área superficial, estrutura porosa, alta concentração de nutrientes, capacidade de troca de cátions e poder alcalinizante (DING *et al.*, 2016). Ademais devido à grande área superficial e sua estrutura porosa, o biocarvão possibilita um aumento da abundância e diversidade de microrganismos no solo (TIKHONOV *et al.*, 2010).

2.2.4 Biocarvão como material filtrante em sistemas wetlands construídos de fluxo vertical

Estudos que utilizaram o biocarvão como material filtrante em sistemas wetlands construídos relataram a possibilidade de um aumento na taxa de remoção de vários tipos de poluentes da água, além de possibilitarem benefícios econômicos e ambientais (WANG; XU; SHENG, 2020).

Devido as suas particularidades tais como, grande área superficial e volume de micro poros, capacidade de reter nutrientes e fornecimento de carbono, o biocarvão vem ganhando destaque nos últimos anos com resultados satisfatórios no processo de adsorção de poluentes específicos em WCFVs em diferentes configurações (BOLTON *et al.*, 2019; DE ROZARI; GREENWAY; EL HANANDEH, 2016; KIZITO *et al.*, 2017; LI *et al.*, 2019a; SAEED *et al.*, 2019; SUDARSAN; SRIHARI, 2019; ZHOU *et al.*, 2019a, 2019b; YUAN *et al.*, 2020).

Além dos benefícios no processo de remoção de poluentes, estudos apontam a capacidade do biocarvão em reduzir a emissão de gases de efeito estufa principalmente do N₂O (KUPPUSAMY *et al.*, 2016; LIU *et al.*, 2020; SUN *et al.*, 2018; ZHOU *et al.*, 2018).

Zhou *et al.* (2019b) estudaram o efeito do biocarvão misturado com areia na eficiência de remoção de poluentes em wetland construído de fluxo vertical. O experimento foi desenvolvido em escala de bancada e obteve-se altas eficiências para DQO (89-99%), N-NH₄⁺ (97-99%) e NT (46-98%). Também foi possível identificar que o módulo com biocarvão incorporado no meio filtrante, atingiu altas eficiências de remoção de nitrogênio sob baixa relação C/N no afluente.

Yuan *et al.* (2020) avaliaram a eficiência de remoção entre duas unidades wetland vertical em escala de bancada, utilizando esgoto sintético. Em uma das unidades foi utilizada apenas a zeólita como meio filtrante e na outra unidade foi misturado biocarvão com zeólita na proporção de 1:1. A unidade com a mistura obteve eficiência de remoção de DQO e amônio de 93% e 94%, respectivamente, e 81% e 86%, respectivamente, para o filtro com apenas a zeólita, demonstrando o efeito positivo do biocarvão na remoção de poluentes.

Apesar de todos os benefícios inerentes ao biocarvão em WCs, ainda existe um grande campo de investigação no que se refere aos efeitos interativos entre diferentes tipos de biocarvão e os microrganismos na remoção de poluentes, principalmente na remoção de nitrogênio (AJIBADE *et al.*, 2021; ZHU *et al.*, 2017).

3 MATERIAL E MÉTODOS




3.1 CARACTERIZAÇÃO DO LOCAL DA PESQUISA

O módulo *wetland* de escoamento vertical, do tipo francês, foi construído em escala experimental em campo e implantado junto a Estação de Tratamento de Esgotos Araucária localizado na cidade de Lages/SC (latitude 27°50'47"S; longitude 50°20'30"W, clima temperado subtropical), que trata parte do esgoto sanitário do Município.

A tecnologia de tratamento da Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) Araucária é a de lodos ativados convencional. Atualmente a ETE recebe uma contribuição média de aproximadamente 25 L.s⁻¹. A estação foi dimensionada para tratar uma vazão média de esgoto doméstico de 64 L.s⁻¹ para final de plano. Pode-se observar na Figura 9 uma vista geral da ETE Araucária com a localização da unidade experimental.

Figura 9 – Vista geral da ETE Araucária, localizada em Lages/SC, e em destaque o módulo piloto de WV-SF



- ETE Araucária 
- Pré-tratamento (peneira rotativa) 
- Piloto WV-SF 

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.2 DESCRIÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

O módulo WV-SF foi dimensionado para tratar o esgoto afluyente da ETE Araucária, após passar pelo tratamento preliminar, composto por uma peneira rotativa com espaçamento entre as barras com espessura de 6 mm. O módulo foi instalado adjacente ao tanque de aeração sob um piso de concreto armado com dimensões de 3 m x 7 m (21 m²). Pode-se observar na Figura 10 as etapas de construção do piso e abertura das valas para assentamento das tubulações.

Figura 10 – Etapas da construção civil do experimento



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O módulo *wetland* foi instalado utilizando-se de uma caixa d'água de 5.000 litros que foi adaptada para receber os materiais de enchimento e as plantas. Foi realizado um corte no perímetro superior da caixa a uma profundidade de 40 cm, restando uma altura entre a superfície do material filtrante e a superfície da caixa d'água de 50 cm (Figura 11). A camada superior do material filtrante se encontra a uma altura de 80 cm a partir do fundo da caixa. Nessa altura, a área superficial compreendida pelo material filtrante era de 3,1 m².

Figura 11 – Vista geral do módulo WV-SF



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.2.1 Instalação hidráulica

O esgoto utilizado para alimentação do módulo WV-SF foi bombeado do tanque de distribuição, localizado logo após o tratamento preliminar. Foi utilizado uma bomba centrífuga submersível de 0,75 CV de potência, que recalca o esgoto até a caixa de distribuição, na qual era aferida a vazão (Figura 12). O controle da vazão foi realizado através de 2 tubulações com regulador de nível na parte interior da caixa de distribuição, fazendo com que a vazão excedente da bomba retornasse para o tanque de aeração da ETE, a fim de manter a vazão de alimentação do módulo constante.

Figura 12 – Caixa de armazenamento e distribuição do esgoto para o módulo WV-SF



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A distribuição do esgoto ocorria através de 2 pontos de distribuição localizados em dois quadrantes opostos assentados sob a superfície do filtro (Figura 13). Considerando uma área superficial de 3,1 m² do sistema, havia um ponto de alimentação para cada 1,5 m² de área. Em cada ponto de distribuição foi instalada uma válvula gaveta de modo a manter as vazões mais semelhantes possível. Todas as tubulações desde o recalque até a distribuição foram de PVC linha predial DN 50 junta soldável (Figura 14).

Figura 13 – Distribuição do esgoto no início da operação com plantio recente



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 14 – Poço de recalque do esgoto bruto após passar pelo gradeamento

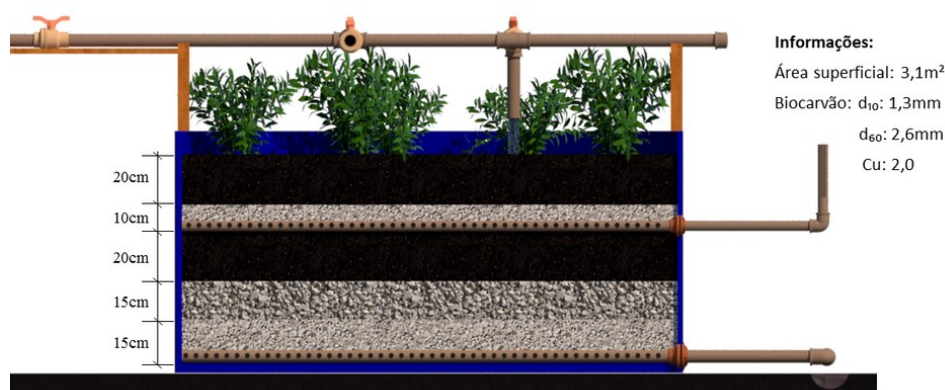


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.2.2 Materiais de enchimento do módulo WV-SF

O módulo WV-SF foi montado com uma camada de drenagem e suporte, compreendida por 15 cm de brita 2 e 15 cm de brita 1 (Figura 15). Abaixo da camada de brita 2 foi instalada uma tubulação de drenagem DN 50 com orifícios de 10 mm a cada 10 cm. Acima da camada de brita 1 foi colocada uma camada de biocarvão de 40 cm no total. Na camada intermediária do biocarvão foi inserida uma camada de 10 cm de brita 1 acima de uma tubulação de drenagem do tipo espinha de peixe DN 40 com orifícios de 10 mm a cada 10 cm, com o intuito de realizar uma coleta intermediária. As análises granulométricas do biocarvão foram realizadas de acordo com a NBR 7181:2016 para obtenção da faixa granulométrica do material. Os valores obtidos estão discriminados na Figura 15 no qual obteve-se os valores de 1,3 mm, 2,3 mm e 2,0 para d_{10} , d_{60} e CU respectivamente. Os valores de d_{10} e d_{60} representam o diâmetro dos grãos em que 10 e 60% do material, em peso, estão abaixo deste valor, respectivamente. Já o coeficiente de uniformidade é a relação entre o d_{60} e o d_{10} , que demonstra quão desuniforme é a variação dos diâmetros dos grãos de um determinado material.

Figura 15 – Corte transversal do módulo WV-SF



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Após a camada de biocarvão foi transplantado o eucalipto da espécie *Eucalyptus benthamii* a uma densidade de 5 plantas por m², totalizando 15 mudas. A escolha dessa espécie se deu principalmente pela boa adaptabilidade ao clima da região e por apresentar uma raiz pivotante, garantindo melhor estabilização da planta no leito de biocarvão. Ao longo da pesquisa não se realizou análises e monitoramento das plantas, portanto não será abordada relações destas com as eficiências e desempenhos atingidos pelo sistema.

3.3 CONDIÇÕES OPERACIONAIS

O módulo WV-SF foi dimensionado mantendo-se os princípios do sistema clássico francês recomendados por Molle *et al.* (2005). Foram realizadas algumas modificações no requisito de área e no material filtrante, que nesse caso foi utilizado o biocarvão ao invés do pedrisco. Com relação ao requisito de área, o sistema foi operado simulando apenas dois módulos do primeiro estágio do sistema clássico francês (neste estudo foi utilizado apenas um dos dois módulos que foi operado e avaliado sob um regime de alimentação de 3,5 dias seguido de 3,5 dias de repouso). Essa configuração representa uma redução de área superficial de aproximadamente 60% do sistema francês com dois estágios, compreendido por três módulos no primeiro estágio e dois no segundo estágio.

Essas alterações fundamentaram-se na diminuição de custos, já que as condições climáticas e requisitos de lançamento de efluente tratado das legislações pertinentes, possibilitam essas adaptações aqui no Brasil.

Neste estudo o sistema operou desde setembro de 2019 até outubro de 2020. O regime de alimentação se manteve constante ao longo de todo o período de monitoramento,

recebendo uma carga hidráulica de $0,4 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$. Como a simulação foi de apenas dois módulos do primeiro estágio, o sistema foi alimentado durante 3,5 dias seguido de 3,5 dias de repouso. Os pulsos de alimentação ocorreram a cada 2 horas com uma vazão instantânea de $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$, resultando num tempo de 4 minutos de alimentação em cada batelada. O sistema de alimentação foi programado através de um timer digital. O resumo das condições operacionais aplicadas está descrito na Tabela 1.

Tabela 1 – Condições operacionais da unidade WV-SF monitorada

Parâmetro	Valores
Número de unidades	1
Área superficial (m^2)	3,10
Profundidade do leito filtrante (m)	0,40
Vazão ($\text{m}^3 \cdot \text{dia}^{-1}$)	1,14
Ciclo alimentação:repouso (dias)	3,5:3,5
Número de pulsos por dia	12
Volume de cada pulso (L)	94,3
Carga hidráulica superficial ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{dia}^{-1}$)	0,4
Carga hidráulica instantânea ($\text{m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{hora}^{-1}$)	0,5

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Em termos práticos, o módulo WV-SF da forma tal como foi concebido e operado, tem condições de atender aproximadamente 9 pessoas, para uma contribuição efetiva de esgoto (condição social de médio padrão) de $130 \text{ L} \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ (ABNT, 1993). Nessas condições representaria um equivalente populacional por área de $0,65 \text{ m}^2 \cdot \text{hab}^{-1}$, considerando dois módulos operando em paralelo com $3,1 \text{ m}^2$ cada, ou seja totalizando $6,2 \text{ m}^2$. Cabe destacar que nesta condição não está levando-se em consideração as contribuições por infiltração na rede e as contribuições pluviais parasitárias no sistema coletor.

3.4 MONITORAMENTO DO MÓDULO WV-SF

O monitoramento do módulo ocorreu ao longo dos 12 meses de operação (setembro/2019 – outubro/2020). Foi realizado o monitoramento de rotina, com coleta afluente e efluente para realização de análises físico-químicas. A frequência média da coleta de rotina foi de 15 dias aproximadamente. Além do monitoramento de rotina, foi realizado o

monitoramento intensivo ocorrido em três campanhas, sendo uma no mês de junho, outra em julho e a última em agosto de 2020. Em cada campanha realizou-se a coleta afluente e efluente em cada um dos 3 dias consecutivos de alimentação. Nas campanhas de monitoramento foram realizadas análises físico-químicas e ensaios hidrodinâmicos. Os detalhes dos monitoramentos estão descritos na sequência.

3.4.1 Monitoramento de rotina do esgoto afluente e efluente

O monitoramento de rotina foi realizado ao longo dos 12 meses de operação do módulo WV-SF. Esta prática consistiu em coletar uma amostra do esgoto bruto afluente, e uma amostra do esgoto tratado efluente, após passar pelo leito filtrante. As coletas de rotina foram realizadas sempre no segundo dia de alimentação no período da manhã.

O esgoto tratado (efluente) era encaminhado para um poço de armazenamento, através de uma calha coletora de concreto, retendo todo o esgoto tratado na batelada, como pode ser observado na Figura 16. A coleta era realizada nesse poço de armazenamento em que todo o esgoto efluente se encontrava misturado, possibilitando uma melhor representatividade da amostra. Após a coleta do esgoto tratado, o registro a jusante do poço era aberto e o esgoto tratado despejado em corpo receptor. A coleta foi feita no poço de armazenamento buscando obter uma amostra representativa do esgoto tratado, já que poderia haver variações pontuais de concentrações de poluentes ao longo do perfil da vazão efluente durante a batelada.

Figura 16 – Calha de coleta e poço de armazenamento do esgoto tratado



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

As amostras coletadas eram armazenadas em caixa térmica e levadas na sequência para o laboratório de tratamento de águas e efluentes do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária da UDESC-CAV. As análises foram realizadas seguindo os padrões do

Standard Methods (c). Os parâmetros avaliados, assim como frequência de coleta e o número do método analítico, estão resumidos na Tabela 2.

Tabela 2 – Resumo dos parâmetros avaliados no sistema

Parâmetro avaliado	Sigla	Unidade	Frequência	Método analítico
Potencial Hidrogeniônico	pH	-	Quinzenal	-
Temperatura	T	°C	Quinzenal	Método de Campo (sonda)
Oxigênio dissolvido	OD	mg.L ⁻¹	Quinzenal	Método de Campo (sonda)
Demanda Bioquímica de Oxigênio	DBO ₅	mg.L ⁻¹	Quinzenal	5210B*
Demanda Química de Oxigênio	DQO	mg.L ⁻¹	Quinzenal	5220D*
Sólidos Suspensos Totais	SST	mg.L ⁻¹	Quinzenal	2540D*
Nitrogênio Amoniacal	N-NH ₄ ⁺	mg.L ⁻¹	Quinzenal	4500C*
Nitrato	NO ₃ ⁻	mg.L ⁻¹	Quinzenal	4500*
Ortofosfato	P-PO ₄ ⁻³	mg.L ⁻¹	Quinzenal	4500-P E*

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

*AWWA/APHA/WEF, 2012

Os parâmetros temperatura e oxigênio dissolvido foram realizados *in situ* logo após a coleta do esgoto afluente e efluente. Utilizou-se a sonda portátil AT 160 SP microprocessado da marca Alfakit (Figura 17).

Figura 17 – Sonda portátil de medição de temperatura e OD



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.4.2 Monitoramento intensivo do esgoto afluente e efluente

Ao longo do período de funcionamento do sistema, foram realizados três monitoramentos intensivos da unidade, além do monitoramento de rotina. Foram realizadas três campanhas de monitoramento intensivo ao total, distribuída em três meses (junho, julho e

agosto). Optou-se por esses meses por se tratar de um período mais crítico em termos climáticos, por ser a estação de inverno.

Em cada monitoramento intensivo foram realizadas coletas do afluente e efluente do sistema ao longo dos três dias de alimentação, uma coleta em cada dia. O intuito desse monitoramento foi avaliar o desempenho de eficiência ao longo dos 3 dias de alimentação, considerando que no primeiro dia o módulo encontra-se com sua condutividade hidráulica máxima, devido ao período de descanso anterior, e no terceiro dia o sistema encontra-se mais saturado devido ao acúmulo de sólidos na superfície do leito. Além das coletas afluente e efluente ao módulo, foram realizados ensaios hidrodinâmicos ao longo dos 3 dias, que será detalhado na sequência.

As coletas diárias eram realizadas sempre no período da manhã e as análises físico-químicas seguiram exatamente os mesmos procedimentos metodológicos realizados nas coletas de rotina.

3.4.3 Monitoramento do comportamento hidrodinâmico do sistema

Conforme descrito anteriormente, os ensaios hidrodinâmicos do módulo WV-SF foram realizados nos mesmos dias em que foram realizadas as coletas do monitoramento intensivo, ou seja, três campanhas distribuídas nos meses de junho, julho e agosto. Em cada campanha foi realizado o ensaio hidrodinâmico no primeiro, segundo e no terceiro dia de alimentação.

Neste teste, buscou-se avaliar a variação da vazão efluente após a batelada, comparando-se os tempos de permanência e percentuais de volume recuperado no efluente em relação ao volume aplicado afluente.

Essa vazão foi comparada com o volume adicionado ao sistema, equivalente a um pulso de alimentação. O tempo médio de percolação do esgoto dentro da unidade, τ (dia), foi obtido a partir da equação 8. Esse cálculo foi adaptado a partir da determinação da distribuição do tempo de detenção hidráulico para sistemas operando em fluxo contínuo (KADLEC; WALLACE, 2009).

$$\tau = \int_0^{\infty} t \cdot E(t) \cdot dt \quad (8)$$

Em que:

t = instante de tempo de medição (min);

$E(t)$ = função distribuição do tempo de percolação (min^{-1}).

A função distribuição do tempo de percolação foi calculada pela equação 9.

$$E(t) = \frac{Q(t)}{\int_0^{\infty} Q(t).dt} \quad (9)$$

Em que:

$Q(t)$ = vazão no tempo t ($\text{m}^3.\text{min}^{-1}$).

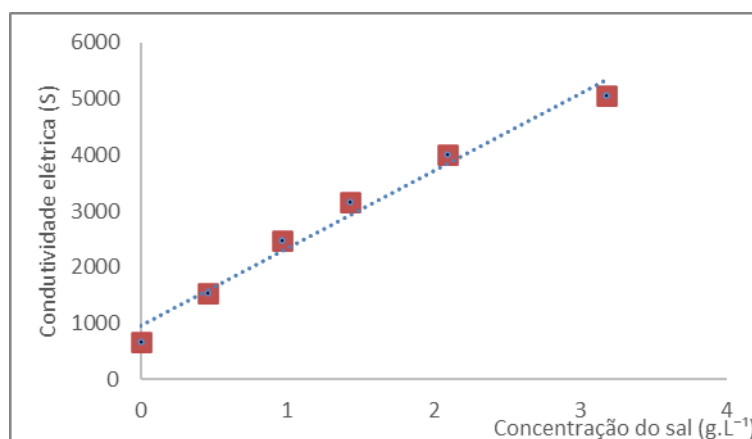
A vazão de alimentação de cada batelada foi de 25,8 L/min e ocorreu por 3 minutos e 42 segundos, totalizando 94,3 litros. Este valor foi utilizado para o cálculo da recuperação do volume alimentado no sistema (volume efluente/volume afluente). O volume de água que sai do sistema (efluente) foi calculado multiplicando-se a vazão efluente pelo intervalo de tempo relativo.

Nas três campanhas foi utilizado o próprio esgoto efluente como elemento traçador, ou seja, não foi adicionado nenhum tipo de substância traçadora.

No início da operação do sistema, especificamente após 15 dias de operação, em setembro de 2019, foi realizado um ensaio hidrodinâmico utilizando um traçador salino. Esse teste teve a intenção de verificar as condições hidrodinâmicas do sistema sem a interferência de de lodo acumulado na superfície do leito filtrante, ou seja, uma caracterização hidrodinâmica que fosse mais característica do biocarvão em seu estado original.

Para a construção da curva de calibração do traçador salino, foram utilizados 6 diferentes concentrações do sal: 0; 0,46; 0,96; 1,43; 2,09; 3,18 mg.L^{-1} num recipiente de 10 L e aplicados na forma de pulso. Os valores da condutividade elétrica para cada concentração foram plotados no gráfico apresentado na Figura 18.

Figura 18 – Curva de calibração do traçador NaCl



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Para o cálculo do tempo de percolação foi utilizada a equação 1 considerando a concentração do sal na equação da função de distribuição do tempo de percolação conforme equação 10.

$$E(t) = \frac{C(t) \cdot Q(t)}{\int_0^{\infty} C(t) \cdot Q(t) \cdot dt} \quad (10)$$

Em que:

$Q(t)$ = vazão no tempo t ($\text{m}^3 \cdot \text{min}^{-1}$);

$C(t)$ = Concentração do sal no tempo t (min).

3.5 AVALIAÇÃO DAS CARACTERÍSTICAS MICROBIOLÓGICAS DO MEIO FILTRANTE

A avaliação da comunidade microbiana em sistemas em que os microrganismos são agentes chave do processo é de extrema importância. Estudos microbiológicos vem sendo amplamente utilizados para auxiliar os projetos de engenharia. No entanto, apesar deste papel crucial dos microrganismos no desempenho de tratamento biológico, a dinâmica microbiana normalmente é definida por meio de indicadores globais para avaliar o seu desempenho, tais como os parâmetros físico-químicos identificados no afluente e efluente de uma unidade de tratamento (SILVEIRA *et al.*, 2020). Conseqüentemente, avaliações mais aprofundadas da microbiologia são de extrema importância, uma vez que, ao se obter informações específicas

sobre a estrutura e, se possível, a atividade da microbiota, modificações nos parâmetros de projetos podem ser realizados a fim de otimizar o desempenho de tratamento e até mesmo reduzir requerimentos.

Neste sentido, um projeto microbiológico foi desenvolvido para esta etapa do trabalho. Mais precisamente, o sequenciamento genético 16S rRNA foi utilizado a fim de avaliar o perfil taxonômico e a diversidade da comunidade microbiana, além de identificar os principais grupos microbianos presentes no sistema WV-SF avaliado neste estudo.

O sequenciamento Illumina do RNA ribossomal 16S (16S rRNA) empregado neste estudo é uma metodologia que está sendo largamente utilizada por pesquisadores na área do tratamento de efluentes. Esta técnica é conduzida através de várias etapas onde, pôr fim, o sequenciador gera uma saída de dados que poderão ser utilizados para a produção dos resultados. Resumidamente, tem-se como resultado a diversidade filogenética (índices de alfa e beta diversidade), e se os dados forem extraídos, unidades taxonômicas operacionais (OTUs) ou níveis taxonômicos podem ser identificados. Em outras palavras, a partir do sequenciamento 16S rRNA é possível identificar quais microrganismos estão presentes em uma amostra, podendo chegar a nível de gênero e até espécie. Desta forma, esta técnica molecular é vista por ser altamente eficaz na identificação taxonômica de uma amostra ambiental e na avaliação de mudanças na comunidade microbiana e, conseqüentemente, na compreensão da sua dinâmica ao longo do espaço e do tempo (WEBER, 2016).

Para o módulo WV-SF estudado, o intuito foi avaliar as características da comunidade microbiana em diferentes perfis verticais do filtro. Para tanto, coletou-se amostras da camada superficial de lodo e do biocarvão. As amostras do biocarvão foram coletadas nas profundidades de 0-5 cm e de 15-20 cm a partir da superfície do filtro, todas na mesma posição da superfície do filtro, localizado entre os dois pontos de alimentação.

Para cada um dos 3 pontos de amostragem foram coletadas, aproximadamente, um volume de 2 litros de cada material. Em seguida os materiais foram levados para o laboratório de tratamento de água e efluentes da UDESC-CAV, onde foram realizados os procedimentos para preparação das amostras.

As amostras do lodo superficial e do biocarvão foram maceradas com um almofariz e colocadas num pequeno recipiente de 50 ml. Os materiais utilizados e os procedimentos adotados estão ilustrados na Figura 19.

Todas as amostras foram armazenadas em um refrigerador com gelo para transporte ao laboratório e armazenadas a -20°C até serem analisadas. O sequenciamento genético (Miseq

TM, Illumina Inc., EUA) foi realizado pela empresa Neoprospecta Microbiome Technologies, Inc. (Florianópolis, Brasil).

Figura 19 – Coleta e preparação das amostras para análises moleculares



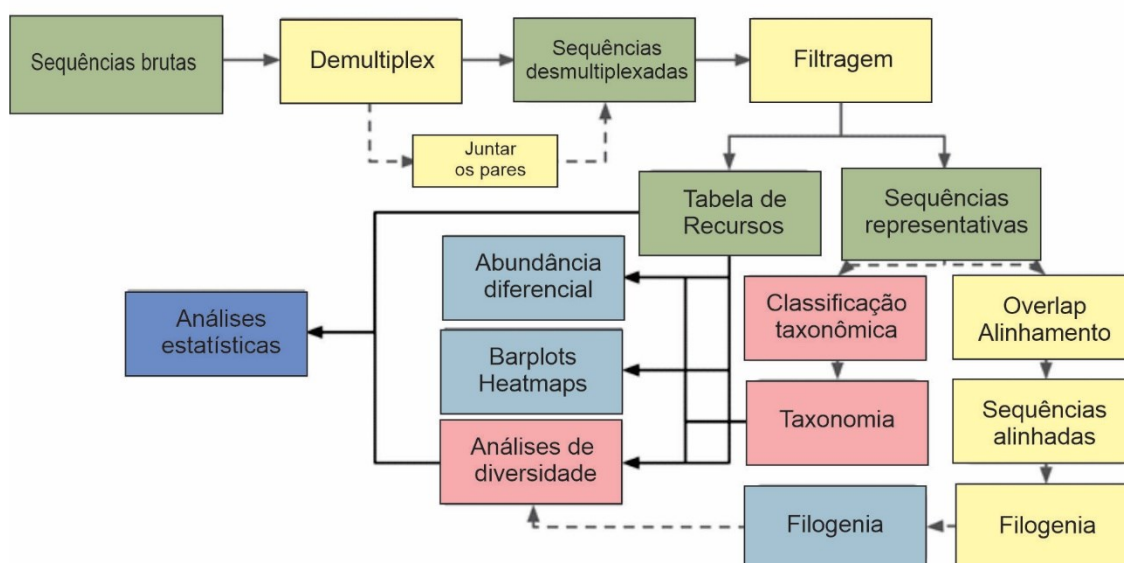
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Para o sequenciamento 16S rRNA Illumina, os *reads* (sequências genéticas) foram analisados usando as regiões V3-V4 do DNA amplificados a partir dos *primers* universais 341F 5'-CCTACGGGRSGCAGCAG-3' (WANG; QIAN, 2009) e 806R 5'-GGACTACHVGGGTWTCTAAT-3' (CAPORASO *et al.*, 2011). Os dados gerados pelo sequenciamento foram processados utilizando o *Quantitative Insights into Microbial Ecology* - QIIME 2 (versão 2019.10) (BOLYEN *et al.*, 2019), seguindo o *QIIME 2 Moving Pictures Tutorial* com algumas modificações no VirtualBox (versão 6.1.10). Esse procedimento tem o objetivo de retirar interferentes e erros de sequenciamento comuns ao longo do processo. O procedimento (Figura 20) consistiu basicamente em, após a importação das amostras (fastq.gz), desmultiplexar os *reads* para visualização da qualidade, removendo as bases amplificadas com baixa qualidade e, ainda assim, garantindo o *overlap*. Em seguida, os *reads* brutos foram processados usando o DADA2 (CALLAHAN *et al.*, 2016). DADA2 é um dos métodos de filtragem mais recentes desenvolvido com medidas de controle de qualidade significativamente avançadas por remoção de “ruído em sequências” (*'denoising'*) de *amplicons* (ASVs) para melhor discriminar entre a verdadeira diversidade de sequências e os erros de sequenciamento (NEARING *et al.*, 2018). Posteriormente, quimeras, mitocôndrias e cloroplastos foram removidos e o *pipeline align-to-tree-mafft-fast tree da q2-phylogeny* foi usado para análises filogenéticas e então calcular as métricas de diversidade alfa (Shannon, Faith e Evenness). As análises de diversidade alfa foram realizadas para avaliar a complexidade da diversidade microbiana para cada amostra, incluindo OTUs observados para

medir a riqueza observada, CHAO1 para riqueza estimada, o índice de Shannon para identificar a diversidade da comunidade, *Pielou's evenness* para medir uniformidade, *Faith's distance* para medir a riqueza filogenética e *Good's coverage* para caracterizar a profundidade de sequenciamento.

Para a classificação taxonômica, as sequências foram agrupadas em unidades taxonômicas operacionais (operational taxonomic units – OTUs) a 99% de similaridade utilizando o banco de dados GREENGENES Database 13_8 (DESANTIS *et al.*, 2006). Em seguida os *reads* foram utilizados para o cálculo de abundância relativa dos grupos microbianos identificados e construção do perfil da comunidade microbiana. Além disso, os 20 gêneros mais abundantes foram plotados e comparados entre a variável avaliada (profundidade) em um mapa de calor (heatmap) usando a métrica Bray-Curtis.

Figura 20 – Etapas do procedimento de tratamento dos dados biológicos e classificação taxonômica



Fonte: Adaptado de <https://docs.qiime2.org/2020.8/tutorials/overview/#conceptual-overview-of-qiime-2>

3.6 CARACTERIZAÇÃO DO BIOCARVÃO

O biocarvão utilizado no módulo WV-SF é proveniente de uma usina geradora de energia elétrica, com capacidade de 28 MW, a partir da combustão de biomassa florestal a uma temperatura entre 900°C a 1.000°C. Atualmente são geradas aproximadamente duas toneladas desse material por dia, que são descartados como resíduos.

Foram realizadas caracterizações do biocarvão *in natura* e após 12 meses recebendo o esgoto bruto nas condições já citadas anteriormente.

As análises de caracterização realizadas foram: análise textural, ensaio granulométrico, composição mineralógica por difratometria de raios X (DRX), microscopia eletrônica de varredura (MEV), espectroscopia de energia dispersiva por raios-X (EDS), e concentração de metais.

Após 12 meses de operação do sistema, foi necessária uma desativação da unidade para que fossem feitas as coletas do material. Foram coletadas três amostras de biocarvão no interior do módulo e uma amostra do biocarvão *in natura*, coletado na usina termelétrica. A primeira amostra foi coletada 20 cm desde a camada superficial de lodo. Considerando que havia 1,5 cm de lodo acumulado, pode-se dizer que foi coletada 18,5 cm de biocarvão mais 1,5 cm de lodo. Essa primeira amostra foi homogeneizada e utilizada apenas para avaliar as concentrações de metais. A segunda amostra foi coletada da camada superficial do biocarvão até 5 cm de profundidade, sem coletar amostra de lodo. A terceira amostra foi coletada na profundidade de 15 a 20 cm, de cima para baixo. Pode-se observar na Figura 21 as fotos no momento da coleta e os pontos amostrados. Ao todo foram analisadas 4 amostras, sendo três na unidade de tratamento e uma do biocarvão *in natura*. Foi coletado aproximadamente 1 kg de cada amostra, colocada em saco transparente e encaminhadas ao Laboratório de Caracterização Microestrutural (LACAMI) do Centro Tecnológico SATC localizado em Criciúma – SC, onde foram realizadas a caracterizações.

Figura 21 – Desativação do módulo para coleta do biocarvão



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

3.6.1 Análise granulométrica

Foram realizadas análises de composição granulométrica do biocarvão *in natura* de acordo com a NBR 7181/2016 (ABNT, 2016). Neste ensaio foi possível determinar o

diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade do material, mostrado anteriormente na Figura 15.

3.6.2 Análise textural

A análise textural permite avaliar a área superficial do material, o tamanho e volume total dos poros, que são elementos importantes nos processos de sorção de poluentes. A metodologia utilizada foi a técnica de adsorção de nitrogênio em baixas temperaturas. Primeiramente a amostra foi homogeneizada e levada a estufa à 150°C para secagem. Após a etapa de secagem a amostra foi moída com auxílio de um pistilo e almofariz. Então, 0,1438 g da amostra foi disposta em uma célula e realizada a análise de adsorção de nitrogênio. Esta análise foi executada em um equipamento da marca *Quantachrome*, modelo *Quadrasorb evo*, com o software de processamento *QuadraWin*. O gás adsorvente utilizado foi o gás Nitrogênio 5.0.

3.6.3 Difractometria de Raios-X (DRX)

A análise de DRX tem por objetivo a determinação de composição mineralógica obtida por difração de raios X. Esta análise pode fornecer importantes evidências na remoção de determinados poluentes presentes no esgoto, através íons metálicos fornecidos pelo biocarvão. A amostra analisada foi homogeneizada, moída e aproximadamente 1,5 g foram dispostas em um porta amostra de vidro de borossilicato, prensada de forma a permanecer compacta e com superfície lisa sem rachaduras, relevos ou material desprendido. Após a compactação da amostra, a porta amostra foi inserido no carrossel para realização da análise no equipamento DRX, modelo LabX XRD-6100 da marca *Shimadzu*.

A identificação das fases foi encontrada através da comparação dos resultados com difratogramas existentes no banco de dados *Crystallography Open Database* (COD 2018) utilizando o software Match!3. O resultado é expresso a partir do difratograma de raios X com fases identificadas, a partir da tratativa de dados no software *Origin 2019 Professional*.

3.6.4 Análise de Microscopia Eletrônica de Varredura com Caracterização Química Pontual (MEV-EDS)

O MEV foi utilizado para caracterização morfológica de superfícies de materiais, permitindo uma visualização do material com grandes níveis de ampliações. As imagens geradas nas análises foram com ampliações de 500x, 1000x e 2000x. As imagens ampliadas

conferem uma informação ilustrativa da disposição de poros e esfericidade dos grãos, embora não forneça informações conclusivas com relação à caracterização de um material.

Em paralelo à análise microscópica, foi realizada a caracterização química da microestrutura utilizando a técnica de Espectroscopia de Energia Dispersiva (EDS), que permite por meio de disparos de elétrons, detectar energias características de elementos químicos e, desta forma, evidenciar qualitativamente a presença de determinados elementos químicos presentes na área varrida da microestrutura.

Para realização da análise foi preciso uma quantidade de 1 g de amostra (preparada conforme análise de DRX), colocada em um porta amostra cilíndrico e plano com diâmetro de 12,6 mm. Como o microscópio utiliza a técnica de varredura de elétrons, a amostra de análise tem que ser metálica para acontecer. Como neste caso a amostra não era metálica. A amostra passou por um processo de metalização aplicando uma superfície metálica de ouro e paládio.

3.6.5 Concentrações de metais

A análise de metais nesta pesquisa teve o intuito de avaliar a potencialidade de uso do lodo e do material filtrante de biocarvão como condicionante de solo. A escolha dos metais que foram avaliados foi baseada na resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006) que define critérios e procedimentos, para uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. O método utilizado para detecção dos metais foi baseado nas metodologias EPA 3050B e SMWW 3120B. O princípio do método utilizado pelo ICP-OES (espectrometria de emissão ótica com plasma indutivamente acoplado) foi através de emissão atômica, onde os elétrons são arrancados de seus orbitais emitindo radiação característica. A fonte de excitação é um plasma de argônio, produzido pela atuação de um campo eletromagnético muito forte (bobina de RF) alcançando temperaturas de até 10.000 K.

Para a realização da análise foi coletado 10 mL da amostra e adicionado 2 mL de HCl 1:1, com posterior digestão em tubo *falcon* à temperatura de 105°C. Após 2 horas em aquecimento a amostra foi resfriada e armazenada a uma temperatura de 4°C, até ser feita a leitura no ICP-OES.

3.6.6 Ponto de Carga Zero (pH_{pcz})

Para o ponto de inflexão (PI) dos materiais adsorventes, foi utilizada a metodologia descrita por Regalbuto e Robles (2004). O método foi baseado em 11 pontos de pH inicial

diferentes (1,2,3,4,5,6,7,8,9,10,11 e 12) em solução salina de cloreto de sódio a 0,1 M. A solução foi preparada usando água deionizada e o pH ajustado, conforme necessário, com ácido clorídrico ou hidróxido de sódio a 0,1 mol/l. Após o ajuste de pH, foram adicionados 20 mL de cada solução em tubos “*snap cap*” contendo 20 mg do BC. Os tubos foram tampados e mantidos sob agitação em 100 rpm à 25°C durante 24 horas. Após este período, as soluções foram filtradas em papel filtro qualitativo e os valores do pH final determinados com auxílio de pHmetro de bancada. Todo o procedimento foi realizado em triplicata. Foi construído um gráfico do pH final versus pH inicial. O PI das amostras foi calculado a partir do ponto de inflexão das equações obtidas.

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados apresentados nesta pesquisa buscam trazer uma perspectiva da potencialidade da utilização de um material filtrante alternativo, o biocarvão (BC), sendo este um resíduo de uma usina geradora de energia pela queima de biomassa de madeira, conforme relatado anteriormente no capítulo 3 da metodologia.

Nessa perspectiva os resultados apresentados na presente tese buscaram oferecer uma possibilidade de concepção de WV-SF adaptado às condições climáticas e requisitos ambientais do sul do Brasil, buscando aprimorar os aspectos ecológicos e econômicos da tecnologia.

4.1 CARACTERIZAÇÃO DO MATERIAL FILTRANTE DE BIOCARVÃO

Nesse item serão discutidos os resultados da caracterização do material filtrante de BC em duas condições: i) *in natura*; e ii) após utilização no sistema WV-SF.

As análises de caracterização do BC buscaram complementar os estudos de caracterização já realizados anteriormente por Henne (2018) sobre este mesmo material. A caracterização química e elementar do BC, proveniente de uma unidade geradora de energia termelétrica situada no município catarinense de Lages, está apresentada na Tabela 3.

Tabela 3 – Composição química e elementar do BC

Composição orgânica	
Parâmetro	Média (%)
Teor de umidade	88,4
C	76,4
H	2,38
S	0,22
N	0,16
Composição inorgânica elementar	
Parâmetro	Média (%)
Al	0,19
Ca	0,42
Cr	0,00
Cu	0,002
Fe	0,129
K	0,22
Mg	0,15
Mn	0,04
Na	0,0003
Pb	0,0001
Zn	0,007
P	0,03
Si	3,32
Composição inorgânica na forma de óxidos	
Parâmetro	Média (%)
Al ₂ O ₃	0,39
CaO	0,59
Cr ₂ O ₃	0,000
CuO	0,003
Fe ₂ O ₃	0,16
K ₂ O	0,28
MgO	0,26
MnO	0,05
NaO ₂	0,0004
PbO	0,0001
ZnO	0,004
P ₂ O ₃	0,06
SiO ₂	7,09

Fonte: Adaptado de Henne (2018).

As razões entre os componentes elementares do BC podem indicar determinadas características atuantes no processo de adsorção de determinado tipo de contaminante. A relação entre H/C, por exemplo, diminui com o aumento da temperatura de produção do BC, devido à perda de compostos facilmente biodegradáveis voláteis, contendo hidrogênio em sua composição. Em consequência aumenta-se a aromaticidade do material (GUILHEN, 2018). Baixas relações de H/C e O/C também indicam que o BC se encontra mais estável com menos

grupos funcionais oxigenados (MUKOME *et al.*, 2013). Os teores de carbono apresentados neste estudo compõem 76,4% em média, e uma relação relativamente baixa de H/C de 0,031. A razão elementar H/C mais baixa, geralmente são atribuídas à temperatura de pirólise maiores, resultando num biocarvão mais carbonizado, e com menos grupos funcionais oxigenados como hidroxilas, carboxilas e carbonilas (MUKOME *et al.*, 2013). Na Tabela 4 são apresentadas a composição elementar de diferentes tipos de biomassa, no qual a maior fração de carbono se deu com a biomassa de pinhão-manso, chegando a 50,78%, ainda abaixo do BC utilizado neste estudo.

Tabela 4 – Relações elementares para diferentes fontes de BC

Tipo de Biomassa	C	H	O	N	S	Referência
Eucalipto	49,00	4,87	43,79	0,30	0,01	Lora (1997)
	50,74	5,86	43,24	0,17	-	Macedo (2012)
	50,1	6,0	44,0	0,10	-	Oasmaa <i>et al.</i> (2010)
Bambu	48,6	6,16	44,9	0,28	-	Guerrero <i>et al.</i> (2005)
	49,56	6,06	44,02	0,36	-	Macedo (2012)
	46,8	6,38	46,59	0,25	-	Rousset <i>et al.</i> (2011)
Pinho	49,29	4,99	44,36	0,06	0,03	Lora (1997)
Casca de arroz	40,96	4,30	34,86	0,4	0,02	Lora (1997)
	47,3	60,8	45,70	0,92	-	Macedo (2012)
	39,1	5,8	54,7	0,3	-	Ramos <i>et al.</i> (2011)
Bagaço de cana	44,0	6,5	43,9	0,24	-	Wang <i>et al.</i> (2012)
	44,8	4,35	39,55	0,38	0,01	Lora (1997)
	48,11	5,87	45,54	0,48	-	Macedo (2012)
Casca de coco	45,3	6,8	47,1	0,5	-	Ramos <i>et al.</i> (2011)
	46,7	5,9	46,5	0,87	-	Seye <i>et al.</i> (2003)
	48,23	4,23	33,19	2,98	0,12	Lora (1997)
Capim elefante	49,17	6,11	43,63	1,09	-	Macedo (2012)
	40,9	5,6	47,1	0,5	-	Seye <i>et al.</i> (2003)
	46,5	6,4	46,5	0,87	-	Huang <i>et al.</i> (2012)
Sabugo de milho	46,58	4,87	44,46	0,47	0,01	Lora (1997)
Ramas de algodão	47,05	4,35	40,97	0,65	0,21	Lora (1997)
Pinhão-manso	50,78	6,46	41,25	1,51	-	Macedo (2012)

Fonte: Guilhen (2018, p. 228).

Atrás do carbono, o elemento em maior abundância no BC foi o silício, compondo 3,32 % em sua forma elementar (Si) e 7,09 % na forma de óxidos (SiO₂). O cálcio e o hidrogênio apareceram como terceiro e quarto elementos em maior quantidade no BC, representando 2,38 e 0,59% para o hidrogênio e para o CaO, respectivamente. O óxido de cálcio pode exercer uma importante função no mecanismo de adsorção de fósforo, formando fosfato de cálcio (MOLLE, 2005). Apesar de este elemento se apresentar em pequena porcentagem, pode ter contribuído para remoção de fósforo no início da operação do sistema. Maiores discussões sobre a remoção de fósforo no módulo serão feitas na sequência.

4.1.1 Análise textural

A análise textural permitiu quantificar a área superficial, o volume total dos poros e o raio médio dos poros de um material. Os resultados da análise textural do BC estão apresentados na Tabela 5.

Tabela 5 – Resultados da análise textural do BC

Análise		Unidade
Área superficial BET	428,3	m ² .g ⁻¹
Volume total dos poros	0,2224	cm ³ .g ⁻¹
Raio médio dos poros	1,038	nm

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

As características dos poros exercem grande influência na capacidade de adsorção de um material adsorvente, podendo ser caracterizados em função de sua geometria, tamanho dos poros, orientação, localização e interconectividades (ZDRAVKOV *et al.*, 2007).

De acordo com a classificação proposta por Dubinin (1979) para materiais adsorventes, especialmente para o carvão ativado, o BC se enquadra na categoria de supermicroporos ($0,6 < r < 1,5$ nm). Esta categoria é uma transição entre o micro e mesoporos e o movimento ao longo desses poros envolve uma alteração gradual das propriedades de microporos para mesoporos.

Uma positiva correlação entre o volume de microporos e a área superficial sugere que a distribuição do tamanho dos poros é um fator chave responsável pelo aumento da área superficial do BC (DOWNIE *et al.*, 2009). Essa correlação pode ser claramente evidenciada pela elevada área superficial obtida no BC de 428,3 m².g⁻¹ e o raio médio dos poros de 1,038 nm, classificado em supermicroporos. A área superficial de BET tende a aumentar com o aumento da temperatura pirolítica devido ao escape de substâncias voláteis e à formação de canais na estrutura do BC (GUILHEN, 2018). Nesse sentido a alta temperatura na qual a biomassa foi submetida, na produção do BC utilizado nesta pesquisa (em torno de 800°C), pode ter sido o fator de maior contribuição para as características texturais apresentadas. Nessas condições o processo de adsorção de cátions, por exemplo o íon amônio, pode ter ocorrido predominantemente através de interações eletrostáticas (van der Waals), em que não há transferência de elétrons, também denominado de fisissorção eletrostática (GOMEZ-EYLES *et al.*, 2013).

4.1.2 Ponto de Carga Zero (pH_{pcz})

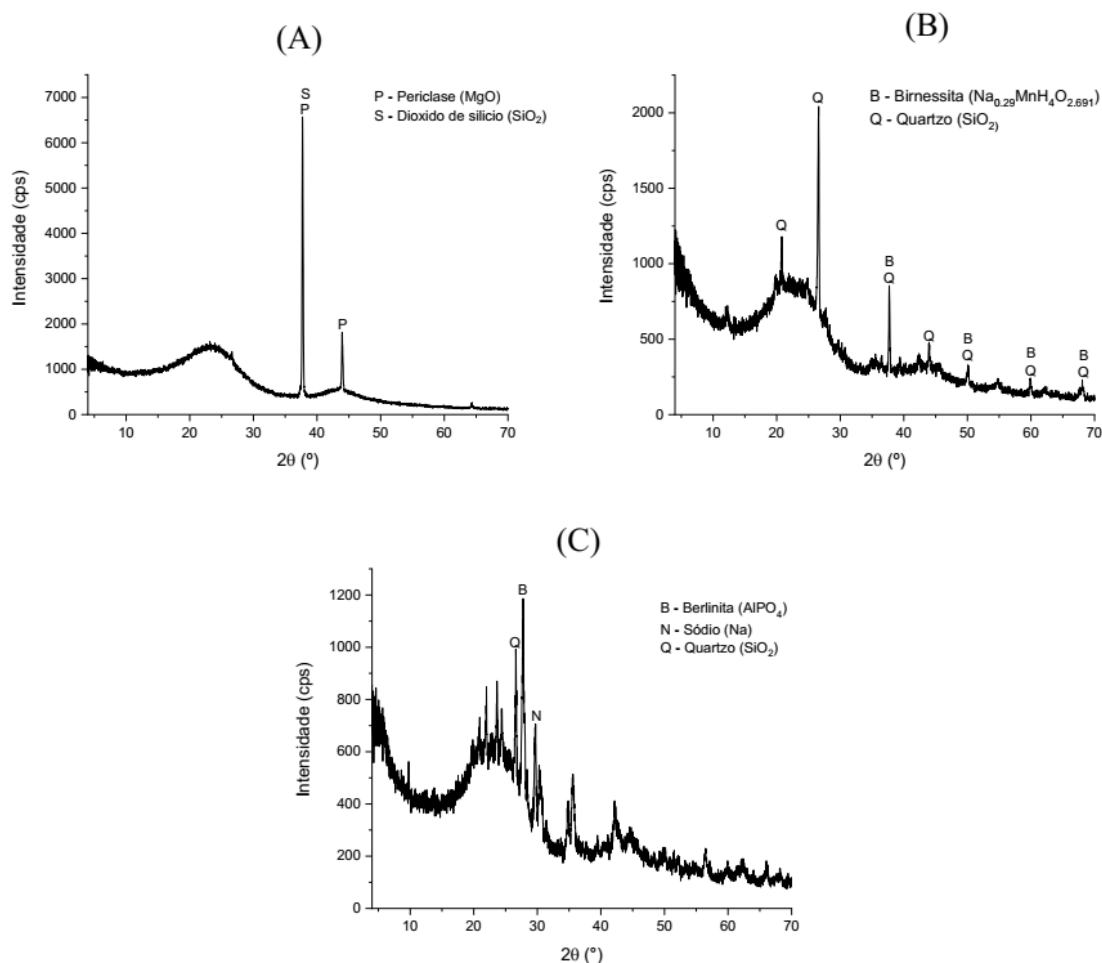
O pH de uma solução é um dos parâmetros mais importantes no processo de adsorção. Por sua vez a influência do pH no processo de adsorção depende das características do BC e da carga iônica do contaminante que se queira remover. O pH no ponto de carga zero (pH_{pcz}) é considerado um valor de referência para saber se o pH de uma solução condiciona cargas negativas ou positivas na superfície do BC. No presente estudo o valor do pH no ponto de carga zero, foi de 5,9. Considerando que o pH do esgoto bruto afluente do módulo WV-SF se manteve próximo da neutralidade (pH=7), pode-se dizer que a superfície do BC utilizado neste estudo se manteve negativamente carregada, favorecendo a adsorção de cátions e, conseqüentemente, dificultando a adsorção de ânions (ABDEL-FATTAH *et al.*, 2014; KRISHNAN; HARIDAS 2008).

A superfície do BC carregada negativamente, favorece a presença de grupos funcionais ácidos (como, por exemplo, hidroxila, fenol e grupos carboxílicos) devido a ionização do hidrogênio na solução (WANG *et al.*, 2015; YIN *et al.*, 2017). Esses grupos funcionais, por sua vez, podem exercer uma grande influência na adsorção do íon amônio pela troca iônica com determinados grupos funcionais de caráter ácido (LIU *et al.*, 2010). Já com relação ao fosfato os mecanismos de adsorção podem ser prejudicados, gerando uma força de repulsão eletrostática, que será discutido na sequência.

4.1.3 Difratometria de Raio-X (DRX)

O fato de os cristais atuarem como redes de difração para os raios-X, possibilita que as substâncias cristalizadas sejam identificadas por essa radiação. Dessa forma é necessário conhecer a estrutura dos cristais para reconhecer sua presença. Na Figura 22 são apresentados os resultados dos difratogramas para diferentes amostras de BC: (A) BC *in natura*; (B) BC retirado do sistema *wetland* após monitoramento na profundidade entre 0-5 cm, e (C) BC retirado do sistema *wetland* ao final do monitoramento na profundidade entre 15-20 cm.

Figura 22 – Difratomogramas para as diferentes amostras do biocarvão utilizado como leito filtrante no WV-SF (A) BC *in natura*; (B) BC retirado do sistema *wetland* após monitoramento na profundidade entre 0-5 cm, e (C) BC retirado do sistema *wetland* após monitoramento na profundidade entre 15-20 cm



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

No difratograma do BC *in natura*, observa-se a presença de óxidos metálicos cristalizados, mais especificamente o dióxido de silício e o óxido de magnésio, conforme os picos apresentados em destaque na Figura 22 (A). Inúmeros estudos da literatura têm demonstrado que a presença de alguns óxidos metálicos (como, por exemplo, CaO , MgO , Fe_2O_3 , AlOOH , entre outros) resultam em alta capacidade de adsorção de fosfato, principalmente através de ligações com hidrogênio ou através de reações com esses óxidos para formar precipitados (WANG *et al.*, 2015; YAO *et al.*, 2013a; ZHANG *et al.*, 2012). Nas condições de operação do sistema *wetland* ademais o pH_{pcz} do BC, o fosfato pode ser adsorvido no BC através da atração eletrostática ou formando precipitados de $\text{Mg}_3(\text{PO}_4)_2$ a partir da reação do fosfato com o magnésio na forma dissolvida (Mg^{2+}) (YIN *et al.*, 2017).

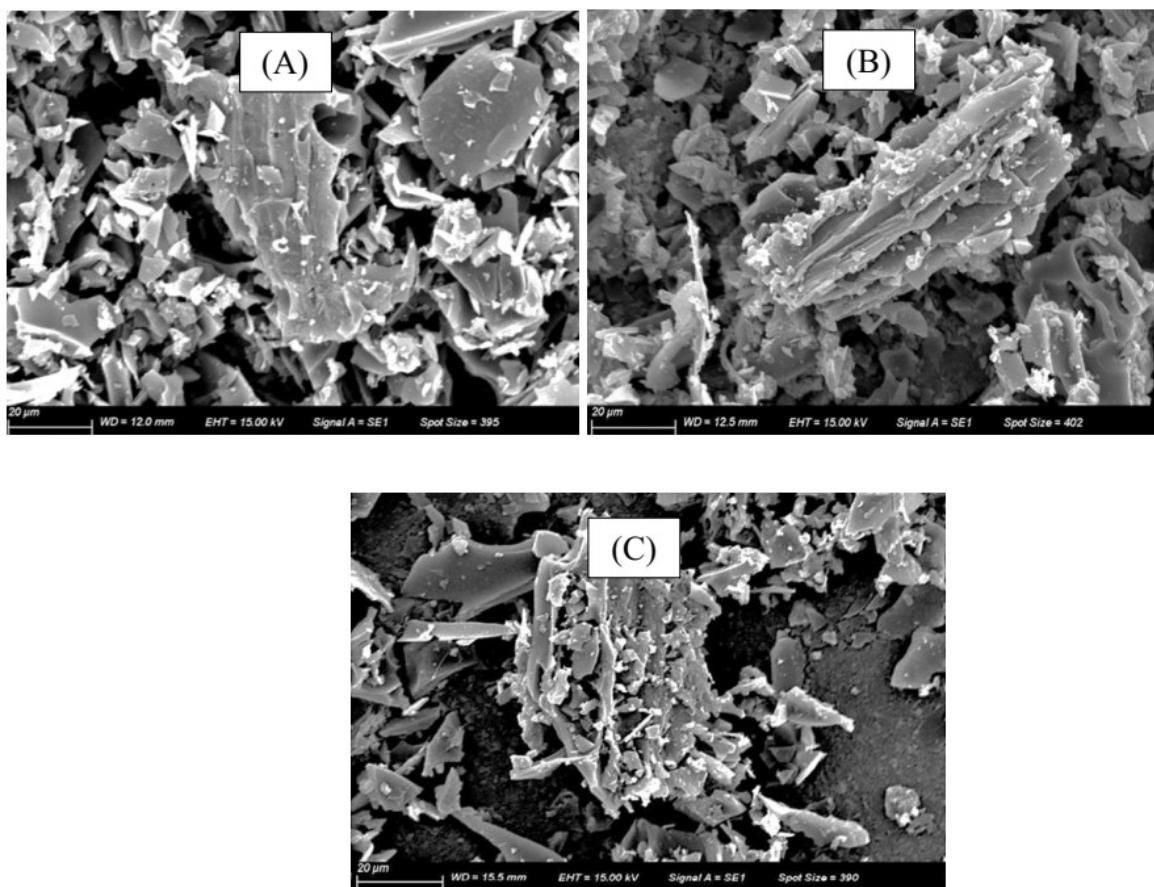
As análises das amostras do BC após receberem o esgoto bruto não detectaram a presença de óxido de magnésio na forma cristalizada. Uma das possibilidades é que esse óxido metálico tenha reagido com ânions presentes no esgoto, incluindo o fosfato. Especificamente na Figura 22 (C), na camada inferior do sistema *wetland*, foi detectado o fosfato combinado com o alumínio na forma de $AlPO_4$. Esse fato pode ter acontecido em função de alguns ânions presentes no esgoto bruto terem competido com os cátions presentes na camada superior do leito de BC, fazendo com que, nas camadas mais profundas, a reação do fosfato com cátions metálicos fosse menos competitiva.

A remoção de fosfato no módulo WV-SF através de reações com óxidos metálicos, principalmente o MgO e o Al_2O_3 , pode ter prevalecido já que a remoção de fosfato no sistema ocorreu num curto período, mais especificamente até o 165º dia de operação do módulo. Esse curto período de saturação do fósforo pode ser justificado pela baixa concentrações desses óxidos no BC *in natura* (Tabela 3), com concentrações de 0,26 e 0,39% para o MgO e o Al_2O_3 respectivamente. Uma discussão mais detalhada na remoção do fosfato no módulo WV-SF será abordada em um tópico posterior.

4.1.4 Microscopia eletrônica de varredura (MEV) e Espectroscopia de energia dispersiva por raios-X (EDS)

O processo de adsorção física está intimamente relacionada com a estrutura física e a área superficial do BC (YIN *et al.*, 2017). A partir da análise por microscopia eletrônica de varredura (Figura 23), obteve-se as fotomicrografias com ampliação de 2.000 vezes do BC *in natura* e do BC após receber esgoto, nas profundidades de 0-5 cm e de 15-20 cm. A partir da Figura 23 (A) é possível evidenciar a presença da estrutura porosa e irregular do BC produzido a partir da biomassa de madeira na usina termelétrica da ENGIE em Lages-SC. As imagens da Figura 23 (A) corroboram com os resultados obtidos na análise textural do item 4.1.1, na qual determinou-se um raio médio de poro de 1,038 nm. Com base nas análises de MEV antes e depois do uso do BC, aparentemente não houve alteração estrutural do BC.

Figura 23 – Fotomicrografias do material filtrante com ampliação de 2.000 x. (A) BC in natura; (B) biocarvão após o tratamento de esgoto na profundidade 0-5 cm; (C) BC após tratamento na profundidade 15-20 cm



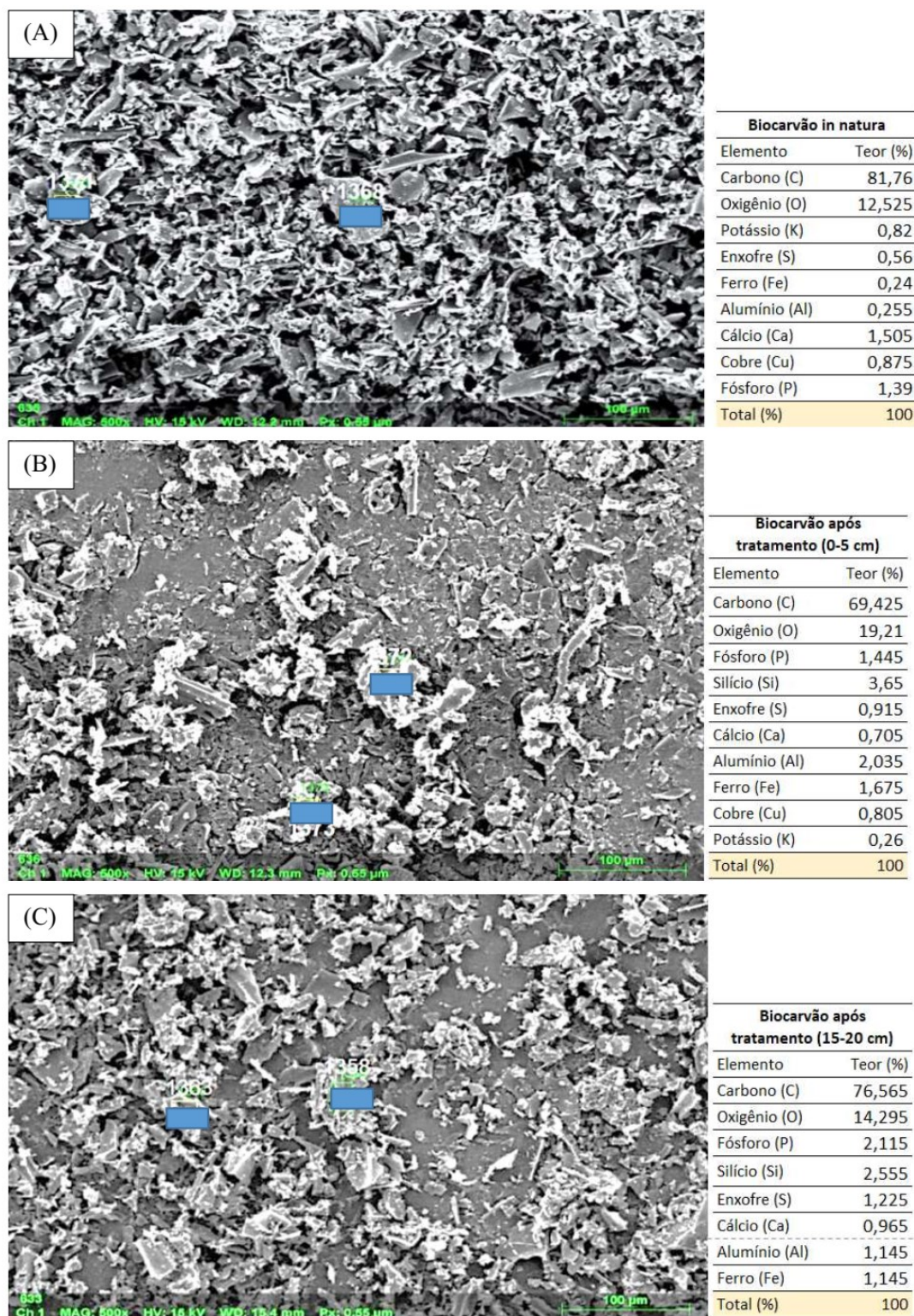
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os resultados da espectroscopia de energia dispersiva por raios-X (EDS) estão apresentados na Figura 24, em três amostras do material, sendo uma delas o BC em seu estado bruto (*in natura*) e as outras duas após receber o esgoto em diferentes profundidades do leito (0-5 cm e 15-20 cm). A partir da análise de EDS é possível determinar os elementos químicos presentes na estrutura das amostras de BC, bem como os compostos adsorvidos e aderidos à superfície do mesmo após o seu uso.

Pelas imagens da Figura 24, pode-se destacar o acúmulo de sólidos no BC que recebeu esgoto em relação ao material *in natura*, devido ao manto de lodo de coloração marrom que sobrepõe ao BC, conforme observa-se na Figura 24. Mesmo na camada mais profunda (15-20 cm) pode ser observada uma grande quantidade de sólidos. Os sólidos nesta camada possivelmente são compostos predominantemente por biomassa que estão aderidas na superfície do BC e estão atuando na decomposição da matéria orgânica e nutrientes presente no esgoto que percola por esta camada filtrante. Os retângulos azuis da Figura 24 representam

o ponto onde foram realizadas as análises elementares por EDS. A tabela ao lado de cada imagem discrimina os valores médios obtidos dos dois pontos referenciados.

Figura 24 – Espectroscopia de raios-X. (A) BC in natura; (B) BC após receber efluente - profundidade 0-5 cm; (C) BC após receber efluente - profundidade 15-20 cm



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O BC *in natura* demonstrou um alto teor de carbono (81,76%), seguido pelo teor de oxigênio (12,5%), compondo aproximadamente 94,2 %, sendo, portanto, basicamente carvão. O terceiro elemento com maior prevalência encontrado no BC *in natura* é o Ca, sendo muito comum em biocarvões de diferentes biomassas (MARY *et al.*, 2016).

As amostras obtidas após receber esgoto bruto mostram algumas alterações pertinentes em relação ao BC *in natura*. Devido ao acúmulo de outros elementos minerais e orgânicos é notável a redução do percentual de carbono, com 69,4% na camada mais superficial, onde se concentra maior quantidade de sólidos.

Especificamente com relação ao fósforo, observa-se uma concentração sutilmente maior na camada inferior do BC (15-20 cm) após receber esgoto bruto (2,11%), em relação ao BC *in natura* (1,44%). Esse resultado corrobora com a Figura 24 (C) na qual está ilustrada a ligação do fosfato com o alumínio na mesma profundidade, formando a berlinita (AlPO₄). Assim como comentado anteriormente, esse fato pode estar relacionado à influência de íons coexistentes no esgoto bruto (exemplo: Cl⁻, HCO₃⁻ e SO₄⁻), por competirem por sítios adsorptivos com o fosfato (YAO *et al.*, 2013a). Possivelmente esses íons coexistentes acabam sendo adsorvidos nos sítios da camada mais superficial do BC, favorecendo a adsorção do fosfato na camada mais profunda do módulo (15-20 cm). Posteriormente será melhor discutido a remoção de fósforo de forma global pelo módulo WV-SF.

4.1.5 Composição metálica do biocarvão in natura e após operação e potenciais uso como insumo agrícola

Este tópico do trabalho visa discutir as potencialidades de utilização do BC como melhoramento do solo para utilização na agricultura, após receber esgoto bruto. O material analisado para este fim foi uma mistura da camada de lodo (espessura próxima de 1,5 cm) com o biocarvão na profundidade de 0 a 15 cm. A profundidade amostral foi definida em função de uma espessura que poderia ser retirada periodicamente (a cada 1 ano ou mais) para ser reposta com BC *in natura*, a fim de manter as condições hidráulicas do módulo adequadas. Obviamente que, uma definição mais precisa com relação a espessura e a periodicidade de remoção do material filtrante, requer maiores avaliações e um maior período de monitoramento. Este tópico da tese busca apenas discutir potencialidades baseadas em cenários que se aproximam da realidade. O material amostrado será doravante designado como biocarvão com lodo (BL).

4.1.5.1 Conformidades legais do BL após operação para fins de uso agrícola

A utilização do BL como insumo agrícola será discutido neste item sob o ponto de vista legal, tendo como base a concentração de metais. Pode-se observar na Tabela 6 a composição metálica presente no BC *in natura* e no BL, e os limites de concentrações e cargas definidos pela resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006). Outros parâmetros relativos aos organismos patogênicos, presentes na referida resolução, não serão avaliados e discutidos nesta tese por não terem sido feitas análises de organismos patogênicos nas amostras coletadas, embora sejam de extrema importância para fins de caracterização do lodo para aplicação no solo.

Tabela 6 – Concentrações metálicas no BL e limites de cargas aplicadas segundo resolução CONAMA 375/2006

Substância inorgânica	In natura (mg.kg ⁻¹)	BL(mg.kg ⁻¹)	Limite Resolução CONAMA 375/2006 (mg.kg ⁻¹)	Carga acumulada máxima de metais no lodo (kg.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)	Taxa de aplicação máxima de lodo (ton.ha ⁻¹ .ano ⁻¹)
Arsênio	0,16	0,46	41	30	65.217
Bário	14,33	42,56	1300	265	6.226
Cádmio	0,06	0,06	39	4	66.666
Chumbo	0,033	1,36	300	41	30.147
Cobre	8,16	10,98	1500	137	12.477
Cromo	0,46	2,68	1000	154	57.462
Molibdênio	0	0,1	50	13	130.000
Níquel	0,36	1,52	420	74	48.684
Selênio	0,53	0,4	100	13	32.500
Zinco	3,48	42,23	2800	445	10.537

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os valores apresentados na Tabela 6 demonstram que as concentrações de metais no biocarvão após receber esgoto bruto (BL), estiveram abaixo do limite preconizado pela resolução CONAMA 375/2006 (BRASIL, 2006). Os metais que apresentaram um aumento mais expressivo na concentração, em relação ao BC *in natura*, foram o Bário e o Zinco, com aumentos de 14,33 para 42,56 e de 3,48 para 42,23 mg.kg⁻¹, respectivamente. Ambos os íons que apresentaram maiores concentrações no BC são cátions com valência +2 para o bário e +2 para o zinco. Devido ao potencial de carga zero do BC ser de 5,9, em pH neutro, a superfície do BC estará carregada negativamente, o que justifica o maior acúmulo de cátions.

Com relação à carga máxima de lodo permitida para ser aplicada anualmente, o bário é o elemento químico que condiciona a menor taxa de aplicação de lodo permitida, devido este estar na mais alta concentração (42,56 mg.kg⁻¹) encontrada no BL. Ainda assim, a taxa

máxima de lodo aplicada para o BL é de $6.227 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$. Assumindo uma densidade do lodo de $1.000 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$ (VON SPERLING, 2014), o acúmulo de lodo no módulo WV-SF de $1,5 \text{ cm}\cdot\text{ano}^{-1}$ e uma área per capita de $1,2 \text{ m}^2$, obtém-se uma taxa limite de aplicação de lodo de $6.226,50 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, que leva a um equivalente populacional de $346.000 \text{ habitantes}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$, para as condições do módulo WV-SF estudado. Esses valores demonstram que, com relação aos metais pesados presentes no BL, estes não representam uma limitação real para aplicação no solo. Cabe ressaltar que esses limites se referem apenas às concentrações de metais presentes no BL, sem levar em consideração os limites de organismos patogênicos, já que esses parâmetros não foram avaliados neste estudo.

Na Tabela 7 as concentrações de metais presentes nos lodos de algumas cidades brasileiras são mostradas no estudo de Andreoli *et al.* (2007). As tecnologias de tratamento avaliadas para caracterização do lodo, foram: Lodos Ativados Convencionais (LAC), Lodo Ativado de Aeração Prolongada (LAAP) e reator UASB. O lodo que apresenta as maiores concentrações de metais é da ETE de Suzano (SP). Para o lodo da ETE de Suzano (SP), o parâmetro limitante para aplicação no solo é o zinco, atingindo uma concentração de $2.846 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de base seca. Nessa concentração a carga máxima permitida para aplicação no solo, segundo resolução CONAMA 375/2006 é de $934 \text{ ton}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{ano}^{-1}$.

A concentração de metais no lodo de esgoto geralmente é atribuída aos despejos de efluentes industriais na rede coletora pública. Dessa forma, a concentração de metais no lodo depende do grau de industrialização local e não necessariamente da tecnologia de tratamento adotada (VON SPERLING; CHERNICHARO, 2005). Essa correlação justifica a variedade nas concentrações de metais para a mesma tecnologia de tratamento em diferentes cidades (Tabela 7).

Tabela 7 – Concentrações de metais de lodos de diferentes cidades e tecnologia de tratamento

Metais	Concentração em mg.kg ⁻¹ (base seca)					
	Franca (SP) (LAC)	Barueri (SP) (LAC)	Suzano (SP) (LAC)	Brasília (DF) (LAC)	Belém (PA) (LAAP)	Londrina (PR) (UASB)
Arsênio	<0,006	5--68	33--202	-	-	-
Cádmio	0,06	8--20	2--7	<20	0	0,01
Chumbo	3	101--152	187--273	50	123	101
Cobre	6	485--664	803--841	186	439	282
Molibdênio	0,02	5--12	11	-	-	-
Níquel	0,38	211--411	269--390	2,5--5,2	73	29
Selênio	<0,06	0--1,4	0	-	-	-
Zinco	4,4	1800--2127	1793--2846	280--1500	824	1,041

Fonte: Traduzido de Andreoli *et al.* (2007, p. 36).

4.5.1.2. Potenciais benefícios do BL como insumo agrícola

Neste item será abordado os potenciais benefícios do BL utilizado nesta pesquisa, como melhoramento do solo. Os estudos que fazem parte da discussão deste tópico buscam trazer potenciais evidências do BC, em diferentes condições, que possam conferir benefícios ao solo para fins agrícolas.

Com relação ao BC utilizado nesta pesquisa, a Figura 24 do item 4.1.4 demonstra que na camada de 0-5 cm do BC, após receber esgoto bruto, obteve-se uma redução de C e K em 81,76 para 69,4% e de 0,82 para 0,26%, respectivamente. Já com relação aos elementos O, S, Fe, Al e Ca, houve um incremento no BC que recebeu esgoto bruto. O Cu e o P mantiveram-se com as mesmas concentrações. Exceto para o cálcio, os demais elementos que aumentaram as concentrações no BC após receber esgoto, foram íons de carga positiva. Isso demonstra que o BC pode aumentar a capacidade de troca catiônica (CTC) do solo, melhorando aspectos de acidez, por exemplo. Já a diminuição da concentração de C no BC após receber esgoto bruto pode ser indicado pelo acúmulo de lodo como observado na Figura 24(B).

Werner *et al.* (2018) estudaram os potenciais benefícios da utilização de biocarvão bruto (BB) e do biocarvão após ser utilizado como leito filtrante de esgoto bruto (BF). Após passar pela filtração, o BF reduziu as concentrações de P, Mg e K; já a concentração de Ca aumentou no BF. Com relação à disponibilidade de fósforo ambos os biocarvões acrescentaram um aumento significativo no solo em 106% e 52% para o BB e BF, respectivamente.

Estudos conduzidos por Sarkhot, Ghezzehei e Berhe (2013) investigaram os benefícios da utilização do BC enriquecido com efluente de indústria leiteira e do BC puro. Os

biocarvões foram adicionados ao solo e comparados entre si. Algumas constatações dessa pesquisa mostraram que o BC enriquecido com efluente, apresentou maiores concentrações de C e N, apesar de ter apresentado um percentual menor de lixiviação desses elementos. Esse resultado sugere que o BC enriquecido com efluente serve como um reservatório de nutrientes no solo de liberação lenta, evitando o processo de lixiviação.

Estudos recentes demonstram uma certa similaridade entre o BC e as substâncias húmicas, em diversas interações bióticas e abióticas no solo. Esses estudos fornecem evidências de que a parte solúvel em água do BC, contém uma concentração relativamente alta de substâncias semelhantes às substâncias húmicas (LIPCZYNSKA-KOCHANY, 2018). Lin *et al.* (2012) mostraram que o BC derivado de *Acacia Saligna* a 380°C e de serragem a 450°C obtiveram 17,7 e 16,2 % de substâncias húmicas respectivamente. Os autores indicam que altas temperaturas de pirólise (acima de 450°C), tendem a diminuir as quantidades de ácidos húmicos devido às perdas por volatilização.

Com relação à matéria orgânica, este é um componente importante do solo, garantindo melhorias nas suas propriedades físicas e químicas (MONTEMURRO *et al.*, 2010). As substâncias húmicas são derivadas, principalmente, da degradação bioquímica de plantas e resíduos animais e de atividade microbiológica sintética, representando em torno de 65-70% da matéria orgânica total do solo (GULSER *et al.*, 2010).

As substâncias húmicas são os maiores componentes dos fertilizantes orgânicos, desempenhando várias funções na fertilidade do solo, entre elas, atuando como uma fonte de carbono, nitrogênio e energia para a microflora. Elas também podem beneficiar os micróbios, realizando muitas funções biológicas e fisiológicas, tais como o aprimoramento dos processos metabólicos nas células e agindo como catalisadores de transferência de elétrons na respiração celular (TIKHONOV *et al.*, 2010).

No módulo WV-SF estudado, o material amostrado para avaliar as potencialidades de aplicação no solo, é composto pelo BC mais o lodo acumulado na superfície do filtro (BL) conforme já mencionado. Nesse sentido, as características do lodo formado podem interferir significativamente na qualidade do material, tanto pelo acúmulo de nutrientes quanto pelas características da matéria orgânica, e conseqüentemente, das substâncias húmicas ali presentes.

No estudo de Trein *et al.* (2020) foi avaliado as condições orgânicas e inorgânicas do lodo formado na superfície do primeiro estágio de um WV-SF. O sistema avaliado recebeu esgoto bruto durante 2,5 anos e foi operado no Brasil em região de clima tropical. Os

resultados mostraram um avançado grau de mineralização do lodo com 61% de matéria orgânica e concentração de $1.130 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ de substâncias húmicas na matéria seca. A taxa de humificação, representada pela porcentagem de substâncias húmicas em relação ao carbono orgânico total (COT), foi de 15 %. Kania *et al.* (2019) obtiveram taxas de humificação de 12,5% do lodo de sistemas WV-SF com menos de 1 ano de operação na França. Os autores destacam a intensa atividade microbiológica que ocorre, principalmente nos 3 primeiros anos de operação do módulo, favorecendo a taxa de humificação da matéria orgânica presente no lodo. No trabalho de Banc *et al.* (2021) foi analisado o depósito de lodo em um WV-SF após 7 e 14 anos de operação. As porcentagens de substâncias húmicas em relação ao COT foram de 31 e 25% em 7 e 14 anos, respectivamente. Os autores destacam que o efeito da idade do depósito de lodo no sistema aumenta a capacidade de tamponamento ácido-base, apresentando melhores condições na retenção de poluentes e vantagens para aplicação no solo.

Com relação aos efeitos microbiológicos, a adição de BC enriquecido com efluentes geralmente traz benefícios para o solo agrícola, que ocorre possivelmente devido ao aumento da área superficial, volume dos poros, além da biodisponibilidade de carbono e imobilização no nitrogênio (DEENIK *et al.*, 2009; QUILLIAM *et al.*, 2013). Ajibade *et al.* (2021) destacam que alguns nutrientes presentes no BC (C, H, O, N, S e outros minerais Na, Mg, K e Ca) além de compostos orgânicos dissolvidos no interior do BC, são fatores que contribuem para a sua elevada abundância e atividade microbiológica. Quilliam *et al.* (2013) afirmam que, a longo prazo, os efeitos positivos da microbiota do solo, devido à utilização do BC, tendem a melhorar devido à degradação microbiológica parcial do BC e da matéria orgânica adsorvida, que por sua vez liberará mais nutrientes e habitats para crescimento do biofilme. O BC utilizado no módulo WV-SF pode apresentar um comportamento semelhante, com um aumento positivo da microbiota do solo, já que apresenta uma área superficial elevada ($428 \text{ m}^2\cdot\text{g}^{-1}$) em relação a outros meios filtrantes. Outro efeito positivo do BL na microbiota, a longo prazo, pode ocorrer devido a degradação da matéria orgânica misturada ao BC, que poderá ser mais facilmente degradada, liberando nutrientes e aumentando a área superficial disponível para fixação de biofilme.

A utilização de BC como leito filtrante para remoção de poluentes de águas residuárias propõe uma alternativa sustentável e ecológica, contribuindo de forma estratégica para mitigar a eutrofização, melhorar a qualidade do solo, sequestrar carbono e otimizar o ciclo do fósforo no ambiente (ZHENG *et al.*, 2019).

Nesse contexto a utilização do BL coletado após receber esgoto bruto por 1 ano pode conferir potenciais benefícios de utilização agrícola com efeitos positivos no enriquecimento do solo. Apesar das análises realizadas no BL não terem sido direcionadas para a utilização agrícola, estudos demonstraram que tanto o BC quanto o lodo formado no módulo WV-SF sugerem bons atributos ao solo, podendo gerar benefícios nutricionais e nas condições bióticas e abióticas. Estudos apontam, além dos benefícios na estruturação e fertilidade do solo conferidas pelo BC, a diminuição de gases de efeito estufa com diminuição significativa de N₂O do solo, aumento da absorção de CH₄ e CO₂ (LI *et al.*, 2018).

4.2 DESEMPENHO HIDRODINÂMICO E NA REMOÇÃO DE POLUENTES DO MÓDULO WV-SF

4.2.1 Caracterização do esgoto pós etapa de tratamento preliminar

O esgoto utilizado para alimentar o módulo WV-SF foi proveniente da Estação de Tratamento de Esgotos do Município de Lages no estado de Santa Catarina, que atende atualmente uma população aproximada de 5 mil habitantes, com capacidade de atender até 20 mil pessoas. O esgoto foi bombeado de um tanque de aproximadamente 8 m³, após passar pelo tratamento preliminar composto unicamente por um gradeamento.

Na Tabela 8 são apresentadas as concentrações médias afluentes do esgoto bruto durante o período de monitoramento do sistema (setembro/2019 até outubro/2020), em comparação com as faixas de concentrações obtidas na literatura.

Tabela 8 – Concentrações médias do esgoto bruto afluente ao módulo

Parâmetro	N*	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Coef. de variação	Faixa média da literatura**
DQO (mg.L ⁻¹)	20	236	205	936	39	0,9	450-800
DBO ₅ (mg.L ⁻¹)	17	137	74	310	40	0,5	250-400
N-NH ₄ ⁺ (mg.L ⁻¹)	16	34	19	74	1	0,6	20-35
N-NO ₃ ⁻ (mg.L ⁻¹)	18	1	1	3	0	0,9	~0
SST (mg.L ⁻¹)	19	203	437	1937	0	2,1	200-450
P-PO ₄ ⁻³ (mg.L ⁻¹)	11	4	1	6	1	0,4	3-9
pH	20	7,1	0,1	-	-	-	-

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

*N = número de amostras

**von Sperling (2014)

Pode-se observar que as concentrações médias de matéria orgânica (DQO e DBO₅) destacam-se por apresentar valores significativamente abaixo dos valores médios da literatura, com 236 e 137 mg.L⁻¹, para DQO e DBO₅ respectivamente. Nas outras ETEs do município de Lages/SC foram encontrados valores muito próximos a estes, indicando que a cidade apresenta sérios problemas com contribuições de águas pluviais e águas subterrâneas na rede coletora.

Já para os outros parâmetros, as concentrações se mantiveram dentro das faixas reportadas na literatura, destacando o íon amônio o qual apresentou concentração média de 34 mg.L⁻¹ e ficou próximo ao limite superior da faixa que é de 35 mg.L⁻¹.

4.2.2 Desempenho do módulo WV-SF na remoção de poluentes presentes no esgoto afluente

O monitoramento do desempenho global do módulo WV-SF ao longo do período experimental ocorreu através de coletas sempre no segundo dia de alimentação, buscando diminuir as variáveis que possam interferir nas concentrações afluentes.

O WV-SF foi operado simulando dois módulos do primeiro estágio do sistema clássico Francês, com três módulos no primeiro estágio e dois no segundo (MOLLE *et al.*, 2005). A alimentação ocorreu com período de alimentação e repouso igual a 3,5 dias.

Na Tabela 9 são apresentadas as concentrações médias do esgoto efluente e as eficiências de remoção do módulo WV-SF.

Tabela 9 – Concentrações médias do esgoto efluente e eficiências médias de remoção promovido pelo WV-SF

Parâmetro	N*	Unidades	Média	Desvio padrão	Máximo	Mínimo	Coef. de variação
DQO	20	Concentração (mg.L ⁻¹)	58	45	233	9	0,8
		Remoção (%)	75	22	95	5	0,3
DBO ₅	17	Concentração (mg.L ⁻¹)	21	9	40	5	0,4
		Remoção (%)	85	11	96	60	0,1
N-NH ₄ ⁺	16	Concentração (mg.L ⁻¹)	9	7	23	0	0,7
		Remoção (%)	73	37	95	-56	0,6
N-NO ₃ ⁻	18	Concentração (mg.L ⁻¹)	16	9	27	1	0,5
SST	19	Concentração (mg.L ⁻¹)	12	16	64	0	1,3
		Remoção (%)	94	14	100	55	0,2
P-PO ₄ ⁻³	11	Concentração (mg.L ⁻¹)	2	1	2	1	0,3
		Remoção (%)	50	17	77	31	0,3

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

*N = número de amostras

Os valores das concentrações médias efluentes dos parâmetros contidos na Tabela 9 mostram resultados satisfatórios e boas eficiências de remoção durante o período de monitoramento, demonstrando que houve uma redução significativa das concentrações em relação ao esgoto afluente. Os valores de concentrações máximas efluentes mantiveram-se estáveis exceto para DQO que apresentou um pico de 233 mg.L⁻¹, embora a concentração média ficou bem abaixo com 58 mg.L⁻¹.

Com relação ao fósforo, os resultados da Tabela 9 demonstram o período de eficiências positivas que ocorreram nos 6 primeiros meses de operação do módulo (setembro/2019 a março/2020), com 50% de remoção e 2 mg.L⁻¹ de concentração efluente. Apesar de o sistema ter interrompido o monitoramento entre o mês de março até junho de 2020, devido às restrições de acesso durante a pandemia de COVID-19, a alimentação se manteve normal nesse período. Após a retomada das análises no mês de junho de 2020, as concentrações de fósforo no efluente começaram a apresentar eficiências negativas, ou praticamente nulas, sugerindo que o sistema havia saturado em termos de adsorção de fósforo.

Morvannou *et al.* (2015) realizaram levantamento de desempenho de remoção de poluentes de 415 unidades WV-SF obtendo valores médios de eficiência e concentrações efluentes de 77% e 126 mg.L⁻¹ para DQO, 83% e 38 mg.L⁻¹ para SST e 59% e 27 mg.L⁻¹ para NTK. As diferenças de desempenho em relação ao módulo estudado podem estar relacionadas

a diversos fatores, como diferentes carregamentos hidráulicos e de poluentes, número de módulos, incluindo um segundo estágio, condições climáticas específicas, tempos de operação e o material filtrante de BC.

Na Tabela 10 são apresentados os carregamentos médios do esgoto bruto afluente ao módulo para os parâmetros DQO, DBO₅, NTK e SST. Comparando com as cargas máximas recomendadas e aplicadas nos sistemas clássicos Francês com relação ao que foi aplicado neste estudo, é possível observar que os valores encontrados são inferiores. Esse fato decorre das baixas concentrações afluentes ao módulo decorrentes das contribuições indevidas nas redes coletoras, conforme relatado anteriormente. Observa-se que quando se compara com o carregamento no ciclo de alimentação essa diferença diminui, haja vista que o sistema clássico Francês tem um ciclo de 10,5 dias (3,5 dias de alimentação/ 7 dias de repouso), já o módulo WV-SF estudado apresenta ciclo de 7 dias (3,5 dias de alimentação/ 3,5 dias de repouso). O carregamento hidráulico aplicado no módulo WV-SF foi de 0,37 m³.m⁻².dia⁻¹, sendo o mesmo recomendado e aplicado no sistema clássico Francês, ou seja, aquelas unidades que recebem a aplicação direta do esgoto bruto afluente, sendo na maioria das vezes preenchidas com material filtrante composto por brita (variação dos diâmetros dos grãos de 2 a 6 mm) (DOTRO *et al.*, 2017; MOLLE *et al.*, 2005).

Tabela 10 – Carregamento médio do esgoto afluente ao módulo WV-FS

Parâmetro	Carregamento do módulo em operação	*Carregamento do módulo no ciclo de alimentação	** (DOTRO <i>et al.</i> , 2017)	*** (DOTRO <i>et al.</i> , 2017)
DQO (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	88	44	350	117
DBO (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	51	25	150	50
N-NH ₄ ⁺ (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	13	7	30	10
SST (g.m ⁻² .dia ⁻¹)	75	38	150	50

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

*Carregamento do módulo no ciclo de alimentação considerando 3,5 dias de alimentação e 3,5 dias de repouso (total de 7 dias).

**Carregamento do módulo em operação-para a fração nitrogenada os autores consideraram NTK

***Carregamento do módulo no ciclo de alimentação considerando 3,5 dias de alimentação e 7 dias de repouso (total de 10,5 dias).

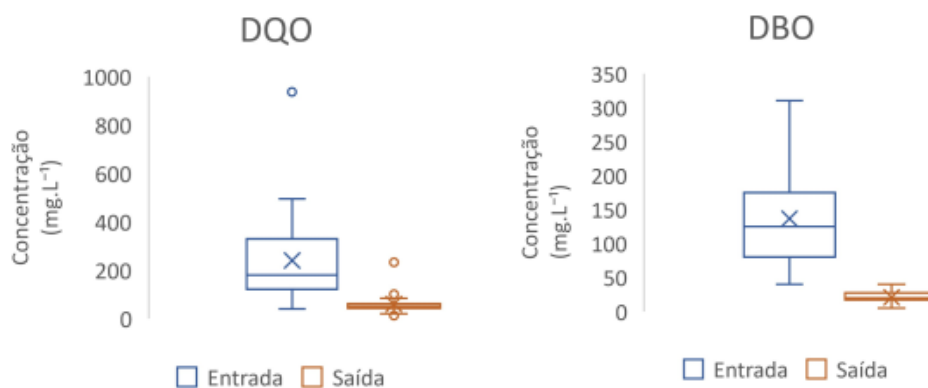
Mesmo considerando o ciclo de alimentação no carregamento, os valores máximos recomendados para o sistema clássico francês estiveram bem acima dos valores aplicados nesta pesquisa, principalmente pra DQO que ficou 62% menor do que as recomendações de Dotro *et al.* (2017), reforçando o alto grau de diluição do esgoto bruto afluente ao módulo.

4.2.2.1 Matéria orgânica (DQO e DBO₅)

Nos gráficos *boxplot* da Figura 25 mostra as variações das concentrações afluente e efluente das coletas realizadas sempre no segundo dia de alimentação do módulo. Pode-se observar que as concentrações efluentes de matéria orgânica em termos de DQO e DBO₅ são satisfatórias quando comparado a outros sistemas convencionais de tratamento. Apesar das variações nas concentrações afluentes terem sido amplas, o efluente se manteve constante, indicando que o sistema tem boa capacidade de absorver as flutuações de carga orgânica (MOLLE *et al.*, 2005; PAING *et al.*, 2015).

O pico de concentração efluente para a DQO, de 232 mg.L⁻¹, foi um caso isolado, que não representa, necessariamente, uma fragilidade do sistema, haja vista que o sistema suportou muito bem as demais variações de cargas. A concentração máxima de DBO₅ efluente foi de 40 mg.L⁻¹, com uma média 21 mg.L⁻¹. Já para a DQO a concentração média efluente foi de 58 mg.L⁻¹.

A carga orgânica superficial média aplicada no WV-SF foi de 88 gDQO.m⁻².dia⁻¹, estando bem abaixo do valor limite de 300 gDQO.m⁻².dia⁻¹ recomendado pelas diretrizes francesa (MOLLE *et al.*, 2005). Nesse sentido, as eficiências de remoção acabam não sendo o indicador mais adequado para representar o desempenho do sistema, pois a remoção de uma concentração muito baixa de matéria orgânica afluente acaba dificultando uma remoção significativa da carga orgânica. Os gráficos da Figura 26 e da Figura 27 mostram a eficiência de DQO e DBO₅ para cada coleta, ao longo dos 12 meses de monitoramento. Nesse caso está incluída as coletas realizadas nas campanhas de monitoramento intensivo (3 campanhas ao longo dos 3 dias seguidos de alimentação) e não apenas as coletas no segundo dia de alimentação, conforme apresentado na Figura 25. No mês de junho de 2020, o sistema apresentou uma eficiência próxima de zero, no entanto o esgoto apresentou alto grau de diluição, com concentração afluente de 32 mg.L⁻¹. Nesse caso o parâmetro de eficiência não reporta um mau desempenho do sistema, pois a concentração efluente foi de 22 mg.L⁻¹. Com relação a DBO₅ as concentrações efluentes se mostraram estáveis, reforçando a boa capacidade do módulo em absorver variações de carga orgânica.

Figura 25 – *Boxplot* das concentrações afluyente e efluente da DQO e DBO₅

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

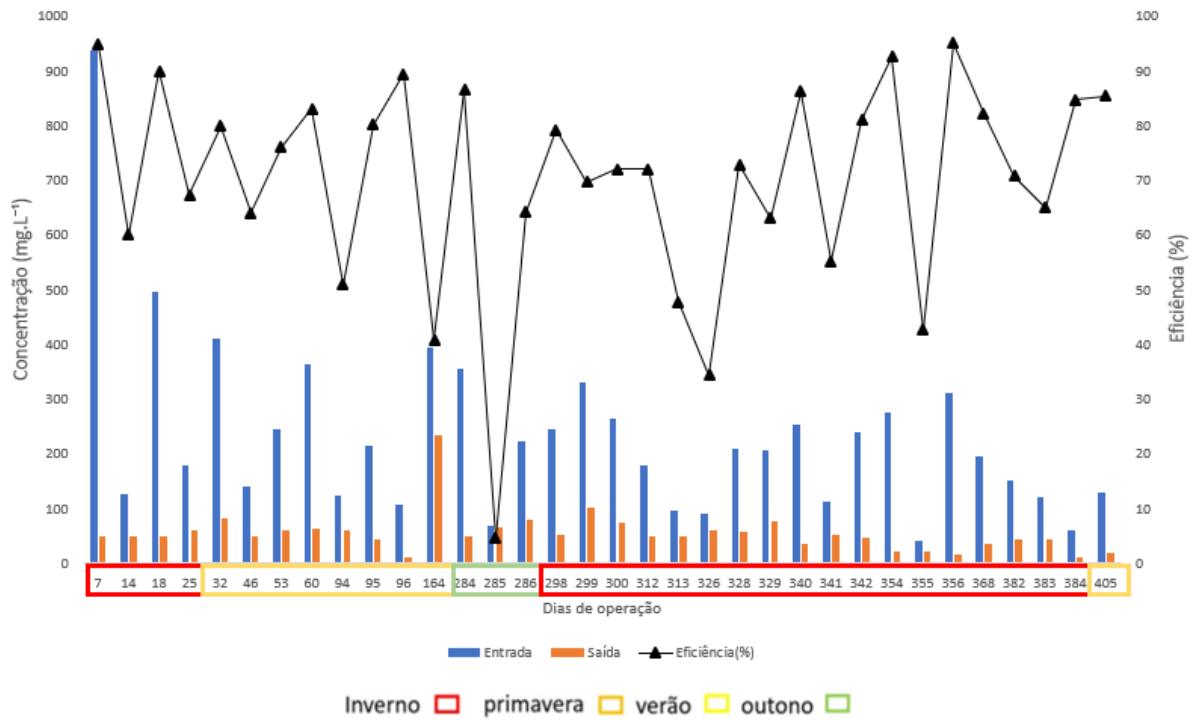
É interessante notar que no início de funcionamento do sistema, mais especificamente após 7 dias, o esgoto afluyente apresentou um pico de concentração chegando a 940 mg.L⁻¹ de DQO, muito provavelmente devido a uma descarga clandestina de efluentes industriais na rede coletora, segundo informações dos operadores da ETE. Apesar desse pico de concentração afluyente a concentração do esgoto efluente ficou abaixo de 50 mg.L⁻¹, indicando que o BC apresentou uma alta capacidade de adsorção/retenção de matéria orgânica, já que nesse início de operação a camada biológica de lodo era inexistente.

Com relação ao parâmetro DBO₅ as concentrações efluentes se mantiveram relativamente baixas e estáveis atingindo um valor máximo de 48 mg.L⁻¹ no 284º dia de operação. Com relação ao efeito da sazonalidade nas eficiências de remoção de matéria orgânica, não é possível identificar uma tendência pelo número de análises e resultados apresentados no gráfico.

Geralmente os compostos orgânicos são removidos nos WCs através do processo de adsorção e filtração no meio filtrante (DORDIO *et al.*, 2007), fito remediação e degradação microbiana (WANG *et al.*, 2016).

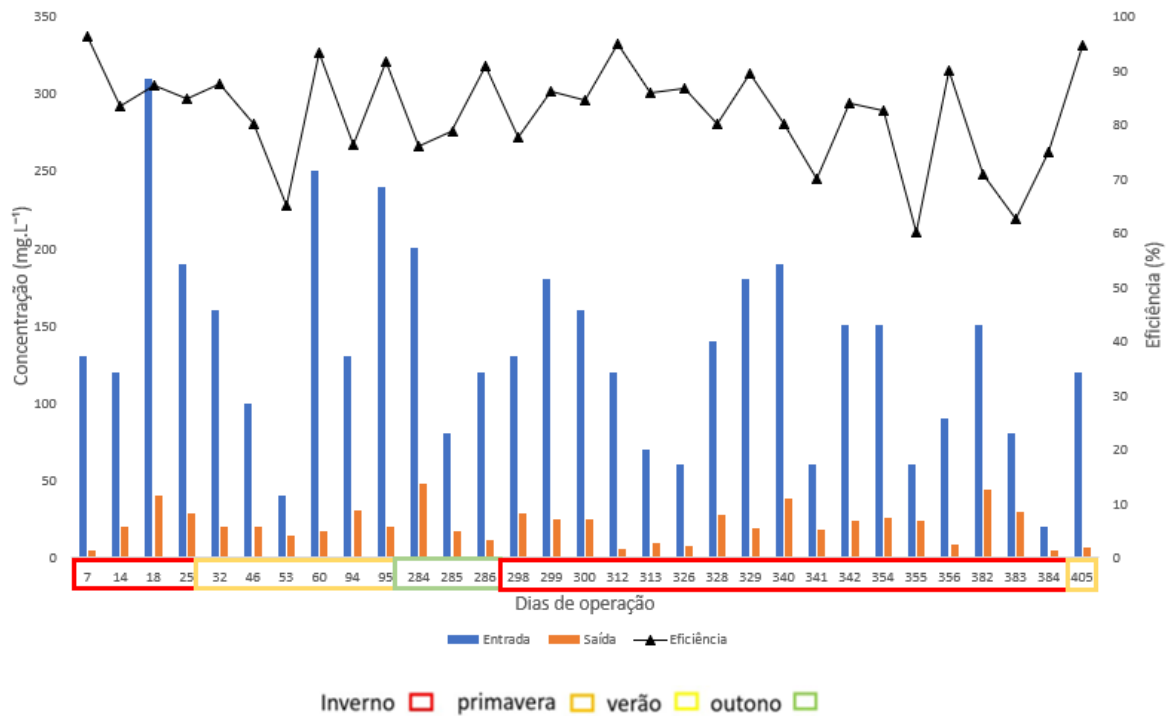
As eficiências significativamente elevadas neste estudo, em termos de DBO₅ e DQO podem estar atribuídas a maior reatividade na superfície do BC com forte presença de ligações π (CHEN; ZHOU; ZHU, 2008). Devido às ligações π na superfície do BC, as moléculas orgânicas podem ser facilmente adsorvidas via atração eletrostática e ligação de hidrogênio intermolecular no meio (biocarvão) resultando em altas remoções de matéria orgânica (GUPTA; ANN; LEE, 2016; KIZITO *et al.*, 2017). Essa tendência pode ser observada nas eficiências reportadas logo no início de operação do sistema em que não havia a presença da manta de lodo.

Figura 26 – Concentrações afluente e efluente de DQO ao longo do período de monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 27 – Concentrações afluente e efluente de DBO₅ ao longo do período de monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Zumalacarregui e Von Sperling (2018) monitoraram durante 51 meses um Sistema Francês representando o primeiro estágio com apenas dois módulos, em clima tropical no Brasil, e obtiveram as concentrações efluentes médias e eficiências de remoção de 87 mg.L⁻¹ e 69% para DQO e 49 mg.L⁻¹ e 79% para DBO. No trabalho de Morvannou *et al.* (2015) foi realizado levantamento de dados de 415 WV-SF com tempo de operação variando entre 2 e 31 anos e obtiveram concentrações médias e eficiências de remoção, no primeiro estágio, de 74 mg.L⁻¹ e 77% para DQO. Em ambos os estudos foram utilizados o pedrisco como meio filtrante.

Molle *et al.* (2015) avaliaram a eficiência de uma unidade WV-SF na França, em região de clima tropical. O sistema é composto por 80 cm de pedrisco como material filtrante, recebendo uma carga hidráulica afluente de 0,43 m.dia⁻¹. As concentrações efluentes e eficiências médias de remoção para DQO e DBO₅ foram de 71 mg.L⁻¹ - 91% e 33 mg.L⁻¹ - 91% respectivamente. As eficiências reportadas nesse experimento ocorreram ao longo de 6 anos.

Estudo que avaliaram a eficiência do biocarvão em termos de matéria orgânica (DQO) em sistema WCFV foi conduzido por Ajibade *et al.* (2021). Nesse estudo, foi identificado as seguintes contribuições na remoção de DQO: 34% pelo BC, 28% pelos microrganismos, 10% pelas plantas e 28% como sendo outras formas de remoção, incluindo atividades metabólicas específicas. Destaca-se nesse estudo a predominante contribuição do BC na remoção da DQO frente aos outros processos que foram atribuídas a grande capacidade de adsorção e fixação de microrganismos na área superficial do BC.

4.2.2.2 Nitrogênio (N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻)

Na Figura 28 apresentam-se os gráficos *boxplot* das concentrações afluentes e efluentes dos parâmetros N-NH₄⁺ e N-NO₃⁻ ao longo dos 12 meses de operação do módulo, nas coletas realizadas sempre no segundo dia de alimentação. As concentrações efluentes de N-NH₄⁺ podem ser consideradas satisfatórias, com média de e 9 mg.L⁻¹. A concentração máxima afluente de N-NH₄⁺ foi de 23 mg.L⁻¹, indicando que o sistema teve boa capacidade de absorver variações de carga afluentes de amônio. Esse valor pode ser considerado satisfatório quando confrontado com a ampla pesquisa realizada por Morvannou *et al.* (2015) em WV-SF, com tempo de operação maiores que 2 anos, atingindo concentração média afluente e eficiência média de remoção de NTK para o primeiro estágio de 27 mg.L⁻¹ e 59%, respectivamente.

Estudos apontam que a utilização do BC em WCs desempenha ótimas condições na remoção de amônio e nitrogênio total, que são conferidas, principalmente, pela alta capacidade de adsorção, pelo sinergismo entre o BC e desenvolvimento de microrganismos autotróficos além da capacidade de fornecer carbono para o processo de desnitrificação (AJIBADE *et al.*, 2021; DE ROZARI; GREENWAY; EL HANANDEH, 2018; ZHOU *et al.*, 2017).

Sarkhot, Ghezzehei e Berhe (2013) estudaram o processo de adsorção de N-NH_4^+ em BC derivado de biomassa madeireira, tratando efluente proveniente de indústria de laticínios. O estudo mostrou que o BC adsorveu $5,3 \text{ mg.g}^{-1}$ do íon amônio e que as principais vias de remoção ocorreram devido às trocas com Ca e coadsorção com a matéria orgânica presente no afluente. Substâncias poliméricas extracelulares policatiônica (SUTHERLAND, 2001), presentes no biofilme de fungos, algas e bactérias, podem ter influenciado positivamente no processo de adsorção do amônio na camada superficial de lodo presente no WV-SF. Esses polissacarídeos presentes no biofilme, geralmente são hidrofílicos com grupos funcionais carboxílicos e grupos OH livres, facilitando a adsorção de cátions, no caso o íon amônio (CALMANO; FÖRSTIER, 1996). Bassin *et al.* (2011), tiveram bons resultados em testes de adsorção de amônio em lodo aeróbio granular, atingindo uma capacidade de saturação do íon no lodo de $1,7 \text{ mg N-NH}_4^+.\text{g}^{-1}$.

A transformação de nitrogênio em WV-SF depende das condições operacionais e de projeto, tais como: características do esgoto afluente, tipo de material filtrante, regimes de batelada, além de fatores climáticos (MILLOT *et al.*, 2016; MOLLE, 2014). A remoção do nitrogênio amoniacal no primeiro estágio ocorre principalmente pela adsorção na camada de lodo no período de alimentação e posterior oxidação durante o período de descanso (MOLLE *et al.*, 2006).

Morvannou *et al.* (2014) estudaram a dinâmica do nitrogênio (NTK) no primeiro estágio do sistema francês, durante a alimentação e no período de repouso. Durante o período de alimentação o sistema recebeu uma carga de $36 \text{ g NTK.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, equivalendo a uma massa de 3549 g de nitrogênio. O balanço mostrou que 22% do nitrogênio foi liberado no efluente, 32 % ficou adsorvido/retido na matéria orgânica e 44% foi nitrificado. Já durante o período de repouso (7 dias) a quantidade de amônio adsorvida reduziu para 5% e o percentual de amônio nitrificado chegou a 72%, acarretando uma alta concentração de nitrato nas duas ou três bateladas seguintes.

As eficiências de remoções de $N-NH_4^+$ tendem a ser menores nos seis primeiros meses de operação no sistema clássico Francês devido ao lento processo de formação da camada de lodo superficial e pelo fato das bactérias nitrificantes autotróficas apresentarem uma cinética de crescimento mais lenta, aumentando gradativamente até atingir uma estabilidade, geralmente após 2-3 anos (PAING *et al.*, 2015). Nesse sentido, o módulo WV-SF estudado teve bom desempenho de remoção do íon amônio durante todo o período de monitoramento, inclusive nos primeiros dias de alimentação, quando ainda não havia a formação da camada de lodo. Esse desempenho sugere que o BC teve boa capacidade de adsorção do íon amônio. O BC utilizado nessa pesquisa apresentou um potencial de carga zero igual a 5,9 conforme mostrado anteriormente. Isso demonstra que o BC apresentou uma predominância de cargas negativas na superfície, já que o pH do esgoto se manteve próximo da neutralidade durante o experimento. Dessa forma, sugere-se que as principais vias de adsorção do amônio ao longo do período de monitoramento, foram por intermédio das interações químicas. Os mecanismos de adsorção física do amônio não representam uma interferência significativa na eficiência de remoção, que por sua vez, está relacionada com a área superficial do BC (HEMA; ARIVOLI, 2007; KIZITO *et al.*, 2015). Com relação às interações químicas entre o amônio e o BC, a presença de grupos funcionais apresenta um importante mecanismo de remoção do amônio, principalmente pelos grupos funcionais de caráter ácidos (como por exemplo: hidroxila, fenol e carboxila) por estarem carregados negativamente (HOLLISTER; BISOGNI; LEHMANN, 2013; YIN *et al.*, 2017). Em condições específicas, o magnésio presente no BC pode se ligar ao amônio e ao fosfato formando cristais de estruvita ($MgNH_4PO_4 \cdot 6H_2O$), podendo trazer grandes benefícios tanto pela remoção dos nutrientes presente nas águas residuárias, quanto pelo potencial uso do material na agricultura (KIZITO *et al.*, 2015; TURKER; ÇELEN, 2007). No entanto poucos estudos têm sido conduzidos na investigação da formação de cristais de estruvita utilizando o BC como leito filtrante (YIN *et al.*, 2017).

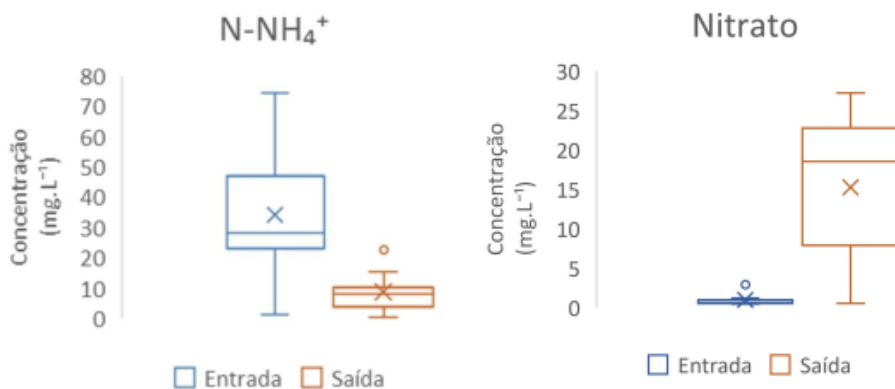
No estudo de Kizito *et al.* (2017), a remoção do íon amônio utilizando BC derivado de biomassa de madeira em WCV, tratando efluente orgânico, foi de 76%. Na coluna utilizando o pedrisco, com as mesmas condições operacionais do BC, a remoção foi de 62%. Já para o Nitrogênio Total (NT), as eficiências foram de 47% e 22% para o BC e o pedrisco, respectivamente. Com relação às eficiências reportadas pelo NT, os autores vinculam à elevada área superficial do BC, que por sua vez, promove condições anóxicas e melhores condições para o crescimento de microrganismos. Maiores detalhes sobre os processos de transformações biológicas do nitrogênio serão reportados em capítulo subsequente desta tese.

O processo de nitrificação no sistema foi identificado após a segunda coleta que ocorreu 14 dias após o *start up* do módulo, atingindo uma concentração efluente de nitrato de 11 mg.L^{-1} (Figura 30). Esses valores elevados de nitrato, em um curto espaço de tempo (PAING *et al.*, 2015), sugerem que as bactérias autotróficas tiveram um ambiente favorável ao seu crescimento, podendo estar relacionados às próprias características do BC e/ou pelas cargas hidráulicas e orgânicas afluentes aplicadas.

Algumas configurações em sistemas *wetlands* de escoamento vertical são importantes para potencializar a remoção de amônio, por exemplo, a utilização de material filtrante com capacidade adsorvente, já que é parte fundamental para o processo de nitrificação (SAEED; SUN, 2011b). Prost-Boucle e Molle (2012) relatam a importância em garantir uma taxa de aplicação hidráulica em sistemas WV-SF para garantir uma boa nitrificação no primeiro estágio. A recomendação é que se adote uma área superficial mínima de $1,5 \text{ m}^2.\text{hab}^{-1}$ para as condições climáticas francesas, representando uma carga entre $25 - 30 \text{ gNTK.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, obtendo-se eficiências de remoção próximas de 50% (MOLLE *et al.*, 2005).

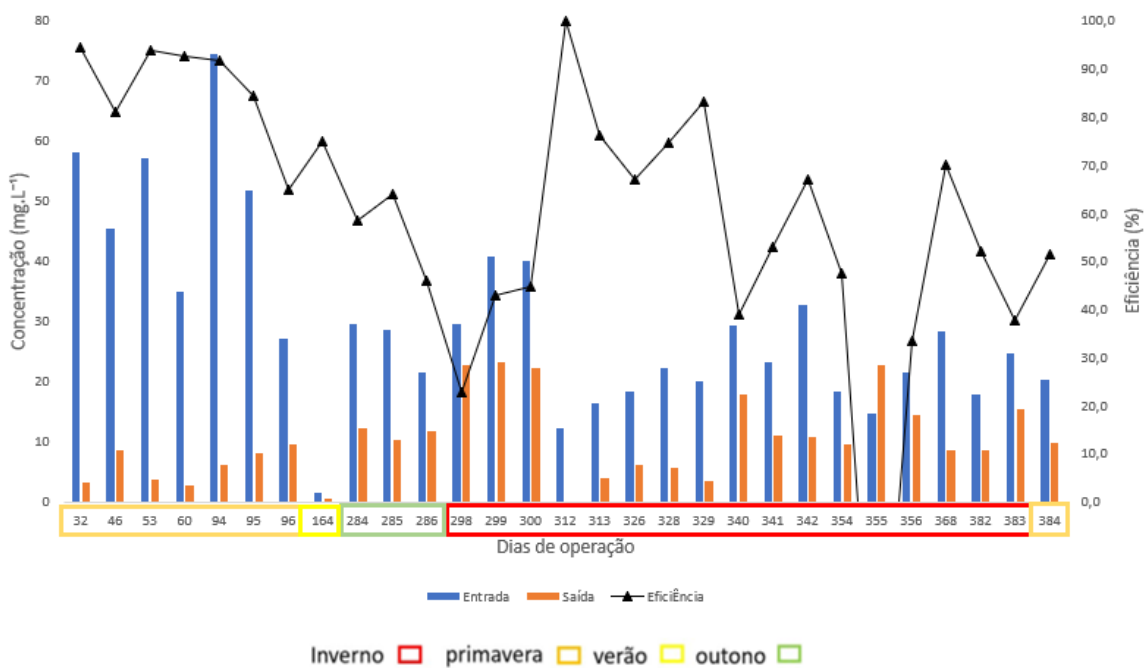
Nas Figura 28 e a Figura 29 são apresentadas as concentrações afluentes e efluentes e as eficiências de remoção de amônio ao longo do período de monitoramento do módulo, incluindo as coletas realizadas nas 3 campanhas de monitoramento, onde foram coletas amostras ao longo dos 3 dias consecutivos de alimentação. Pode-se notar que altas concentrações de amônio não interferiram na redução de eficiência desses parâmetros. Inclusive nas maiores concentrações afluentes obteve-se as menores concentrações efluentes e consequentemente maiores eficiências de remoção. Esse fator pode estar relacionado ao fato que, geralmente quando as concentrações de nitrogênio afluente são mais elevadas, maiores concentrações de matéria orgânica estão associadas, aumentando as possibilidades de adsorção/retenção do nitrogênio na biomassa.

Figura 28 – *Boxplot* das concentrações afluentes e efluente de N-NH₄⁺ e NO₃⁻

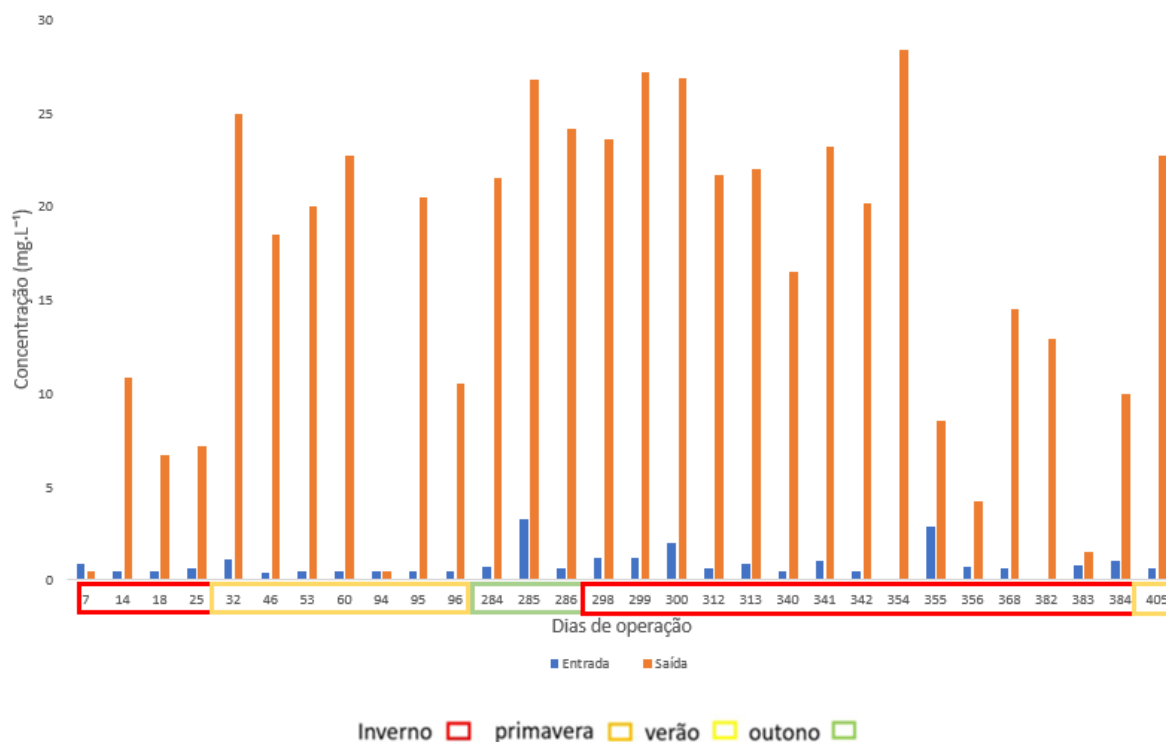


Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 29 – Concentrações afluentes e efluente de N-NH₄⁺ ao longo do período de monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 30 – Concentrações afluente e efluente de NO_3^- ao longo do período de monitoramento

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

A concentração efluente do íon amônio no 355º dia de operação foi maior que a concentração afluente, atingindo uma eficiência negativa, consequentemente. Esse fato isolado não representa, necessariamente, uma ineficiência pontual, já que o amônio liberado no efluente nesta coleta, pode estar associado a bateladas anteriores, envolvendo uma complexidade de fatores climáticos e de cargas associadas anteriormente.

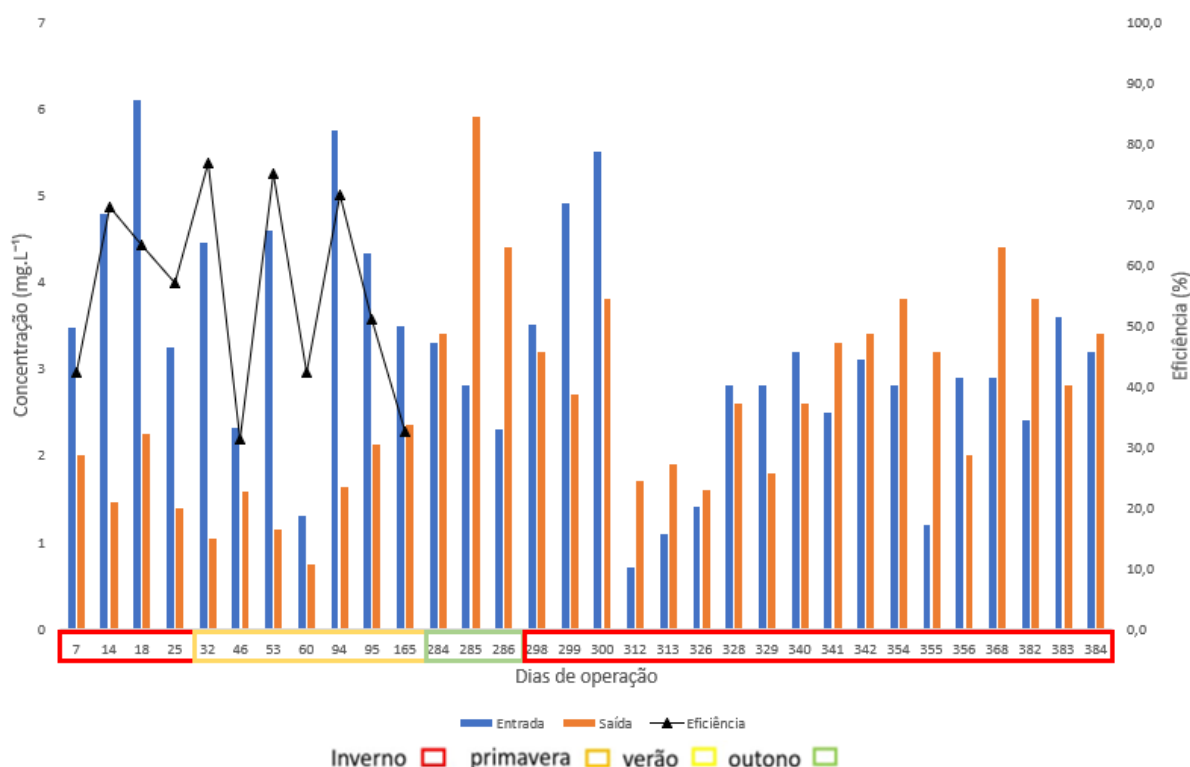
Com relação aos fatores sazonais, não é possível obter uma tendência, já que o número de coletas foi limitado e as concentrações afluentes foram muito variáveis. Porém, cabe destacar que a maior parte das coletas foram realizadas no período de inverno, sendo a condição menos favorável para os processos físico-químicos e biológicos devido às mais baixas temperaturas.

4.2.2.3 Remoção de fósforo

Na Figura 31 é apresentada a variação da concentração afluente e efluente do elemento fósforo na forma de ortofosfato ao longo dos meses de monitoramento. Pode-se observar que o módulo se mostrou eficiente na remoção deste parâmetro até a coleta realizada no 165º dia de operação. Nesse período, a eficiência média de remoção foi de 56% com concentrações

médias afluente e efluente de 4 e 2 mg.L⁻¹, respectivamente. A partir do 165º dia de operação do módulo o monitoramento do sistema ficou interrompido por um período de 120 dias (4 meses), por conta das restrições da pandemia do COVID-19. Apesar de não ter havido monitoramento nesse período o sistema foi alimentado normalmente. Retomado o monitoramento, após 284 dias de operação do módulo, as eficiências tiveram uma queda significativa, predominando eficiências negativas. Esse comportamento indica que a capacidade de adsorção de fósforo foi saturada, iniciando um processo de lixiviação do fósforo acumulado.

Figura 31 – Concentrações afluente e efluente de P-PO₄⁻³ ao longo do período de monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

As formas de remoção de fósforo em WC ocorrem predominantemente pelos processos de adsorção e precipitação no material filtrante, estando, dessa forma, intimamente associada às suas propriedades físico-químicas (ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001). Os percentuais de remoção de fósforo ao longo dos seis primeiros meses de operação do módulo WV-SF podem ser considerados satisfatórios, quando comparados com valores obtidos por Yadav, Chazarenc e Mutnuri (2018), no qual obtiveram eficiência média de remoção de 34%

de fósforo total no primeiro estágio do Sistema Francês nos primeiros dez meses de operação. Nesse caso o material filtrante utilizado foi o pedrisco.

No estudo de Kizito *et al.* (2017) foi analisada a eficiência de remoção de ortofosfato em coluna utilizando o BC derivado de biomassa de madeira, semelhante ao material utilizado nesta pesquisa. O experimento foi dividido em duas fases com período de 150 dias cada. As colunas foram alimentadas com esgoto proveniente de digestão anaeróbia, cuja concentração de ortofosfato afluyente foi de 25 mg.L⁻¹. As eficiências reportadas foram de 71-85% na primeira fase e 52 -68% na segunda fase. No mesmo estudo avaliou-se a capacidade máxima de adsorção de fosfato e obteve-se um valor de 3,3 mg.g⁻¹ para uma concentração de 100 mg.L⁻¹ da solução afluyente. Os autores indicam a alta eficiência na remoção de fosfato atribuída principalmente a grande área superficial do BC utilizado que foi calculada em 147 m².g⁻¹.

Um dos fatores que pode ter influenciado negativamente a capacidade do BC na adsorção de fósforo é pelo acúmulo de matéria orgânica (MO) nos poros do material (MAHER *et al.*, 2015), já que o módulo estudado neste trabalho foi alimentado com esgoto bruto, condicionando elevadas concentrações de matéria orgânica. Debicka *et al.* (2016) destacam alguns fatores em que o acúmulo de matéria orgânica afeta negativamente na capacidade de sorção de fósforo pelo material filtrante: 1) competição de sítios adsorptivos pela MO, 2) a MO pode liberar o fósforo previamente adsorvido, 3) a MO pode reduzir a atração eletrostática entre os sítios adsorptivos e o fósforo e 4) a MO dificulta o acesso do fosfato com a superfície ativa do BC. Ainda com relação a MO acumulada no meio filtrante Dai e Hu (2017) indicam que esta afeta a capacidade de adsorção de fósforo pela influência no pH, e que, no entanto, meios filtrantes contendo altas concentrações de ferro e alumínio e baixa concentração de cálcio são mais resistentes à diminuição da capacidade de adsorção do meio filtrante devido ao acúmulo de MO.

A capacidade de adsorção de fosfato por um material pode ser significativamente influenciada pelo conteúdo e morfologia de compostos metálicos devido a deposição na superfície (ligações de hidrogênio) e precipitados (fortes ligações químicas) que são formados através da reação de compostos metálicos e fosfatos (YIN *et al.*, 2017). Os mesmos autores afirmam que a capacidade de adsorção de fosfato por BC é muito variável, dependendo da matéria prima utilizada para sua produção e pelas condições de pirólise na qual a biomassa foi submetida. Além disso, as características do esgoto afluyente podem exercer grande influência, principalmente pelos íons coexistentes nas águas residuárias. No módulo estudado, a remoção

do fósforo pela reação com óxidos metálicos na formação de precipitados pode ter sido significativa. Essa tendência é mostrada pelos resultados de EDS e DRX em que mostram a presença de AlPO_4 e ausência de MgO no BC após operação, conforme descrito anteriormente. O óxido de cálcio (CaO), apesar de não ter sido identificado nas bandas EDS e DXR, pode ter participado no processo de remoção de fósforo, já que sua concentração no BC *in natura* foi de 0,59% (Tabela 3).

No estudo de Barca *et al.* (2021) foi utilizado um material filtrante em WCV, sendo este um resíduo de bauxita carbonatada. As elevadas eficiências de remoção de fósforo (acima de 91%) reportada neste estudo, esteve majoritariamente vinculada à precipitação do fósforo através da complexação com o cálcio formando a hidroxiapatita. As concentrações relativamente baixa desses óxidos metálicos no BC *in natura* pode ter contribuído para o curto período de saturação do fósforo, após 164 dias de operação.

Sarkhot, Ghezzehei e Berhe (2013) estudaram a capacidade de adsorção de fosfato no BC decorrente de efluente de indústria leiteira. O estudo mostrou que o BC adsorveu somente a metade do fosfato presente no efluente industrial em relação ao efluente sintético, sugerindo que houve uma competição com outros ânions presentes na solução do efluente industrial para adsorção na superfície do BC, e na ligação com cátions metálicos. No mesmo estudo foi levantada a hipótese de que a dessorção do fosfato tenha ocorrido pela liberação do P-PO_4^{-3} presente na matéria orgânica adsorvida na superfície do BC, devido a liberação de outros íons (como o sulfato) para a solução, que por sua vez possa ter substituído mais P-PO_4^{-3} adsorvido no BC.

Yao *et al.* (2012) reportaram que o BC não é efetivo na sorção de fosfato e nitrato, devido à grande quantidade de cargas negativas presentes na superfície desses materiais, principalmente aos biocarvões submetidos a baixas temperaturas de pirólise (200-400°C), fazendo com que o BC seja mais efetivo na remoção de cátions. Essa tendência foi mostrada no trabalho de De Rozari, Greenway e El Hanandeh (2016) em que a adição de BC na areia diminuiu a eficiência de sorção de fosfato em relação a areia sem adição de BC. Os autores indicam que o BC gerou uma maior repulsão do íon fosfato, devido às cargas negativas predominantes, dificultando as reações de alguns metais presentes na areia que pudesse interagir com o fosfato. Devido ao excesso de cargas negativas predominantes no BC, a capacidade de troca de ânions acaba sendo prejudicada, acarretando baixas eficiências na remoção de fosfato e arsênio, por exemplo (HOLLISTER; BISOGNI; LEHMANN, 2013; YAO *et al.*, 2012). Conforme aumenta o pH da solução o fosfato tende a estar

predominantemente na forma de $P-PO_4^{-3}$, sendo a forma mais difícil de adsorver no material adsorvente, além de que o OH^- compete com o PO_4^{-3} pelos sítios adsortivos (YIN *et al.*, 2017).

Outra possibilidade de íons coexistentes limitar a capacidade de adsorção de fosfato no BC, é relatado por Fang *et al.* (2014), em que esses íons reagiram com o BC formando precipitados (estruvita ou $MgHCO_3$, por exemplo), que por sua vez ocupam sítios adsortivos ou bloqueiam os poros do BC.

O processo de saturação de fósforo utilizando diferentes tipos de matérias filtrantes, em WCFV, tendem a sofrer um decréscimo devido à saturação do fósforo no leito filtrante. Paing *et al.* (2015) realizaram um amplo estudo em unidades WV-SF e obtiveram eficiências média de remoção de fósforo total em diferentes períodos de operação, resultando em 47% nos primeiros dois anos, 30% do segundo ao sexto ano e de 9% do sexto ao décimo segundo ano de operação.

A recuperação do fósforo como fonte de nutriente tem sido uma necessidade iminente nas plantas de tratamento de esgoto. Molle *et al.* (2011) obtiveram parâmetros operacionais e de projeto para remoção de fósforo em sistemas WCs utilizando a apatita como material filtrante e adsorvente, demonstrando potenciais uso no reaproveitamento do fósforo como fertilizante na agricultura. Os potenciais usos do BC, após operação do módulo WV-SF, como insumo agrícola serão melhor discutidos posteriormente nesta tese.

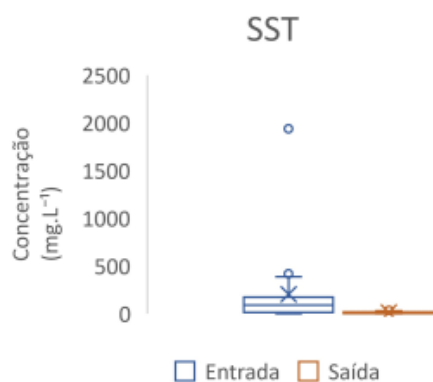
4.2.2.4 Sólidos Suspensos Totais

Em relação aos sólidos suspensos totais (SST), o módulo WV-SF estudado mostrou desempenho satisfatório com concentração efluente e eficiência de remoção de 12 mg.L^{-1} e 85%, respectivamente. Morvannou *et al.* (2015) estudando várias unidades WV-SF, encontraram eficiência e concentração média no primeiro estágio de 83% e 38 mg.L^{-1} , sinalizando bons desempenhos no módulo WV-SF estudado.

A concentração média de SST afluyente de 203 mg.L^{-1} pode ser considerada baixa, porém ainda dentro da faixa média do esgoto bruto no Brasil, que varia de 200 a 450 mg.L^{-1} (VON SPERLING, 2014). Na Figura 33 são apresentadas as variações das concentrações afluentes e efluentes e as eficiências de remoção desempenhadas ao longo dos dias de monitoramento do módulo, incluindo as coletas realizadas nas 3 campanhas de monitoramento ao longo dos 3 dias consecutivos de alimentação. Pode-se observar que as

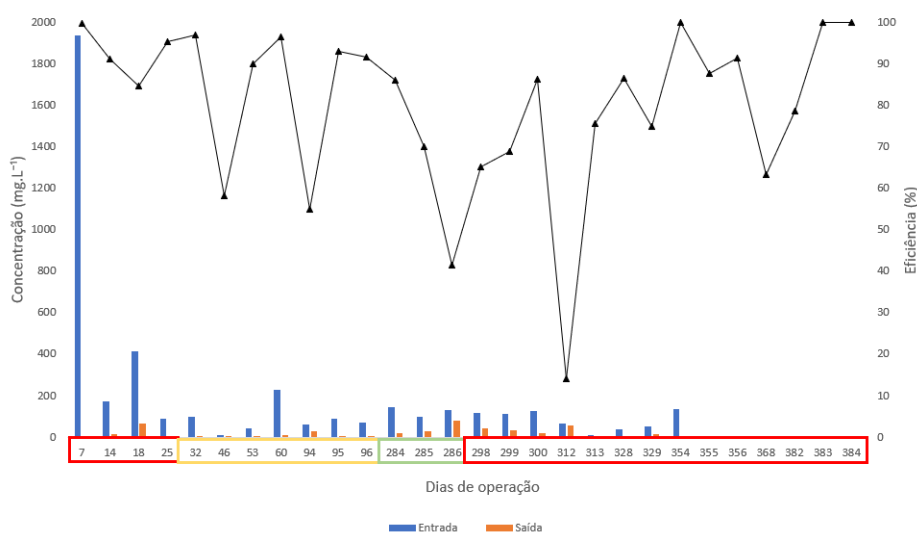
variações nas concentrações afluentes não prejudicaram o desempenho do módulo, indicando uma boa capacidade em absorver sobrecargas de sólidos suspensos.

Figura 32 – *Boxplot* da concentração afluente e efluente de Sólidos Suspensos Totais (SST)



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 33 – Concentrações afluente e efluente de SST ao longo do período de monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

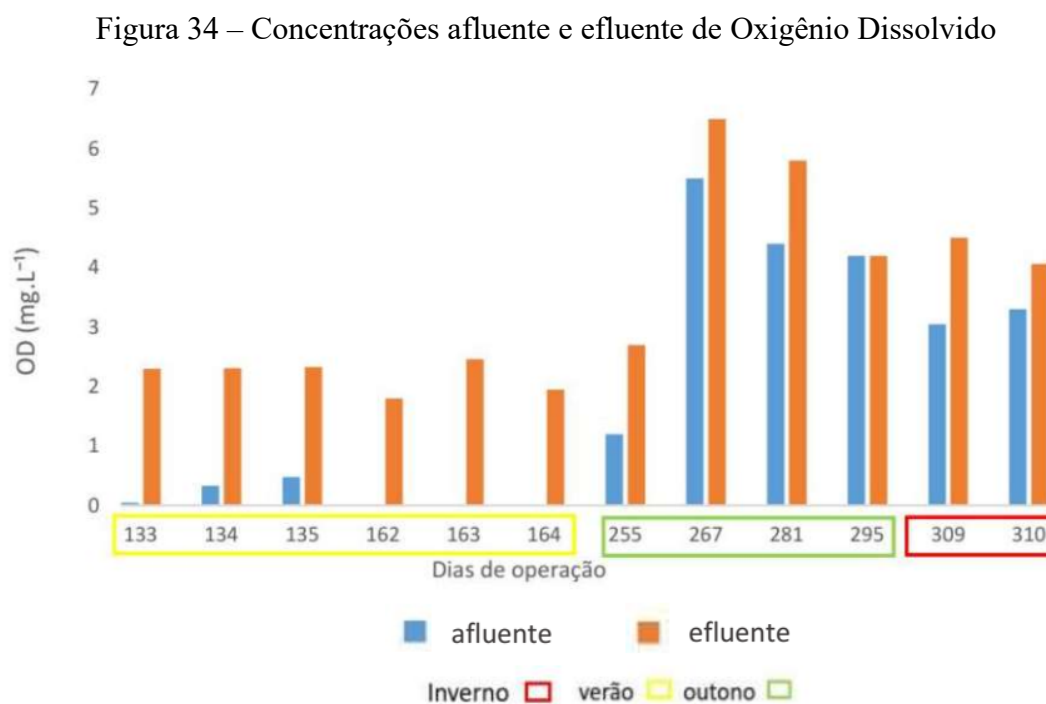
Após 7 dias de operação do módulo, na primeira coleta, houve um pico de concentração de sólidos suspensos afluente, atingindo uma concentração próxima a 2000 mg.L^{-1} . Embora a concentração afluente tenha sido alta, o módulo atingiu uma eficiência de 99% de remoção com uma concentração efluente de SST de 5 mg.L^{-1} .

Vários estudos mostram que a remoção de SST em WV-SF está vinculada ao processo físico e a capacidade de filtração, sendo desprezível os processos biológicos associados à comunidade microbiana ou às plantas (COTA, 2011; LANA *et al.*, 2013; ZUMALACARREGUI, 2018). O acúmulo de sólidos retido na superfície do meio filtrante

tem a importante função de formação da camada de lodo em WV-SF, que por sua vez contribuirá para remoção de outros poluentes (MOLLE *et al.*, 2005).

4.2.2.5 Oxigênio dissolvido

O sistema apresentou um comportamento semelhante a outros estudos avaliando o primeiro estágio do sistema francês com relação o oxigênio dissolvido, havendo um acréscimo desse parâmetro no efluente em relação ao afluente. Pode-se observar na Figura 34 os valores de oxigênio dissolvido afluente e efluente ao longo dos dias de operação. Para todos os dias avaliados, o OD efluente apresentou valores acima de 1 mg.L⁻¹ atingindo o menor valor no 162º dia de operação de 2 mg.L⁻¹. Esses valores demonstram que o sistema possibilitou boas condições de arraste de oxigênio para o interior do módulo, mantendo condições aeróbias.



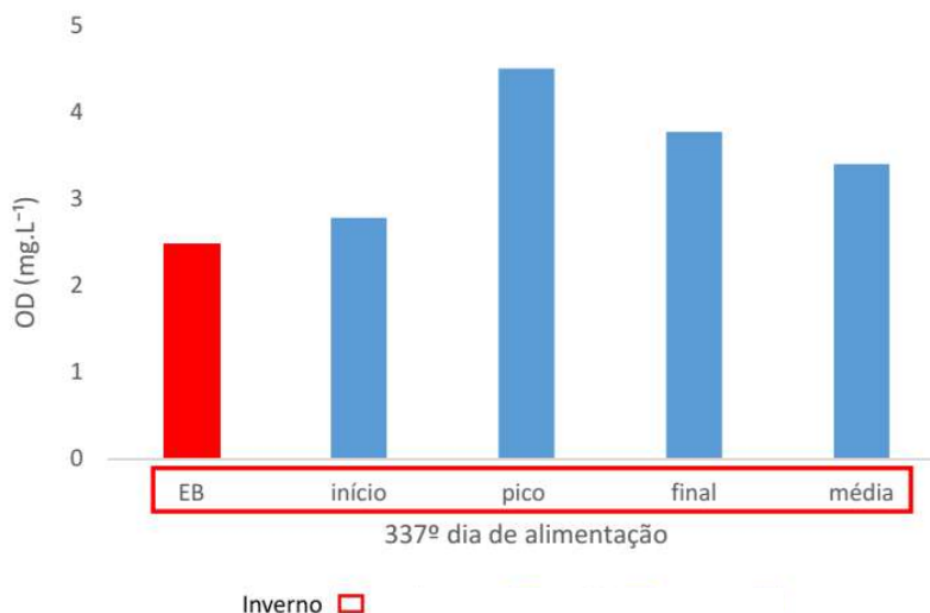
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Assim como em outros parâmetros discutidos anteriormente, pode-se perceber uma grande variação do oxigênio dissolvido no esgoto bruto, variando de zero até superior a 5 mg.L⁻¹. Esses picos de concentração de OD no afluente podem estar relacionados às contribuições pluviométricas, provocando uma maior agitação e diluição do esgoto ao longo do sistema coletor.

A condutividade hidráulica do leito filtrante e a taxa de aplicação hidráulica são requisitos essenciais na transferência de oxigênio através dos processos de convecção e difusão (PLATZER, 1999). Molle (2014) destaca a importância em associar os períodos de repouso e as cargas orgânicas aplicadas nos sistemas WV-SF, a fim de que o processo de mineralização do lodo ocorra de forma adequada, garantindo a transferência de oxigênio e consequentemente as reações aeróbias do meio.

A Figura 34 mostra que existe uma variação da concentração do oxigênio dissolvido, conforme ocorre a variação da vazão efluente no pulso de alimentação. No ensaio foram realizadas 3 coletas, sendo a primeira logo que inicia a liberação do efluente, a segunda no pico da vazão e a terceira coleta no final do ciclo pouco antes de cessar a vazão do esgoto efluente (Figura 35). A concentração de OD no pico de alimentação chegou a 5 mg.L^{-1} , e a menor concentração 3 mg.L^{-1} , logo na primeira amostra do esgoto tratado efluente. A concentração média, de 3 mg.L^{-1} foi medida na mistura de todo o esgoto efluente acumulado no tanque reservatório. A maior concentração de OD no pico de vazão possivelmente decorre de uma potencialização do processo de convecção, já que quanto menor o tempo entre o esgoto aplicado e a infiltração do líquido, maior é o arraste de oxigênio por esta via (PLATZER, 1999).

Figura 35 – Concentração afluente e efluente de oxigênio dissolvido ao longo de uma batelada



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

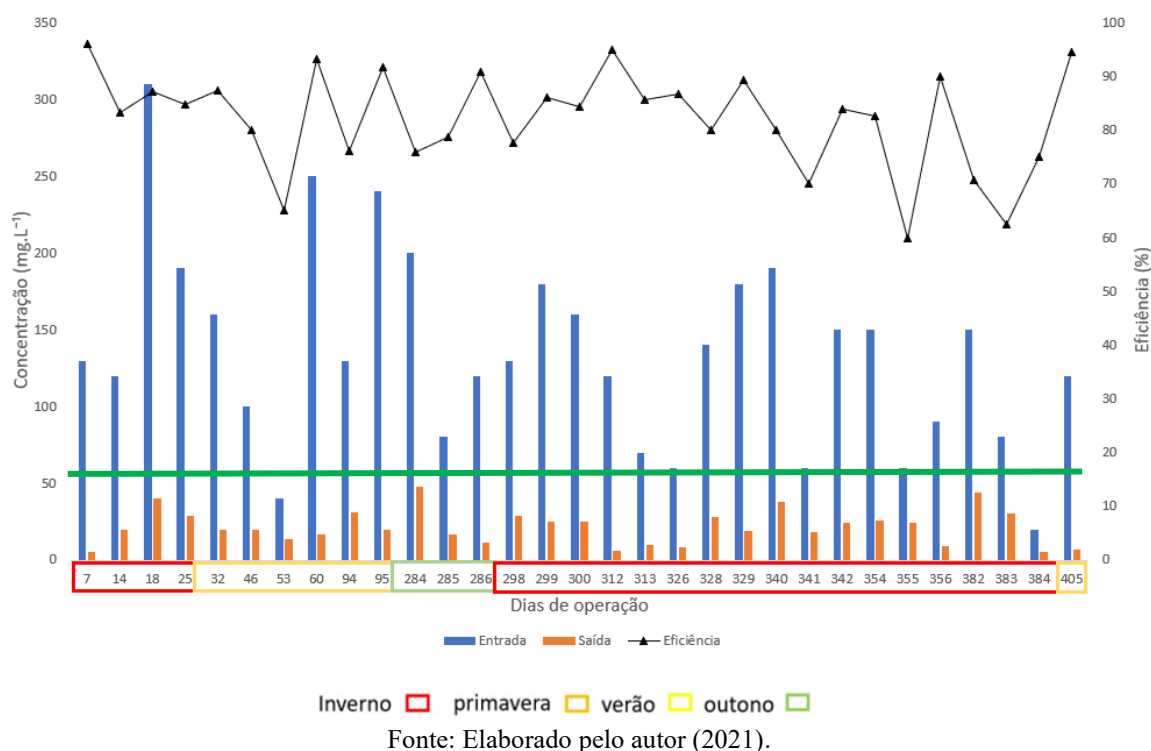
No estudo de Zumalacarregui (2018) avaliou-se a concentração de OD no efluente de um sistema WV-SF, com apenas dois módulos do primeiro estágio, sendo 7 dias de alimentação e 7 dias de repouso e utilizando o pedrisco como meio filtrante. Na primeira fase de monitoramento, com carga hidráulica instantânea de $6,0 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ a concentração média de OD foi de $4,5 \text{ mg.L}^{-1}$. Já na fase 2, com uma carga hidráulica instantânea de $2,3 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, a concentração média de OD diminuiu para $3,88 \text{ mg.L}^{-1}$. Esses valores confirmam a interferência do tempo de percolação do esgoto na concentração de OD no esgoto efluente tratado.

4.2.3 Conformidade do efluente tratado no módulo WV-SF com os padrões legais de lançamento

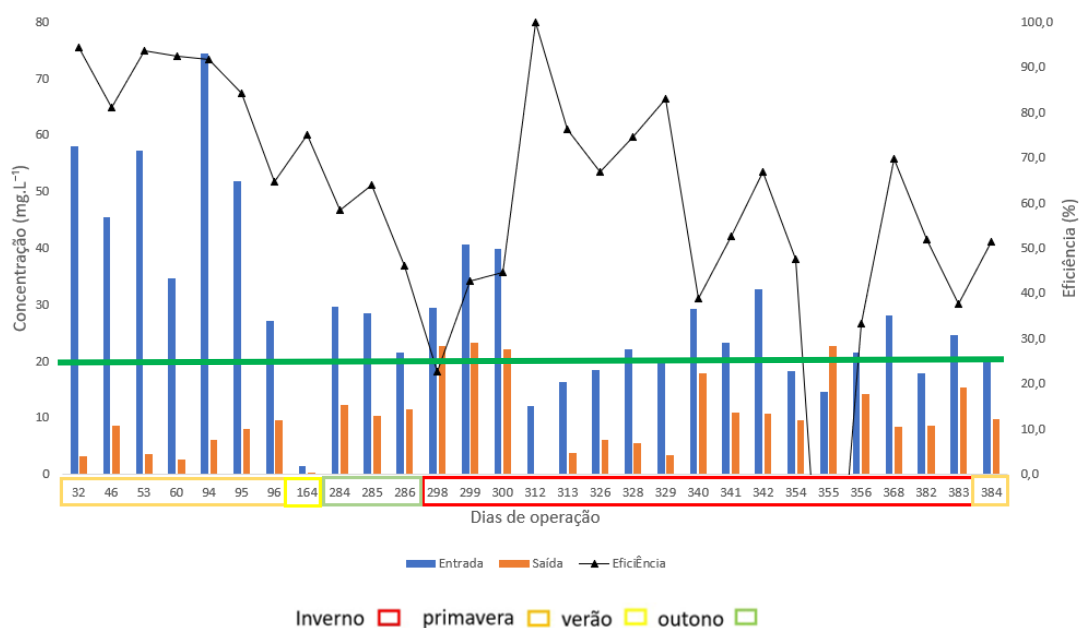
Para avaliação da conformidade de descarga do esgoto tratado efluente ao módulo WV-SF foi utilizado a resolução Conama 430 (BRASIL, 2011) e a Lei nº 14.675 (SANTA CATARINA, 2009), sempre tomando como referência a mais restritiva ou aquela que contém o parâmetro de poluição desejado.

Para os parâmetros N-NH_4^+ e SST foi utilizada a Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011) como referência, pois a Lei Estadual 4.675 (SANTA CATARINA, 2009), não apresenta limites de lançamento para esses parâmetros. Já para a DBO foi utilizada a Lei Estadual por ser mais restritiva do que a resolução federal.

Com relação à matéria orgânica, as concentrações de DBO efluentes ao módulo WV-SF apresentaram valores bem abaixo do limite estipulado pela Lei Estadual 4.675 que é de 60 mg.L^{-1} ou 80% de remoção de carga. A máxima concentração efluente ao módulo obtida ao longo dos dias de monitoramento foi de 44 mg.L^{-1} ocorrida 284 dias após o sistema estar em operação, conforme mostrado na Figura 36. Este valor ainda apresenta uma boa margem abaixo do padrão limite legal de lançamento.

Figura 36 – Concentrações afluyente e efluente de DBO₅ e o limite de padrão de descarga

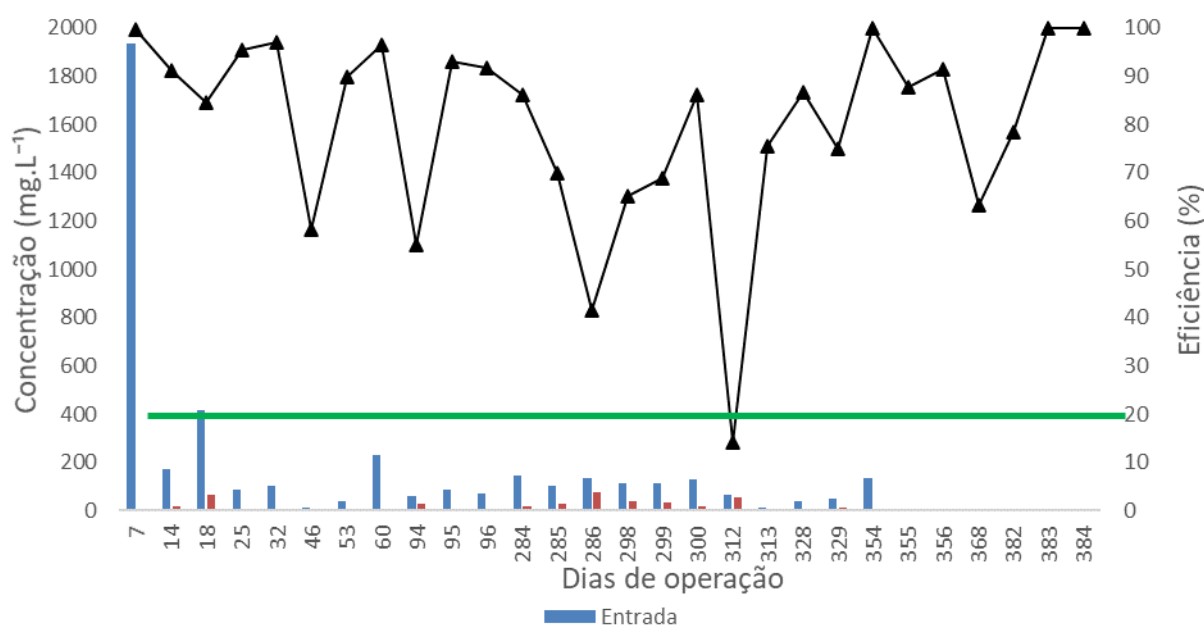
Os limites legais de lançamento de efluentes com relação ao nitrogênio é controlado através do íon amônio, que deverá apresentar uma concentração máxima de 20 mg.L⁻¹, de acordo com a Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011). As concentrações médias do efluente ao módulo estudado foi de 9 mg.L⁻¹, estando consideravelmente abaixo do limite. Ao longo dos dias de monitoramento houveram quatro picos de concentração efluente, sendo três em dias consecutivos após 298, 299 e 300 dias de operação e outro após 355 dias. Cabe destacar que todas as concentrações efluentes estiveram abaixo de 25 mg.L⁻¹, ou seja, muito próximas do limite preconizado pela resolução de 20 mg.L⁻¹, conforme apresentado na Figura 37.

Figura 37 – Concentrações afluente e efluente de N-NH_4^+ e o limite de padrão de descarga

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Os Sólidos Suspensos Totais, é um parâmetro de poluição controlado pela Resolução Conama 430 (BRASIL, 2011). Para este parâmetro utiliza-se um valor de eficiência mínima que o efluente deverá atingir no tratamento, ao invés do limite de concentração, como foi utilizado para os outros parâmetros. Apesar de o sistema ter apresentado valores de concentrações afluentes muito baixas em alguns momentos, as eficiências se mantiveram consideravelmente acima de 20%, exceto após 312º dia de operação do módulo em que a eficiência de remoção foi abaixo de 20%, devido à concentração afluente ter sido muito baixa atingindo um valor de 30 mg.L⁻¹, conforme mostra a Figura 38. Isso demonstra a boa capacidade do BC na retenção/adsorção de sólidos suspensos totais.

Figura 38 – Concentrações afluente e efluente de SST e o limite de padrão de descarga



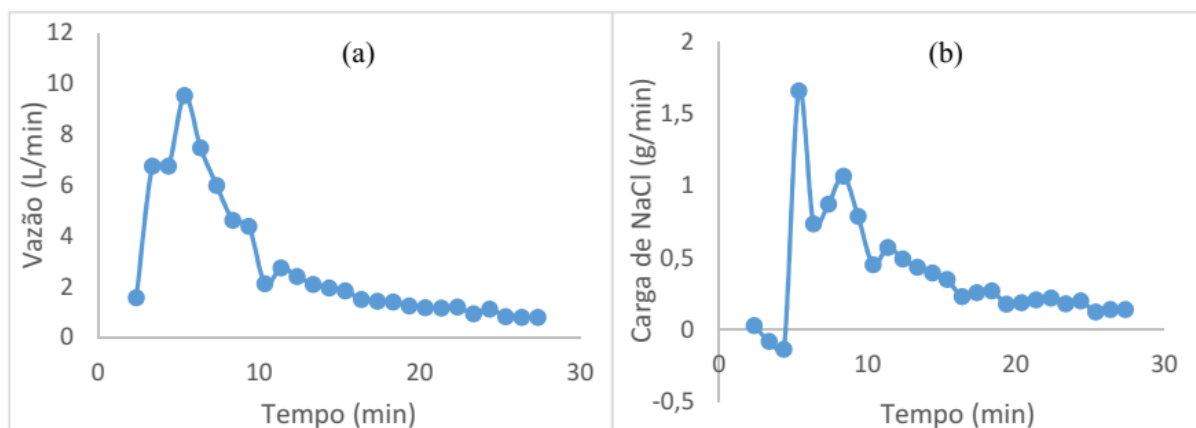
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

4.2.4 Comportamento hidráulico e hidrodinâmico do módulo WV-SF no tratamento de esgoto bruto doméstico

Nesse tópico será abordado o comportamento hidrodinâmico do módulo WV-SF sempre para a mesma taxa de aplicação hidráulica instantânea de $0,5 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$. Cada batelada teve a duração de 3,7 minutos resultando num volume de esgoto bruto aplicado na superfície do módulo, em cada batelada, de 95,6 L. Foram realizadas três campanhas de ensaios hidrodinâmicos, nos meses de junho, julho e agosto. Cada campanha foi realizada três ensaios hidrodinâmicos, sendo um em cada dia de alimentação. Para todos os ensaios foram utilizados o próprio esgoto como o elemento traçador, exceto no primeiro ensaio que foi realizado logo na primeira semana em que o módulo entrou em operação, para se ter uma ideia sobre as características hidráulicas do material filtrante, sem a interferência da camada de lodo.

Na Figura 39 apresenta-se o perfil hidrodinâmico no início da operação do sistema, 7 dias após o *start up*, no segundo dia de alimentação. São apresentados o perfil com a utilização do traçador salino e sem o traçador, ou seja, desconsiderando a concentração do sal no efluente, e considerando apenas a vazão de esgoto efluente como referência.

Figura 39 – Perfil hidrodinâmico: a) sem traçador; b) com traçador salino



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

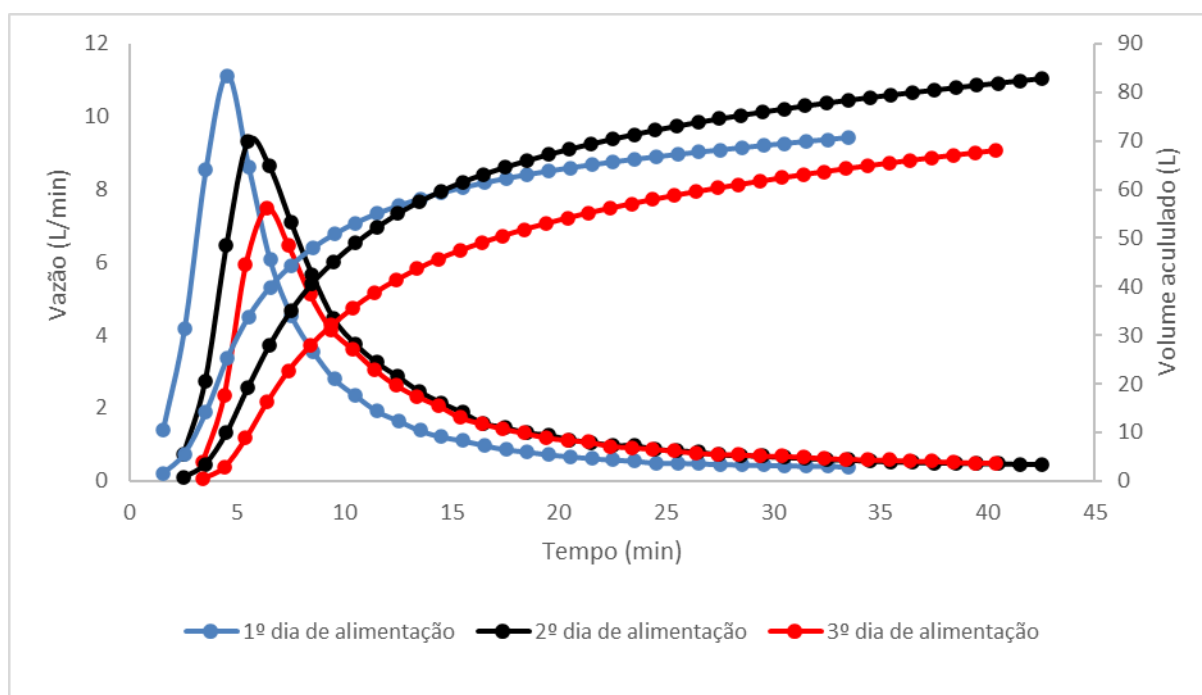
A Figura 39 representa o perfil hidrodinâmico intrínseco ao meio filtrante (BC), sem interferência na camada de lodo que ainda não havia se formado. Nessa condição o esgoto foi infiltrado próximo ao ponto de alimentação, não criando um alagamento na superfície do leito.

A carga de NaCl abaixo de zero no início do ensaio indica que havia água da chuva no interstício dos grãos, ocorrendo uma diluição nas primeiras descargas. Em seguida, ocorre um pico na carga, ao mesmo tempo em que ocorre um pico na vazão efluente como mostra o perfil hidrodinâmico sem o elemento traçador. Os tempos de percolação encontrados para os dois perfis foram de 9,9 minutos sem o traçador salino (utilizando o próprio esgoto como traçador) e de 11,9 minutos com o traçador salino. Zumalacarregui (2018) obteve valores de tempo de percolação em WV-SF utilizando o pedrisco (faixa granulométrica 2,4 – 12,5 mm) e taxa de aplicação hidráulica instantânea de $0,36 \text{ m}^3 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ sem a presença de lodo na superfície do leito, obtendo valores de 3,71 e 9,12 min com traçador salino e sem traçador salino respectivamente. Devido à maior proximidade entre os tempos de percolação obtidos no módulo estudado, com e sem o traçador salino, e demais questões de viabilidade, optou-se por utilizar o esgoto como traçador, sem a utilização do sal, ao longo da pesquisa.

Ao longo do período de monitoramento do módulo, foram realizados 9 ensaios hidrodinâmicos, distribuídos igualmente nos meses de junho, julho e agosto, ou seja, 3 ensaios em cada mês. Os ensaios de cada mês foram realizados durante 3 dias de alimentação consecutivos. Buscou-se escolher uma semana em que não houvesse eventos climáticos extremos que pudesse interferir na performance do sistema. Para cada ensaio hidrodinâmico foram coletadas amostras de entrada e saída para análises físico-químicas.

Na Figura 40 é mostrada a média dos ensaios hidrodinâmicos realizados nos meses de junho, julho e agosto de 2020. Foi escolhido esses meses de forma estratégica, por ser o período de inverno, e conseqüentemente a condição menos favorável sob o ponto de vista climático.

Figura 40 – Perfil Hidrodinâmico do sistema início da operação



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O primeiro dia de alimentação se destaca com um maior pico de vazão num menor tempo, chegando a 11,2 L/min após 4,5 min. Após 3 dias de descanso o sistema se encontra na sua condutividade hidráulica máxima devido ao processo de desague e mineralização do lodo que ocorre durante os 3,5 dias de repouso, justificando, de certa forma, esse comportamento. Os picos de vazão foram diminuindo ao longo dos dias de alimentação, provavelmente pelo acúmulo gradativo de sólidos na superfície do leito, afetando a condutividade hidráulica da camada de lodo superficial.

Os picos das curvas ao longo dos 3 dias de alimentação, mostrados na Figura 40, demonstraram um rápido aumento e decréscimo da vazão em um espaço de tempo relativamente curto, indicando a ocorrência de uma efetiva transferência de oxigênio pelos processos de convecção e difusão (KAYSER; KUNST, 2005; PLATZER, 1999).

Comparando as curvas da Figura 39 e da Figura 40 observa-se uma grande diferença no comportamento hidrodinâmico entre a primeira semana e após 9 meses de operação do

módulo. Na Figura 40 o sistema apresenta uma camada de lodo de aproximadamente 1,5 cm, fazendo com que haja um maior alagamento do esgoto bruto na superfície do leito, o que torna a infiltração mais homogênea em termos de distribuição superficial. O tempo de percolação no segundo dia de alimentação, apresentado na Figura 40, foi de 13,5 minutos, ou seja 3,5 minutos a mais que o ensaio realizado no início da operação do sistema, quando ainda não havia formado a camada de lodo (Figura 39).

No tocante ao volume recuperado na saída do sistema, não houve uma variação significativa entre os dias de alimentação. O maior volume recuperado ocorreu no segundo dia de alimentação (83 L) o que representa uma eficiência de 86%. No 1º e 3º dia de alimentação os valores ficaram praticamente os mesmos com 68 L e uma recuperação de 79% de eficiência. Essa tendência também foi reportada no trabalho de Zumalacarregui (2018), em que ao longo de 7 dias de alimentação do módulo do primeiro estágio do Sistema Francês, obteve-se 32, 85, 85 e 41% de recuperação do efluentes no 1º, 3º, 5º e 7º dia de operação respectivamente.

4.2.5 Perfil hidrodinâmico e desempenho do módulo WV-SF na remoção de poluentes ao longo dos três dias de alimentação do monitoramento intensivo

Na Figura 41 e na Figura 42 estão representadas as análises físico-químicas e os ensaios hidrodinâmicos, respectivamente. É possível observar na Figura 41 que as concentrações de matéria orgânica afluyente tiveram uma variação significativa, dado o exemplo da DQO no 1º dia de alimentação, com concentrações afluyente de 329 e 89 mg.L⁻¹ para os meses de junho e julho respectivamente. As concentrações de DQO efluente ao módulo se mantiveram relativamente estáveis durante os 3 dias de alimentação, mostrando a boa capacidade do sistema em absorver variações de cargas orgânicas. Dessa forma as maiores eficiências foram reportadas quando a concentração de DQO afluyente foram mais elevadas. No segundo dia de alimentação a eficiência de remoção para DQO foi praticamente zero, porém não indica uma ineficiência do sistema, apenas retrata uma realidade, onde a concentração afluyente foi muito baixa, próximo de 50 mg.L⁻¹.

Com relação ao amônio as concentrações afluentes foram mais estáveis nas 9 coletas realizadas na campanha, chegando num valor máximo de 32,7 mg.L⁻¹ no terceiro dia de coleta do mês de agosto e uma concentração mínima de 16,4 mg.L⁻¹ no primeiro dia de coleta do mês de julho. Ao longo dos 3 dias de alimentação, nas campanhas de junho, julho e agosto, as concentrações efluentes de amônio não apresentaram variações significativas, mostrando que

a alimentação do módulo durante 3 dias consecutivos, nas condições avaliadas, não interfere no desempenho no processo de sorção do íon amônio (Figura 41).

Como pode se observar na Figura 42, na campanha realizada no mês de junho houve um decréscimo no pico de vazão ao longo dos 3 dias de alimentação, chegando a um valor próximo de $8 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ no primeiro dia e próximo de $3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$ no terceiro dia, quando o sistema se encontrava já bastante saturado. Mesmo apresentando essa significativa variação hidrodinâmica as concentrações efluentes de amônio nos três dias de alimentação do mês de junho se mantiveram estáveis com valores variando entre 8 e $11 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$. No primeiro dia de alimentação o sistema se encontra na sua condutividade hidráulica máxima, e baixa concentração de amônio adsorvido no material filtrante devido ao processo de nitrificação que ocorre no período de descanso (PAING *et al.*, 2015). Em compensação, ao longo dos dias de alimentação do sistema, os sítios adsorptivos vão sendo ocupados e o acúmulo de sólidos e matéria orgânica na superfície do leito faz com que haja um maior represamento do esgoto, aumentando o volume relativo do módulo (MOLLE, 2014a). Essa dinâmica entre o primeiro e o terceiro dia de alimentação, na remoção do íon amônio, podem estar contribuindo para que as concentrações efluentes e eficiências de remoção sejam pouco variáveis.

As concentrações efluentes de nitrato se mantiveram elevadas nas campanhas dos meses de junho e de agosto, já que julho não foi realizada análise de nitrato. Isso demonstra que os 3 dias de alimentação foram suficientes para manter as condições aeróbias do meio e garantir as bactérias nitrificantes ativas. No mês de junho do terceiro dia de alimentação, pode-se observar na Figura 42 através do perfil hidrodinâmico que o sistema se encontrava em processo de saturação, dado o pico de vazão bem inferior aos outros ensaios, menor do que $3 \text{ L}\cdot\text{min}^{-1}$. Um possível fator que possa justificar esse comportamento é que o amônio adsorvido é nitrificado nos períodos de repouso, fazendo com que a concentração de nitrato no efluente coletado logo após a batelada não represente, necessariamente, as condições hidrodinâmicas daquele momento, mas possivelmente de bateladas antecedentes, como reportado por Paing *et al.* (2015).

Na Figura 43 está apresentada as concentrações e cargas afluentes e efluentes de DQO e DBO_5 , com suas respectivas eficiências de remoção. É possível observar que não houve uma tendência linear na remoção de matéria orgânica ao longo dos 3 dias de alimentação, indicando que as variações hidrodinâmicas ocorridas no módulo, não interferiram no processo de retenção/remoção de matéria orgânica. Quando avalia-se a eficiência em termos de carga, pode-se notar uma melhoria na performance para ambos os parâmetros, haja vista que parte da

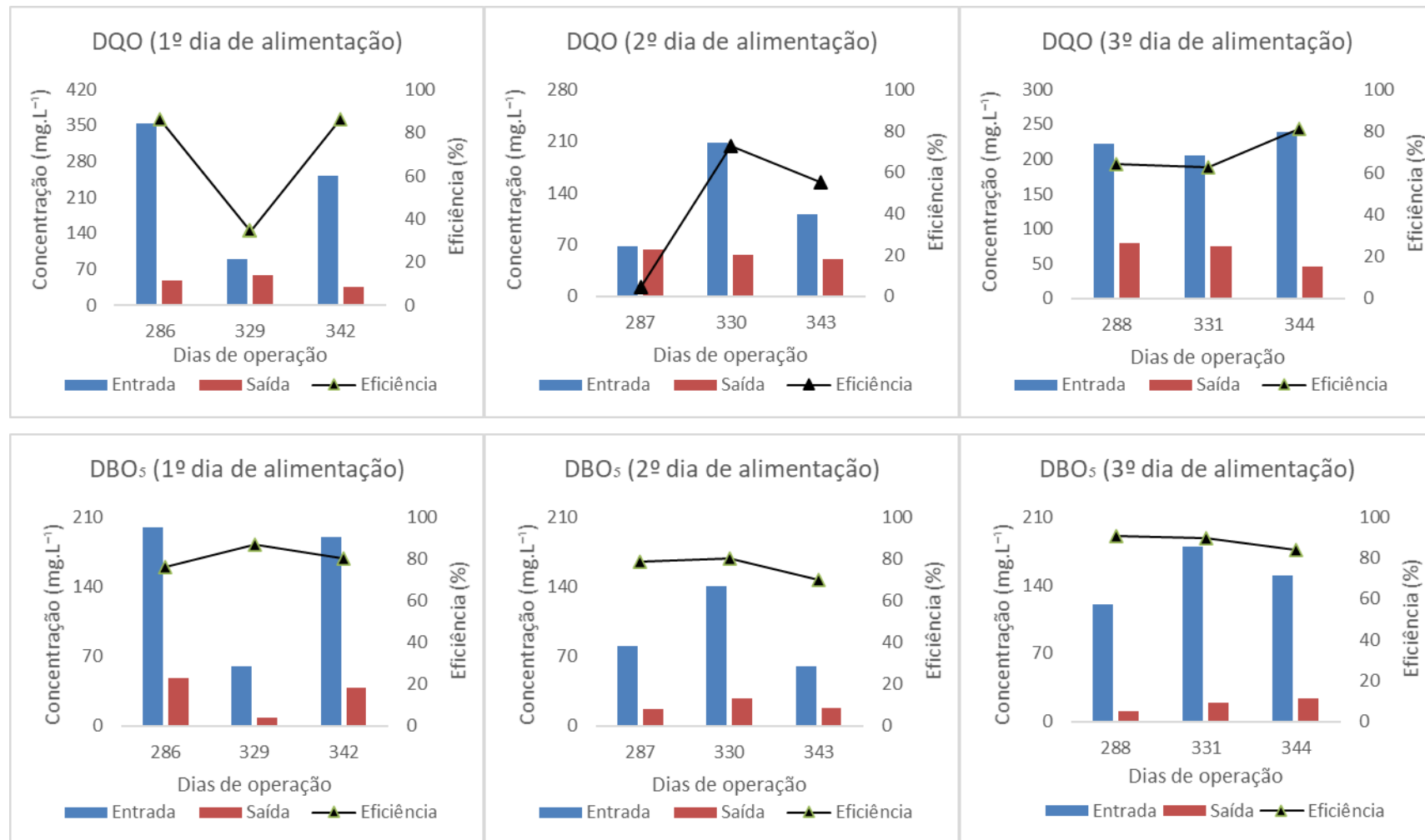
água do esgoto bruto é retida no módulo e parte desse volume retido provavelmente é removido por evapotranspiração, durante os períodos de repouso. A menor eficiência obtida em termos de DQO foi no segundo dia de alimentação, onde a concentração e a carga do esgoto bruto tiveram os menores valores, com eficiências médias de 56 e 65% para concentração e carga respectivamente. Com relação à DBO₅ o comportamento foi similar à DQO com menores eficiências de remoção no segundo dia de alimentação devido a menor concentração afluente, ainda assim atingindo 82% de remoção de carga.

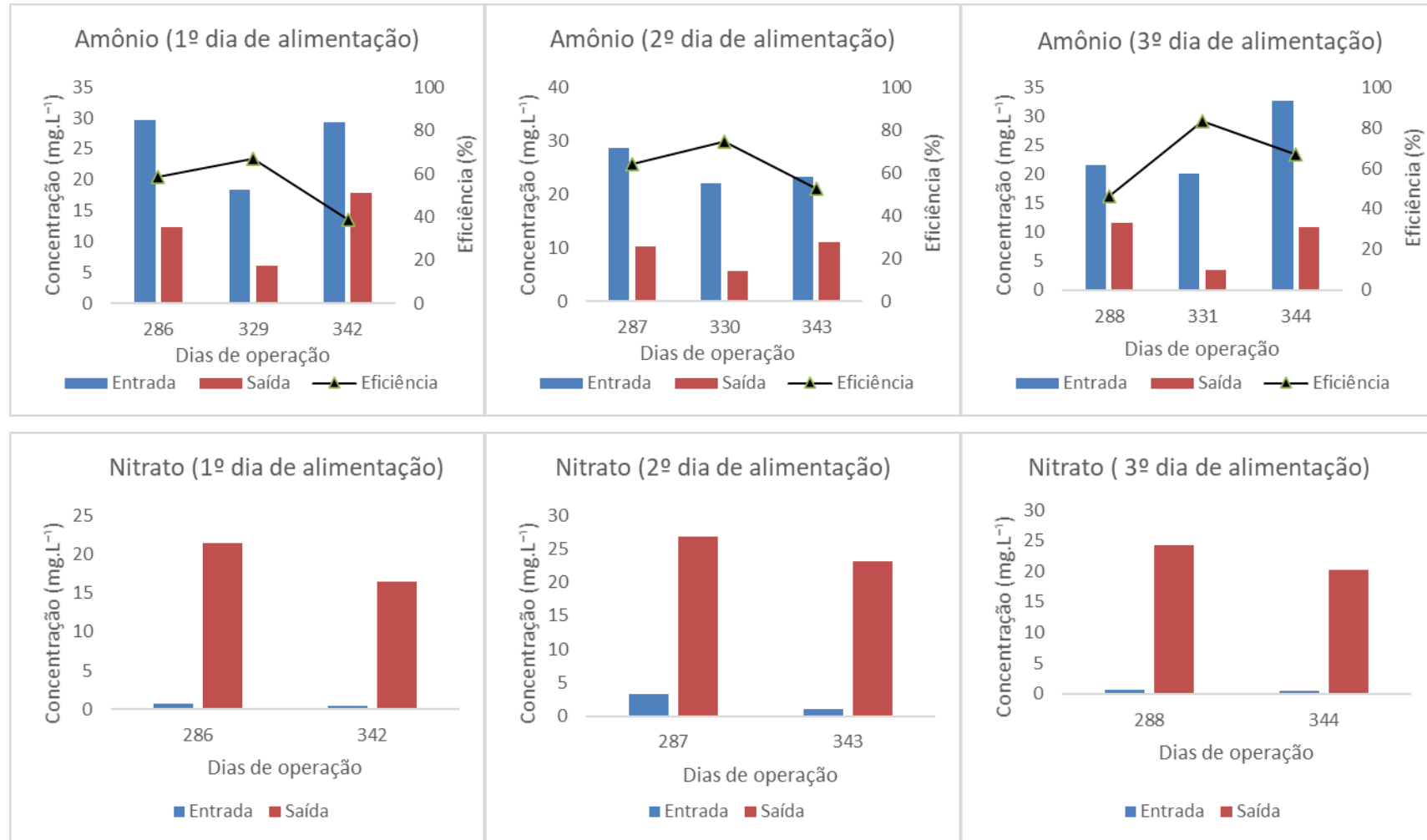
Na Figura 44 é apresentado as concentrações e cargas afluente e efluente de amônio e nitrato, e eficiências de remoção para o amônio. Pode-se notar que, diferentemente da matéria orgânica, a concentração afluente de amônio se manteve relativamente estável, variando de 24,7 a 25,7 mg.L⁻¹ no segundo e primeiro dia de alimentação respectivamente. As concentrações efluentes de amônio tenderam a sofrer um sutil decréscimo do primeiro ao terceiro dia de alimentação. Essa tendência é esperada, haja vista que no terceiro dia de alimentação o sistema se encontra mais saturado, o que proporciona um aumento do volume de reação e conseqüentemente um maior tempo de permanência do esgoto. Esses aspectos são favoráveis na remoção de amônio, já que facilitam o processo de adsorção (MORVANNOU *et al.*, 2014). Com relação ao nitrato fica mais complexo identificar alguma linearidade ao longo dos 3 dias de alimentação já que a oxidação do amônio ocorre em maior parte nos períodos de repouso, após a alimentação, onde ocorre a maior disponibilidade de oxigênio. Além do mais, grande parte do amônio que é oxidado nesses períodos provém do acúmulo de bateladas anteriores. Esse fator dificulta relacionar a eficiência no processo de oxidação de amônio numa mesma batelada, principalmente quando o número de análises é reduzido, como ocorre neste caso.

Na Figura 45 é apresentado no gráfico as concentrações afluentes e efluentes de Sólidos Suspensos Totais e as respectivas eficiências de remoção. No terceiro dia de alimentação houve uma diminuição na performance de SST apresentando concentração média efluente e eficiência média de remoção de 45 mg.L⁻¹ e 68 % respectivamente. Devido ao sistema estar mais saturado no terceiro dia de alimentação, pode haver um maior carregamento de sólidos e desprendimento de biofilme devido ao aumento do gradiente hidráulico condicionado pelo maior acúmulo de água na superfície do leito. Esse fator provavelmente está influenciando nas maiores concentrações de SST ocorridas no terceiro dia de alimentação.

De modo geral o sistema se mostrou relativamente estável na performance de remoção de poluentes, em relação às diferentes condições hidrodinâmicas impostas ao longo dos dias de alimentação. Este comportamento reforça a boa capacidade do sistema em absorver variações de cargas.

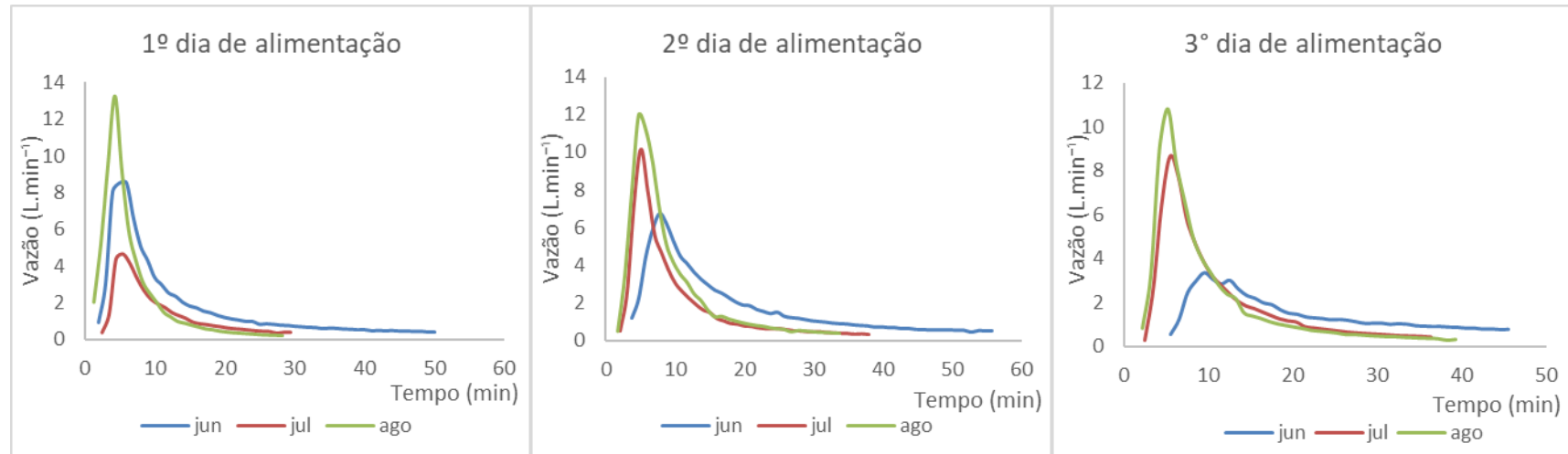
Figura 41 – Concentrações de entrada e saída (mg/L) e eficiências médias de remoção (%) em cada dia dos 9 dias do ensaio hidrodinâmico





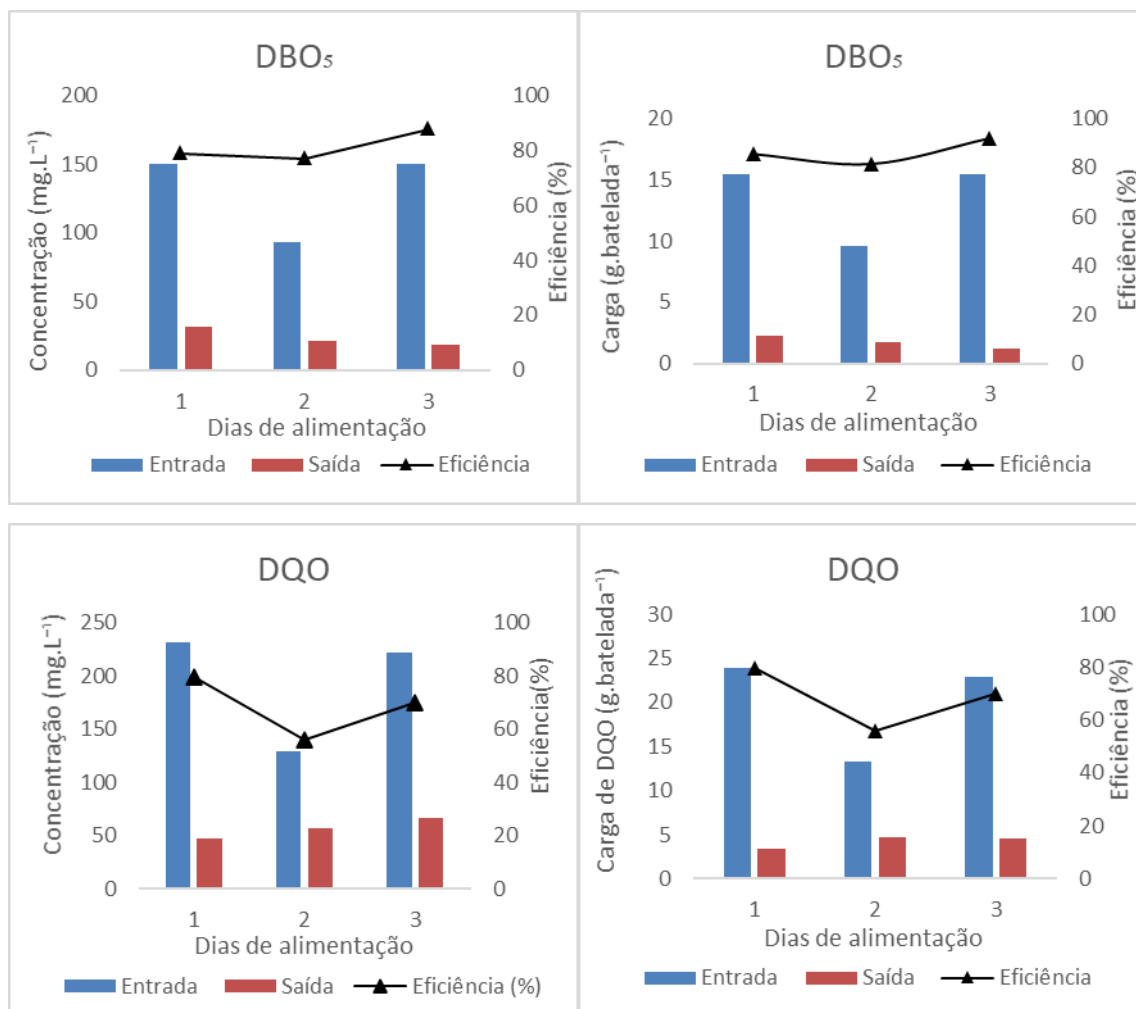
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 42 – Ensaio hidrodinâmico de cada dia dos 3 meses de monitoramento



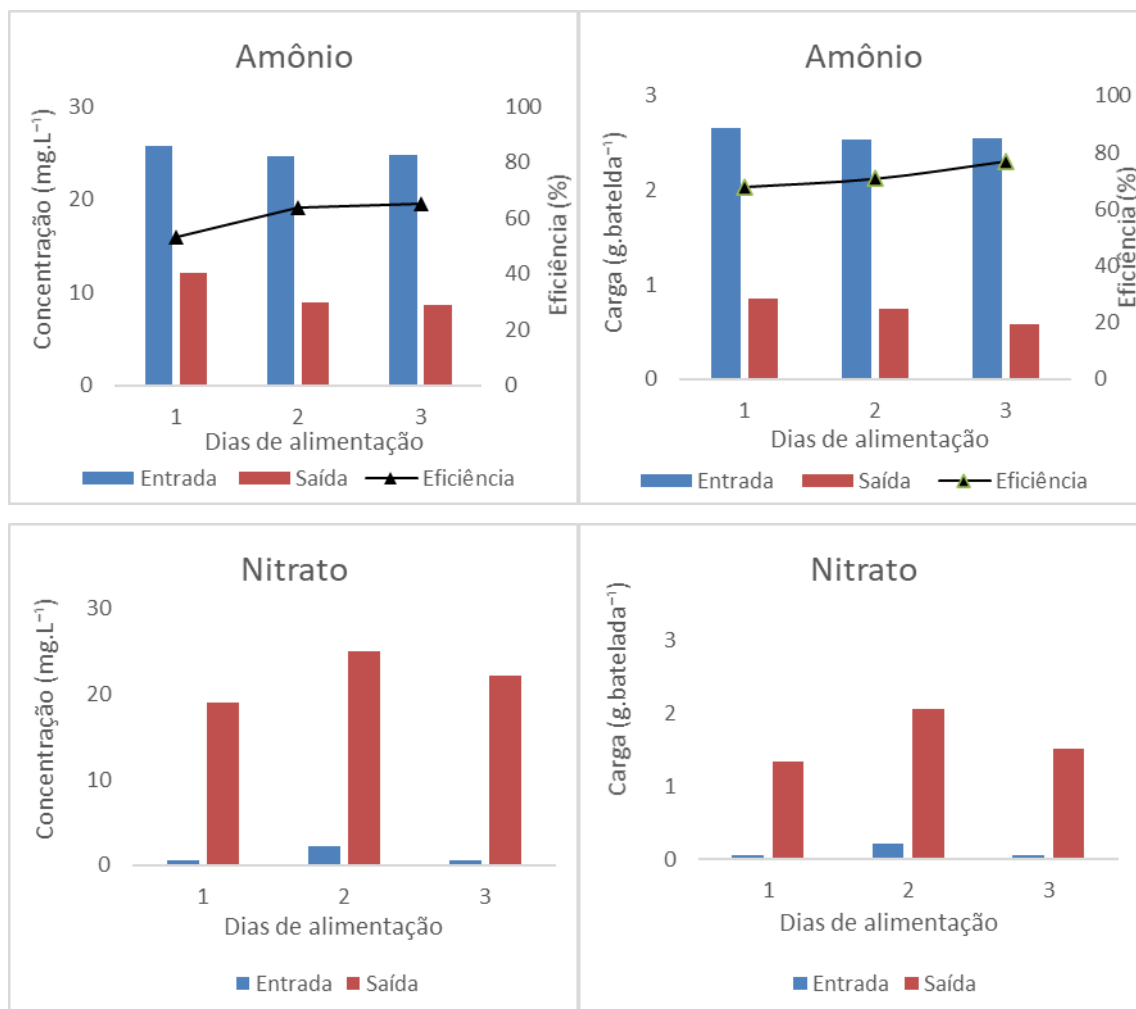
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 43 – Concentrações e cargas afluentes e efluentes de matéria orgânica ao longo dos 3 dias de alimentação



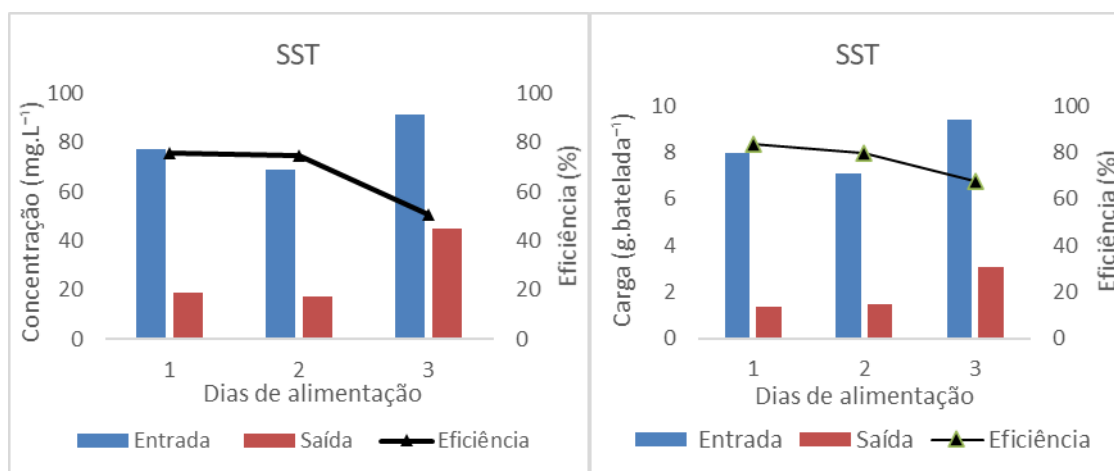
Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 44 – Concentrações e cargas afluentes e efluentes de amônio e nitrato ao longo dos 3 dias de alimentação



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Figura 45 – Concentrações e cargas de Sólidos Suspensos Totais afluentes e efluentes ao longo dos 3 dias de alimentação



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

4.3 AVALIAÇÃO DA COMUNIDADE MICROBIANA

Os resultados apresentados nesse tópico foram obtidos através do sequenciamento Illumina do gene específico RNA ribossomal 16S (16S rRNA) do DNA, conforme discriminado no item da metodologia deste trabalho. Tem-se como resultado dados da diversidade da comunidade microbiana e o perfil taxonômico das três amostras internas retiradas do sistema. Desta forma, buscou-se identificar os principais grupos microbianos atuantes na camada superior (A1: lodo) e nas camadas subsequentes de biocarvão (A2: 0-5 cm; A3: 15-20 cm de profundidade).

Esta etapa do trabalho foi desenvolvida com o intuito de criar mais uma ferramenta de apoio na tentativa de identificar os principais grupos microbianos atuantes na remoção dos poluentes em um sistema utilizando biocarvão como material filtrante. Neste sentido, uma avaliação da comunidade microbiana presente neste sistema poderia auxiliar de forma coadjuvante na concepção e operação de módulos WV-SF.

Como resultado do sequenciamento 16S rRNA, um total de 614.675 sequências foram recuperadas das três amostras internas do módulo WV-SF avaliado neste estudo. Após o controle de qualidade realizado pelo QIIME 2, erros de sequenciamento (quimeras) e interferentes foram removidos, assim um total de 183.192 sequências de alta qualidade permaneceram para análises posteriores (Tabela 11). A análise de rarefação foi empregada para avaliar a profundidade de cobertura do sequenciamento das respectivas amostras. Como pode ser observado na Figura 46, todas as amostras apresentaram curvas assintóticas, ou seja, as curvas tenderam a se aproximar do platô de saturação, indicando que o esforço de amostragem foi suficiente para cobrir a riqueza geral da comunidade microbiana presente na amostra. Esses resultados são semelhantes ao resultado de *Good's coverage* ($> 0,98$) (método para estimar qual a porcentagem de espécies representadas em uma amostra), reforçando assim que a diversidade microbiana das amostras foi sequenciada em grande profundidade.

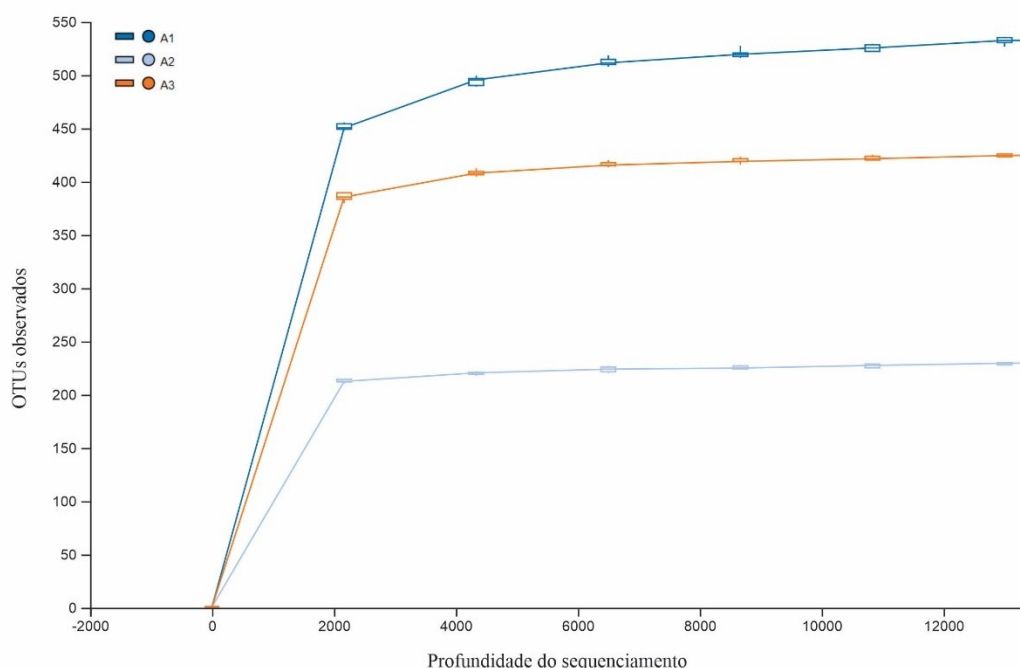
Tabela 11 – Números de sequências analisadas e os índices de diversidade alfa da comunidade microbiana nas diferentes profundidades dentro do sistema

Unidade	Código	Pontos amostrais	Sequências brutas	Sequências efetivas*	Sequências normalizadas	OTUs observados	Índice de CHAO1	Índice de diversidade Shannon's	Índice de Faith's Phylogenetic Distance
Módulo WV-SF	A1	Lodo	191205	55258	19500	540	580	8,56	41,07
	A2	0 a 5 mm	62869	19786	19500	237	244	7,34	25,56
	A3	15 a 20 mm	132721	41251	19500	427	443	8,27	36,58

Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

* Sequências de baixa qualidade e quimeras removidas

Figura 46 – Curvas de rarefação dos OTUs agrupados para medir o grau de amostragem da diversidade microbiana nas amostras analisadas



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

4.3.1 Diversidade alfa da comunidade microbiana

A diversidade microbiana das três amostras foi analisada através dos índices de diversidade alfa. Os resultados mostraram que a comunidade microbiana foi mais diversa (índice de Shannon) na camada superior (Tabela 11). Em módulos do Sistema Francês grande parte dos sólidos e nutrientes presentes no esgoto bruto tendem a se acumular na camada superior do filtro, formando a manta biológica de lodo, o que condiciona abundância de alimento e umidade (MOLLE, 2014). Este fato pode favorecer grupos microbianos com funções específicas presentes nesta região e, conseqüentemente, uma maior diversidade microbiana pode ser encontrada (SILVEIRA *et al.*, 2020). As condições operacionais de alimentação e repouso, impostas ao módulo, condiciona a momentos de alta concentração de

matéria orgânica na manta de lodo (momento de alimentação) e condições mais mineralizadas da matéria orgânica (últimos dias de repouso). Essa riqueza de nutrientes e matéria orgânica, com variações da concentração de oxigênio ao longo dos ciclos de alimentação, corroboram com os resultados dos índices apresentados neste estudo (Tabela 11), onde a amostra de lodo (A1) também se mostrou mais rica (índice de CHAO1 e OTUs observados, ou seja, maior riqueza de espécies estimadas e observadas em uma amostra), mais abundante e mais próxima filogeneticamente.

Nas amostras que se referem ao BC (A2 e A3), a amostra coletada na camada A2 (0-5 cm de profundidade) apresentou uma certa disparidade em relação a A3 (15-20 cm de profundidade) com menor riqueza estimada e observada. Este resultado pode estar associado ao sistema de drenagem localizado logo abaixo da camada A3. Um dreno foi implantado com o intuito de realizar coletas intermediárias do efluente, apesar de nenhuma coleta ter sido feita ao longo do monitoramento. No entanto, esta camada drenante pode ter contribuído para entrada de maior quantidade de oxigênio nessa região, favorecendo o desenvolvimento de determinados microrganismos aeróbios, o que pode ter contribuído para maiores riquezas e diversidades em relação à camada A2.

Portanto, foi possível identificar que certos grupos microbianos estariam contribuindo para processos metabólicos específicos nas diferentes camadas do material filtrante. De acordo com Tang *et al.* (2019), o BC tem uma influência bastante evidente na comunidade microbiana presente em sistemas de WCs. A grande área superficial específica e alta porosidade, foram descritas como propícias para a formação de biofilmes (DE ROZARI; GREENWAY; EL HANANDEH, 2018). Ji *et al.* (2020) também encontraram um número de grupos OTUs e o índice de Shannon no BC superior ao encontrado em outros tipos de materiais filtrantes analisados no estudo.

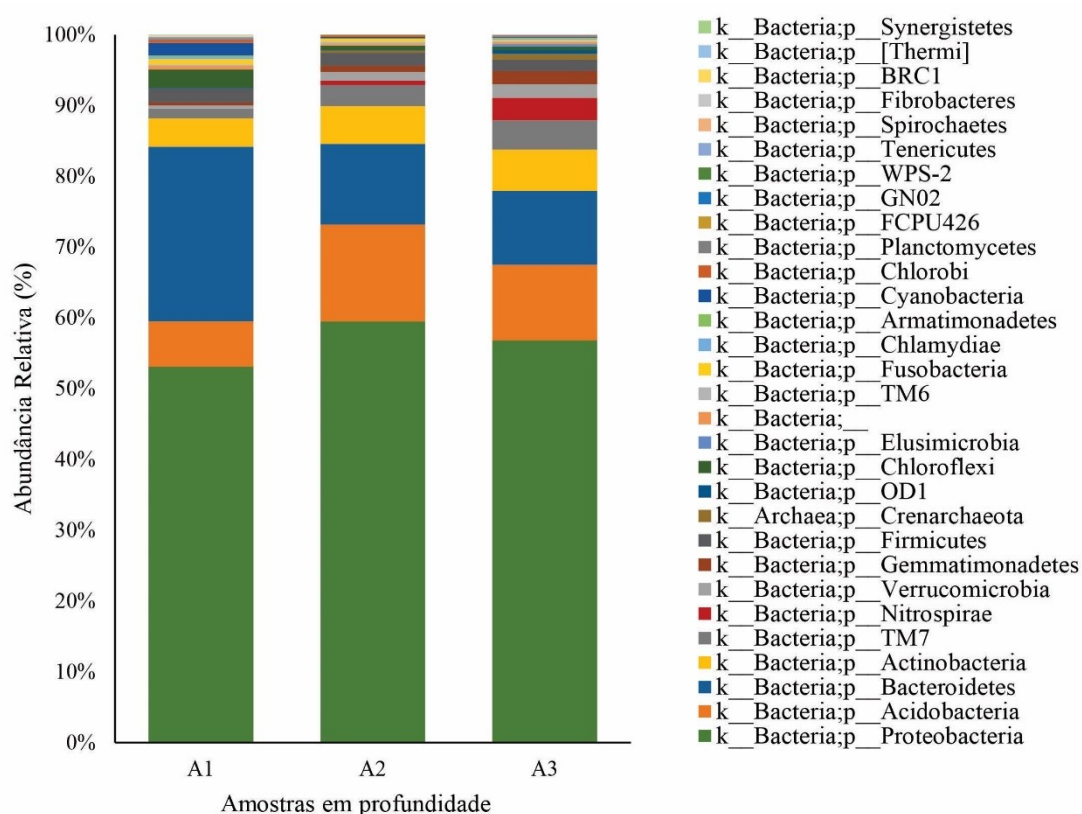
Desta forma, o perfil taxonômico que está descrito a seguir, buscou identificar tendências dos grupos microbianos mais abundantes que possam estar relacionados a diferentes funções na profundidade do módulo WV-SF utilizando o BC na tentativa de otimização dos processos biogeoquímicos na remoção dos poluentes.

4.3.2 Perfil taxonômico da comunidade microbiana

As Proteobactérias tiveram abundâncias relativas para as amostras A1, A2 e A3 de 53, 59 e 57% respectivamente (Figura 47). Desta forma, foi observado valores semelhantes para este filo nas diferentes profundidades do filtro. Este grupo bacteriano é comumente

encontrado no solo, englobando diversos organismos de grande importância nos ciclos do carbono, nitrogênio e enxofre estando muito presente em sistemas WCs (ANSOLA; ARROYO; DE MIERA, 2014; KERSTERS *et al.*, 2006). Proteobactérias também foram descritas por Tang *et al.* (2020), os quais sugeriram que a adição de BC em WCs pode aumentar a abundância deste filo, exercendo um importante papel no processo de desnitrificação (AJIBADE *et al.*, 2021).

Figura 47 – Abundância relativa ao nível do Filo encontrada nas amostras do módulo WV-SF avaliado neste estudo. A1: lodo; A2: 0-5 cm; A3: 15-20 cm de profundidade (Abreviações taxonômicas: k: Domínio; p: Filo)



As Acidobactérias foram o segundo grupo entre os filos mais abundantes, com 5% de abundância relativa na camada A1, 13% na A2 e 11% na A3. Este grupo bacteriano também é considerado um dos mais abundantes distribuídos no meio ambiente, habitando diferentes condições físicas e bioquímicas, incluindo solo, sedimentos e águas residuárias (HUGENHOLTZ; GOEBEL; PACE, 1998; JANSSEN, 2006). O grupo das Acidobactérias estiverem proporcionalmente abundantes em relação a concentração de nitrogênio total em

um sistema WC no trabalho de Li, Li e Wu (2021). Ainda no mesmo estudo foi possível identificar a importante atuação desse grupo de bactérias no processo de desnitrificação.

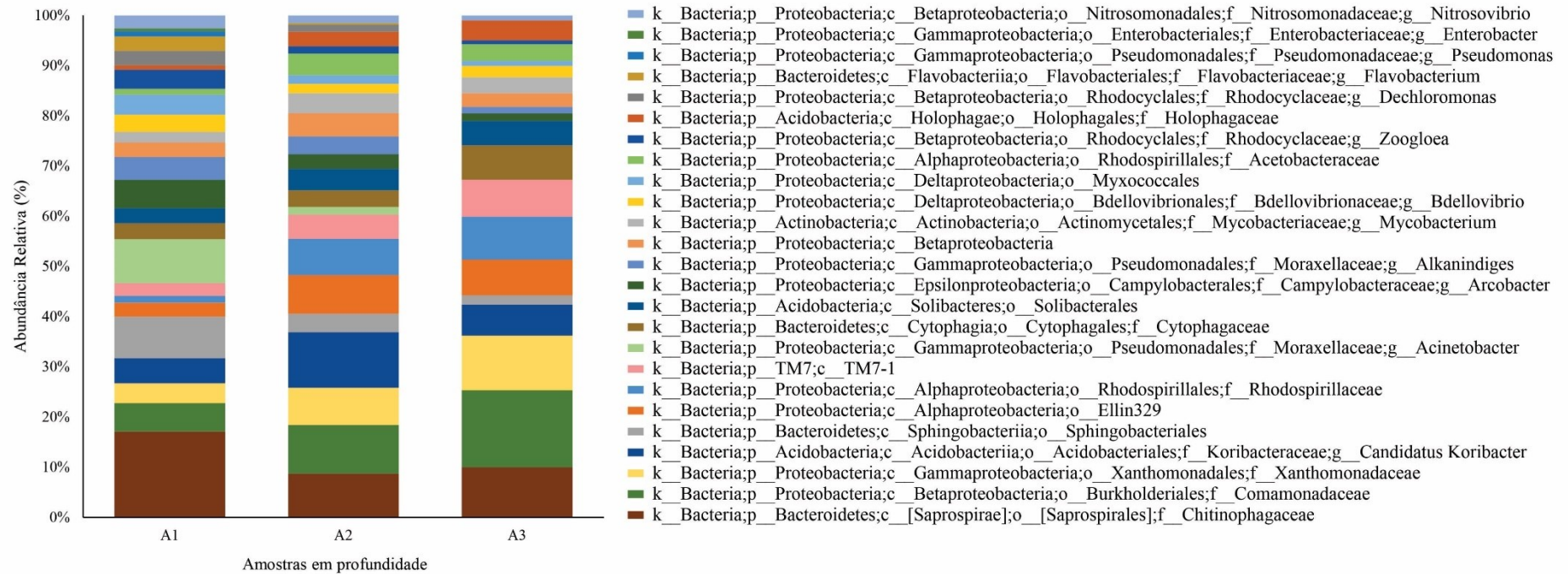
Já o filo Bacteroidetes apresentou uma desproporcionalidade um pouco maior entre as três amostras, comparado aos outros dois filios, com abundância relativa de 25, 11 e 10 % para as amostras A1, A2 e A3, respectivamente. Desta forma, a maior abundância deste filo foi encontrada na camada superior do sistema. As bactérias pertencentes a este filo são descritas como capazes de degradar compostos orgânicos complexos de cadeia longa, como os polissacarídeos e proteínas, por isso, geralmente são encontrada em grande quantidade no esgoto bruto (MARTENS-HABBENA *et al.*, 2009). Portanto, a presença dessas bactérias na camada de lodo é pertinente com as condições operacionais do módulo WV-SF, já que a camada de lodo superficial é formada pelas consecutivas cargas de esgoto bruto.

Destaque-se também o filo Nitrospirae (sexta posição entre os mais abundantes) apresentando abundâncias relativas gradativamente maiores em profundidade, com 0, 1 e 3% nas camadas A1, A2 e A3 respectivamente. Esses microrganismos são fisiologicamente diversos, incluindo aeróbios quimiolitotróficos; redutores de sulfato termofílicos (IGUCHI *et al.*, 2009) e redutores de nitrato no processo de desnitrificação (ZHANG *et al.*, 2021).

No nível de gênero, um gênero desconhecido da família Chitinophagaceae (Filo Bacteroidetes), família Comamonadaceae (Filo Proteobacteria), família Xanthomonadaceae (Filo Proteobacteria) e o gênero *Candidatus Koribacter* apresentaram as maiores abundâncias relativas em todas as profundidades (Figura 48).

A família Chitinophagaceae compreende um grupo de bactérias amplamente presentes em reatores aeróbios, sendo conhecidas por realizarem hidrólise de macromoléculas, tais como polissacarídeos e proteínas (KIRCHMAN, 2010). No estudo de Chen *et al.* (2018), bactérias desta família foram vinculadas ao processo de nitrificação em baixa concentração de oxigênio dissolvido (menor que 1 mg.L^{-1}) em reator biológico no tratamento de esgotos doméstico. No presente estudo, essas bactérias apresentarem elevada abundância relativa na amostra A1 (17,1%), podendo, então, estar desempenhando funções no processo de nitrificação no módulo avaliado neste estudo, uma vez que os ciclos de alimentação e repouso do módulo implicam em condições de altas e baixas concentrações de OD. Já nas profundidades A2 e A3 as Chitinophagaceae se mostraram próximas, com 8,7 e 9,9 % de abundância relativa, respectivamente. A melhor adaptação desse grupo de bactérias na camada de lodo sugere que boa parte dos materiais orgânicos de cadeias longas e do íon amônio, tenham sido adsorvidos nessa camada, já que essas bactérias têm maiores afinidades por esses elementos.

Figura 48 – Abundância relativa ao nível de Gênero encontrada nas amostras do módulo WV-SF avaliado neste estudo. A1: lodo; A2: 0 - 5 cm; A3: 15 - 20 cm de profundidade (Abreviações taxonômicas: k: Domínio; p: Filo; c: Classe; o: Ordem; f: Família; g: Gênero)



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

O gênero *Nitrosovibrio*, pertencente à família Nitrosomonadaceae (Filo Nitrospirae), embora com menor abundância relativa comparo a outros grupos, também merece destaque por ter apresentado um leve aumento da abundância relativa nas camadas superiores (1,2, 1,5 e 0,86% de abundância relativa para as amostras A1, A2 e A3, respectivamente). Este grupo de bactérias foi descrito como potencialmente atuante no processo de oxidação do amônio (TU *et al.*, 2014). De acordo com alguns estudos, devido a alta capacidade de adsorção, conferida pelo BC, níveis altos de adsorção do íon amônio foi observado na superfície de sistemas de fluxo vertical, contribuindo positivamente no processo de nitrificação (JIA *et al.*, 2020; KASAK *et al.*, 2018; ZHOU *et al.*, 2017). No entanto, devido este gênero ter apresentado abundância relativamente próximas nas 3 camadas, sugere se que o biocarvão possa ter contribuído para adsorção do íon amônio também nas camadas inferiores do filtro. De acordo com Molle (2014), a adsorção do íon amônio depende da matéria orgânica presente na camada de lodo, uma vez que o pedrisco, que é predominantemente utilizado como material filtrante, não teria essa propriedade de adsorção. Kizito *et al.* (2017), vinculou as bactérias da família Nitrosomonadaceae como as únicas responsáveis pela oxidação do amônio em um sistema de WCFV utilizando BC como meio filtrante, reforçando a importante atuação desse grupo bacteriano no processo de oxidação do amônio no presente estudo.

O processo de oxidação completa do amônio, em que oxida o nitrito a nitrato, estão fortemente vinculados a bactérias do gênero *Nitrospira* (família Nitrospiraceae, Filo Nitrospirae), sendo estas aeróbias quimioautotróficas (GARRITY *et al.*, 2001; LÜCKER *et al.*, 2010). Com relação a esse grupo, foi observado um predomínio na camada A3 do módulo (15-20 cm), em relação às demais (Figura 48). Com 2,65% de abundância relativa nesta camada, o mesmo grupo bacteriano não foi identificado na amostra A1 e apresentou apenas 0,55% de abundância relativa na amostra A2. Descobertas recentes identificaram a capacidade da *Nitrospira* em realizar o processo de nitrificação completa, também conhecido como organismos “comammox” (DAIMS; WAGNER., 2018). Os resultados apresentados neste estudo corroboram com os resultados de Silveira *et al.* (2020) em que o gênero *Nitrospira* aumentou com a profundidade do filtro, sendo a maior abundância relativa encontrada nas camadas mais profundas em um Sistema Francês. No estudo de Silveira *et al.* (2020), as condições aeróbias nas camadas inferiores foram fortemente atribuídas à presença de drenos que possibilitaram o arraste de ar para essas camadas mais profundas. No módulo WV-SF do presente estudo também existiu uma camada drenante logo abaixo da camada A3, conforme já

comentado anteriormente e que pode, também, ter contribuído para às maiores abundâncias relativas deste gênero.

Ainda com relação às condições aeróbias da camada A3, a presença das bactérias da família Xanthomonadaceae, terceiro grupo mais abundante nas amostras deste estudo (Figura 48), apresentaram abundância relativa de 10,8% nesta camada em relação às demais (7,8% A2 e 4,5% A1), reforçando as boas condições aeróbias, já que estas bactérias são estritamente aeróbias heterotróficas (LV *et al.*, 2014; MARTÍNEZ-LAVANCHY *et al.*, 2015).

Com relação às eficiências de remoção de amônio pelo módulo WV-SF avaliado neste estudo, os resultados físico-químicos mostraram bons desempenhos, conforme já discutido anteriormente. A concentração média de amônio no afluente e efluente, ao longo dos 12 meses de operação, foram de 34,3 e 8,9 mg.L⁻¹ respectivamente, representando uma eficiência média de remoção de 64,7%. Já a concentração média afluente e efluente de nitrato foi de 0 e 16,1 mg.L⁻¹. Portanto, pode-se dizer, em linhas gerais que 63,4% do amônio removido foi transformado em nitrato, através do processo de nitrificação (COOPER, 2009; VYMAZAL, 2007). Os outros 36,6 % podem ter seguido outras rotas, tais como assimilação pela biomassa (CANNON *et al.*, 2000; GARCIA *et al.*, 2010), absorção pelas macrófitas (SAEED; SUN, 2012), desnitrificação (KADLEC; WALLACE, 2009) volatilização da amônia (VYMAZAL, 2007), desnitrificação parcial (JIANLONG; NING, 2004) e nitrificação anaeróbia (ANAMMOX) (MULDER *et al.*, 1995).

No processo de desnitrificação, alguns grupos microbianos tais como bactérias da família Comamonadaceae e as Rhodospirillaceae foram identificados neste estudo, embora com menor abundância relativa. A família Comamonadaceae apresentou abundância relativa de 6,6; 10,1 e 15,2% para as amostras A1, A2 e A3, respectivamente (Figura 48). Essas bactérias são conhecidas como desnitrificantes, podendo utilizar o nitrito ou o nitrato como aceptores de elétrons (SADAIE *et al.*, 2007). Já as Rhodospirillaceae também foram identificadas em maior abundância relativa na camada A3 (8,5%) em relação às demais (1,37 e 7,21 %, para A1 e A2, respectivamente). Esse grupo de bactérias são facultativas e presentes em diferentes condições ambientais, podendo inclusive realizar desnitrificação, mesmo em condições aeróbias (XING *et al.*, 2019; ZHAO *et al.*, 2017). O aumento gradual destes grupos bacterianos em profundidade do material filtrante de BC, pode indicar que há um processo de desnitrificação ocorrendo nas camadas inferiores do material filtrante. No estudo de Zhou *et al.* (2019b), foi demonstrado que, devido à alta capacidade de adsorção de DQO no BC,

possibilitou um fornecimento contínuo de fonte de carbono, favorecendo o processo de desnitrificação heterotrófica. Este fator pode explicar, em partes, a grande abundância de bactérias heterotróficas desnitrificantes nas camadas de BC. Sendo assim, a presença destes microrganismos indica que possa ter ocorrido um processo de nitrificação e desnitrificação simultâneas (NDS) na camada A2 e A3 do módulo, haja vista que ambos os grupos bacterianos foram predominantes nessas duas camadas, com uma abundância sutilmente maior na camada A3. A NDS em *wetland* vertical também foi reportada em outros estudos (HU *et al.*, 2016; PELISSARI *et al.*, 2016).

Outros grupos de bactérias desnitrificantes, apesar de menos abundantes que as Comamonadaceae e Rhodospirillaceae, também foram identificados neste estudo. Dentre eles, *Enterobacter*, *Pseudomonas*, *Flavobacterium* e *Dechloromonas*. Esses gêneros, por sua vez, foram encontrados predominantemente na amostra A1 com abundâncias relativas de 0,27% (*Enterobacter*), 0,46% (*Pseudomonas*), 1,3% (*Flavobacterium*) e 1,32% (*Dechloromonas*). Na amostra A3 não foi identificada a presença de nenhuma destas bactérias, e na amostra A2 foi identificada apenas a *Flavobacterium* e a *Dechloromonas* com abundância relativa de 0,15 e 0,63% respectivamente.

No gráfico da Figura 49 é possível observar grupos de bactérias formando *clusters*, ou seja, grupos similares em termos de abundância relativa entre as amostras. O dendrograma do topo corresponde à similaridade das amostras em profundidade (A1, A2 e A3). Nota-se claramente que as amostras A2 e A3 foram agrupadas com maior similaridade do que com a amostra A1, evidenciando a diferença da comunidade microbiana presente no lodo em relação as camadas de biocarvão.

No dendrograma à direita é possível observar as tendências de agrupamentos microbianos (*clusters* de similaridade) entre os microrganismos mais abundantes presentes nas amostras. Essas tendências são claramente mostradas no gráfico com relação às bactérias desnitrificantes tais como *Flavobacterium*, *Acinetobacter* e *Dechloromonas* (destacadas através da linha tracejada em cor lilás) presentes na amostra A1 decrescendo em profundidade com ausência na amostra A3. A mesma tendência foi observada para os gêneros *Pseudomonas* e *Enterobacter* os quais formaram outro *cluster* apresentando abundância relativa apenas na camada A1 (lodo).

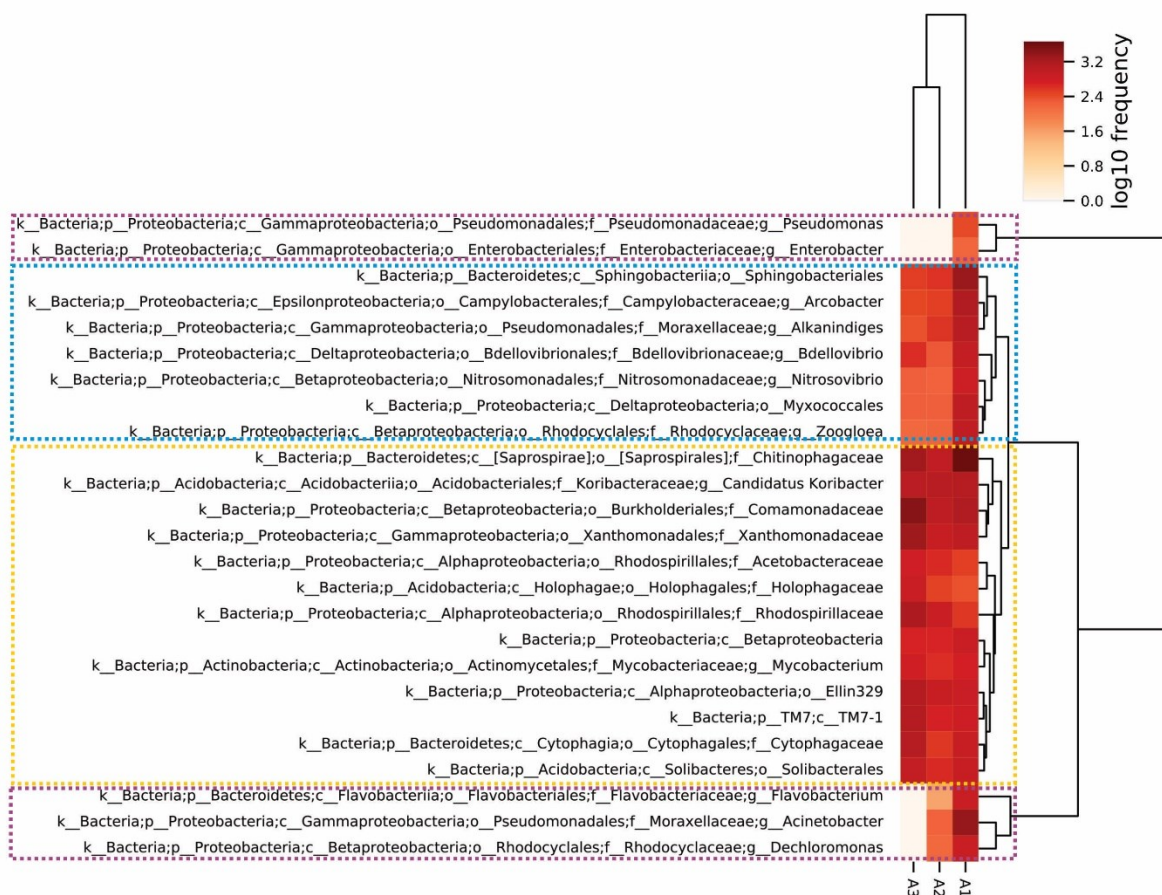
Também é possível observar claramente dois grandes grupos (linhas tracejadas em amarelo e azul), sendo um deles (linha amarela) formado por grupos bacterianos que apresentaram certa homogeneidade (similaridade) em termos de abundância relativa nas três

amostras, com um leve aumento nas camadas A1 e A3. Neste grupo encontram-se os gêneros mais abundantes identificados neste estudo, tais como as bactérias pertencentes as famílias Comamonadaceae, Xanthomonadaceae e Chitinophagaceae e o gênero *Candidatus Koribacter*.

Candidatus Koribacter apresentou a maior abundância na camada A2 em relação às outras camadas (Figura 48 e Figura 49). Apesar de haver poucas informações sobre esse gênero, estudos indicam ser um microrganismo heterotrófico versátil. Alguns trabalhos identificaram as *Candidatus Koribacter* envolvidas na oxidação do metano (BERNARDES *et al.*, 2021), oxidação anaeróbia da amônia (anammox) (LI *et al.*, 2019c) e como bactérias desnitrificantes com capacidade de redução de nitrato a nitrito (WARD *et al.*, 2009). Com toda essa versatilidade vinculada às *Candidatus Koribacter*, não é possível identificar uma tendência funcional desse grupo bacteriano na camada intermediária do módulo (A2), embora seja a única possibilidade real de estar ocorrendo processo anammox na remoção anaeróbia do amônio, haja vista que outros grupos de bactérias conhecidas como anammox não foram identificados nas outras camadas do módulo. Os menores índices de diversidade conferidos na amostra A2 podem estar relacionados a um grupo de bactérias dominante que esteja se desenvolvendo em condições favoráveis nesta camada. As *Candidatus Koribacter* poderiam ser um desses grupos, por exemplo.

No outro *cluster* (linha azul) agruparam-se os gêneros que apresentaram menor abundância relativa nas camadas de biocarvão, em relação à camada de lodo, indicando uma diminuição em profundidade. Dentre os grupos bacterianos pertencentes a este *cluster* (linha azul), destaca-se a ordem Sphingobacteriales com a maior abundância relativa camada de lodo (A1), com 9,56%, decrescendo nas camadas subsequentes (3,8 e 1,8%, respectivamente) como mostrado claramente no heatmap (Figura 49).

Figura 49 – Os 25 gêneros mais abundantes em todas as amostras agrupadas com base na métrica de distância média de Bray-Curtis. O topo corresponde o dendrograma de similaridade das amostras (A1, A2 e A3). O dendrograma à direita representa o agrupamento microbiano em abundância relativa. Na escala de frequência, quanto mais escura a cor, maior a abundância relativa na amostra.



Fonte: Elaborado pelo autor (2021).

Essas bactérias foram os gêneros dominantes no processo de NDS no trabalho de Xing *et al.* (2019). A presença dessas bactérias potencialmente desnitrificantes, encontradas na camada A1e A2 do módulo, podem indicar a ocorrência do processo NDS também na camada de lodo e na camada A2 do BC. Fisicamente, esse processo ocorre no biofilme bacteriano devido a um gradiente de oxigênio da superfície para o interior do biofilme, proporcionando condições aeróbias e anóxicas. Processos de nitrificação e desnitrificação simultâneas em WCs têm apresentado resultados promissores no desempenho dessas unidades na remoção de nitrogênio total (FU *et al.*, 2016; HU *et al.*, 2012; HU *et al.*, 2016; LI *et al.*, 2019b; PELISSARI, 2017). No trabalho de Pelissari (2017), obteve-se nitrificação e desnitrificação simultâneas em WCFV descendente submetidos a diferentes condições operacionais (remoção de carga variando de 10 a 31%). O BC pode ter influenciado positivamente no processo de NDS, no módulo WV-SF deste estudo, devido à sua grande área superficial (428,3 m⁻².g) e

presença de micro poros (volume total de $0,2224 \text{ cm}^{-3} \cdot \text{g}$). No estudo de Li *et al.* (2019b) foi estudado um sistema *wetland* de escoamento vertical adicionando o BC como material filtrante. Os resultados apontaram que 51,89% do N-NO_2^- foi desnitrificado pelo processo de nitrificação e desnitrificação simultânea. Os autores destacam a importante contribuição do BC no processo de difusão do oxigênio e na remoção do nitrogênio total.

Outra possibilidade de remoção de nitrogênio no módulo WV-SF seria através do processo de nitrificação heterotrófica e desnitrificação autotrófica. Estudos apontam grupos microbianos vinculados a estes processos, dentre eles foram citadas as bactérias do gênero *Acinetobacter* (CHEN *et al.*, 2019; GUMAELIUS *et al.*, 2001; HUANG *et al.*, 2013; JOO; HIRAI; SHODA, 2005; REN; YANG; LIANG, 2014; SU *et al.*, 2015; WANG *et al.*, 2020b; XIA *et al.*, 2020; YAO *et al.*, 2013b; ZHANG *et al.*, 2011). O gênero *Acinetobacter*, como mencionado anteriormente, foi o segundo com maior abundância encontrada na camada de lodo (amostra A1), atingindo 10,17% de abundância relativa, decrescendo em profundidade (Figura 49).

O processo de nitrificação heterotrófica pode ser fortemente influenciado pela relação C:N. Valores de C:N = 10 apresentaram atividade de nitrificação heterotrófica significativamente superior a C:N = 2 (KUENEN; ROBERTSON, 1994). No processo de desnitrificação autotrófica é importante destacar a importância dos elementos inorgânicos tais como o H, Fe, S, AS e Mn, os quais atuam como doadores de elétrons na redução do nitrito e do nitrato (TANG *et al.*, 2020).

A presença dessas bactérias predominantemente na camada A1 (lodo) pode indicar um processo de nitrificação heterotrófica e desnitrificação aeróbia no módulo WV-SF estudado. Comparado com os meios filtrantes tradicionais utilizado em clássicos sistemas WV-SF, como o pedrisco, o BC pode ser usado eficientemente como doador de elétrons, especificamente em sistemas com baixa relação C:N (TANG *et al.*, 2020; ZHOU *et al.*, 2017). Ainda na perspectiva da transferência de elétrons pelo BC, este fenômeno é positivamente impulsionado pela característica quimicamente ativa do BC devido aos grupos funcionais em sua superfície (WU *et al.*, 2019). Esses fatores podem ter contribuído positivamente para o processo de nitrificação heterotrófica e desnitrificação autotrófica no módulo WV-SF avaliado neste estudo.

Os resultados das comunidades microbianas, obtidos nas diferentes camadas do módulo WV-SF após 12 meses de operação, trouxeram importantes evidências com relação a atuação do BC nos processos de transformação e remoção da série nitrogenada. Algumas

características do BC, como elevada área superficial e características quimicamente ativas, podem ter sido fatores relevantes no desempenho de determinados processos biológicos. Nesse sentido, através dos grupos microbianos indentificados, destaca-se as possíveis atividades metabólicas na remoção no nitrogênio total como a nitrificação heterotrófica/desnitrificação autotrófica e NDS, por exemplo. Outra observação importante é com relação a contribuição da camada inferior do BC (A3:15-20 cm) em que foi identificado índices de abundância e riqueza importantes, além da presença de grupos de bactérias potencialmente estratégicas no processo de nitrificação e desnitrificação. Ainda assim, é vago dizer a contribuição efetiva de cada camada de BC na remoção e transformação do nitrogênio amoniacal. Maiores investigações, principalmente com relação ao número de amostras e análises microbiológicas complementares, como de função e atividade microbiana seriam necessárias para se obter respostas mais conclusivas.

5 CONCLUSÃO

O módulo WV-SF, utilizando o BC como meio filtrante, representando 2 módulos do primeiro estágio do Sistema Francês clássico, atingiu eficiências e desempenhos, ao longo do período de monitoramento, no qual foi possível obter algumas conclusões, que estão apontadas na sequência, de acordo com cada objetivo específico proposto nesta pesquisa.

Objetivo 1: “Avaliar a eficiência do módulo na remoção de matéria orgânica, amônio e fosfato, ao longo do período de monitoramento e nas diferentes condições hidrodinâmicas decorrentes dos dias de alimentação”. Conclusões correlatas:

- ✓O comportamento hidráulico estudado mostrou uma adequada drenagem no meio filtrante para as condições operacionais aplicadas, sendo requisito para transferência de oxigênio no leito através dos processos de difusão e convecção. As condições aeróbias no interior do módulo foram adequadas para garantir as reações aeróbias na remoção de poluentes, com destaque para formação do nitrato pela oxidação do amônio (concentração média efluente de 16 mg.L^{-1});
- ✓O sistema teve significativa eficiência na remoção de matéria orgânica (média de 58% para DQO e 68% para DBO_5), sólidos em suspensão (média de 85%) e amônio (média de 65%), mesmo havendo variações de cargas afluentes e variações no comportamento hidráulico, as concentrações efluentes e as eficiências de

remoção mantiveram-se satisfatórias. Dessa forma, o módulo estudado se demonstrou eficiente em absorver variações de cargas.

Objetivo 2: “Avaliar as características físico-químicas do biocarvão in natura e após operação e identificar os mecanismos atuantes na remoção de poluentes pelo biocarvão e os potenciais usos do biocarvão como insumo agrícola após operação”. Conclusões correlatas:

- ✓O biocarvão, desempenhou elevada capacidade de sorção de poluentes, independente da formação da manta de lodo superficial, já que elevadas eficiências de remoção de sólidos (média de 99%), amônio (média de 94%) e matéria orgânica (média de 95% para DQO e média de 96% para DBO₅) ocorreram na primeira coleta com menos de 30 dias de operação do módulo, já que nesse período ainda não havia se formado a camada biológica de lodo;
- ✓A camada de lodo e o biocarvão geraram um composto que atende as condições ambientais para aplicação no solo em termos de metais pesados (CONAMA 375:2006). Diversos benefícios do biocarvão no enriquecimento do solo, reportados na literatura, traz um importante viés de sustentabilidade ao módulo estudado.

Objetivo 3: “Identificar os grupos microbianos presentes no lodo e em diferentes profundidades do biocarvão”. Conclusão correlata:

- ✓A elevada área superficial do biocarvão (428,3 m⁻².g⁻¹) e características quimicamente ativas, possibilitaram boas condições de riquezas e diversidades de microrganismos mesmo na região mais profunda do filtro (15-20 cm) (Índice de CHAO1: 443 e Índice de diversidade Shannon's: 8,27). Microrganismos identificados na camada de lodo e em diferentes profundidades do biocarvão demonstraram potenciais vias de remoção do nitrogênio total através da nitrificação heterotrófica/desnitrificação autotrófica e nitrificação/desnitrificação simultâneas;

Por fim, como conclusão geral deste trabalho pode-se dizer que a utilização de um resíduo industrial com características físicas e químicas favoráveis ao processo de remoção de poluentes, ademais à redução de área em relação ao sistema clássico Francês, devido às condições impostas à realidade brasileira, conferem importantes avanços na utilização de WV-SF, principalmente em Municípios de pequeno porte. Nesse sentido surge uma opção potencialmente atrativa para o tratamento de esgotos sanitários, na direção da universalização da coleta e tratamento de esgotos em Santa Catarina e no Brasil.

6 RECOMENDAÇÕES

A partir das conclusões obtidas no presente estudo, algumas recomendações podem trazer esclarecimentos e informações importantes no aprimoramento da concepção do módulo WV-SF proposto:

- ✓ Sugere-se avaliar o comportamento do módulo submetido a diferentes cargas hidráulicas e período de alimentação e repouso para que se possa aprimorar as condições de contorno e otimizar o dimensionamento do módulo para condições reais;
- ✓ Uma avaliação da capacidade de adsorção do BC através de ensaios de isoterma e cinética de adsorção para o amônio e o fosfato;
- ✓ Avaliar diferentes estratégias de mitigação do processo de colmatação do filtro através da utilização de diferentes espécies de plantas, utilização de vermes ou mesmo adotando diferentes períodos de repouso;
- ✓ Aprofundar a avaliação da comunidade microbiana, com um estudo multifásico (com análises de estrutura juntamente com análises de função e atividade), em diferentes condições operacionais e períodos de funcionamento, com o objetivo de otimizar diferentes vias de remoção de poluentes, em especial para o nitrogênio.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-FATTAH, T. M.; MAHMOUD, M. E.; AHMED, S. B.; HUFF, M. D.; LEE, J. W.; KUMAR, S. Biochar from woody biomass for removing metal contaminants and carbon sequestration. **J. Ind. Eng. Chem.**, v. 22, p. 103–109, 2014
- AHMAD, M. *et al.* Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. **Chemosphere**, v. 99, p. 19–33, 2014.
- AJIBADE, F. O. *et al.* Total nitrogen removal in biochar amended non-aerated vertical flow constructed wetlands for secondary wastewater effluent with low C/N ratio: Microbial community structure and dissolved organic carbon release conditions. **Bioresource Technology**, v. 322, p. 124430, 2021.
- AKRATOS, C. S.; TSIHRINTZIS, V. A. Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Ecological engineering**, v. 29, n. 2, p. 173-191, 2007.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; BRASIL. Secretaria Nacional de Saneamento. Ministério de Desenvolvimento Regional. Atlas Esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Brasília: ANA; MDR, 2017. 88 p.
- ANDREOLI, C. V. *et al.* **Sludge treatment and disposal**. IWA publishing, 2007.
- ANSOLA, G.; ARROYO, P.; DE MIERA, L. E. S. Characterisation of the soil bacterial community structure and composition of natural and constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 473, p. 63-71, 2014.
- APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 21sted, American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation. Washington DC, USA. 2012.
- ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **Water Research**, v. 35, n. 5, p. 1159–1168, 2001.
- BALLANTINE, D. J.; TANNER, C. C. Substrate and filter materials to enhance phosphorus removal in constructed wetlands treating diffuse farm runoff: a review. **New Zealand Journal of Agricultural Research**, v. 53, n. 1, p. 71-95, 2010.
- BANC, C. *et al.* Influence of pH on the release of colloidal and dissolved organic matter from Vertical Flow Constructed Wetland surface sludge deposits. **Chemical Engineering Journal**, v. 418, p. 129353, 2021.
- BARCA, C. *et al.* Steel slag filters to upgrade phosphorus removal in constructed wetlands: Two years of field experiments. **Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 1, p. 549–556, 2013.

BARCA, C. *et al.* Phosphorus removal from wastewater by carbonated bauxite residue under aerobic and anoxic conditions. **Journal of Water Process Engineering**, v. 39, p. 101757, 2021.

BASSIN, J. P. *et al.* Effect of elevated salt concentrations on the aerobic granular sludge process: linking microbial activity with microbial community structure. **Applied and environmental microbiology**, v. 77, n. 22, p. 7942-7953, 2011.

BEHRENS, H. Water tracer chemistry—a factor determining performance and analytics of tracers. In: **Proceedings of the 5th international symposium on underground water tracing**. Institute of Geology and Mineral Exploration, Athens, Greece. 1986. p. 121-133.

BERNARDES, F. S. *et al.* Change in microbial profile and environmental conditions in a constructed wetland system treating greywater. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-14, 2021.

BODIN, H. *et al.* Influence of residence time analyses on estimates of wetland hydraulics and pollutant removal. **Journal of hydrology**, v. 501, p. 1–12, 2013.

BOLLER, M. *et al.* Dynamic behavior of intermittent buried filters. **Water Science and Technology**, v. 28, n. 10, p. 99-107, 1993.

BOLTON, L. *et al.* Phosphorus adsorption onto an enriched biochar substrate in constructed wetlands treating wastewater. **Ecological Engineering: X**, v. 1, 2019.

BOLYEN, E. *et al.* Reproducible, interactive, scalable and extensible microbiome data science using QIIME 2. **Nature biotechnology**, v. 37, n. 8, p. 852-857, 2019.

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

BRAGATO, C.; BRIX, H.; MALAGOLI, M. Accumulation of nutrients and heavy metals in *Phragmites australis*(Cav.)Trin. ex Steudel and *Bolboschoenus maritimus*(L.) Palla in a constructed wetland of the Venice lagoon watershed. **Environmental Pollution**, v. 144, n. 3, p. 967–975, 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 375/2006. Define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados. 2006.

BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Diário Oficial [da] União, Brasília, DF, 16 maio 2011, p. 89.

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

CALLAHAN, B. J. *et al.* DADA2: high-resolution sample inference from Illumina amplicon data. **Nature methods**, v. 13, n. 7, p. 581-583, 2016.

CALMANO, W.; FÖRSTNER, U. **Sediments and toxic substances**. Environmental effects and ecotoxicity. Springer, Berlin. 1996. 335p.

CANNON, A. D. *et al.* SE—structures and environment: pilot-scale development of a bioreactor for the treatment of dairy dirty water. **Journal of Agricultural Engineering Research**, v. 77, n. 3, p. 327-334, 2000.

CAPORASO, J. G. *et al.* Global patterns of 16S rRNA diversity at a depth of millions of sequences per sample. **Proceedings of the national academy of sciences**, v. 108, n. Supplement 1, p. 4516-4522, 2011.

CASELLES-OSORIO, A. *et al.* Efficiency of mesocosm-scale constructed wetland systems for treatment of sanitary wastewater under tropical conditions. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 220, n. 1–4, p. 161–171, 2011.

CHEN, B.; ZHOU, D.; ZHU, L. Transitional adsorption and partition of nonpolar and polar aromatic contaminants by biochars of pine needles with different pyrolytic temperatures. **Environmental science & technology**, v. 42, n. 14, p. 5137-5143, 2008.

CHEN, C. *et al.* Microbial community composition in a simultaneous nitrification and denitrification bioreactor for domestic wastewater treatment. In: **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**. IOP Publishing, 2018. p. 012007.

CHEN, S. *et al.* Characteristics of heterotrophic nitrification and aerobic denitrification bacterium *Acinetobacter* sp. T1 and its application for pig farm wastewater treatment. **Journal of bioscience and bioengineering**, v. 127, n. 2, p. 201-205, 2019.

CHEN, X. *et al.* Adsorption of copper and zinc by biochars produced from pyrolysis of hardwood and corn straw in aqueous solution. **Bioresource Technology**, v. 102, n. 19, p. 8877–8884, 2011.

COOPER, P. F. *et al.* **Reed beds and constructed wetlands for wastewater treatment**. Swindon: Water Research Centre, 1996.

COOPER, P. What can we learn from old wetlands? Lessons that have been learned and some that may have been forgotten over the past 20 years. **Desalination**, v. 246, n. 1-3, p. 11-26, 2009.

COTA, R. da S. **Hidrodinâmica e Desempenho Verticais Plantados e com Alimentação em Pulsos empregados no Tratamento de Esgoto Sanitário Bruto**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos, 2011. 215p.

COTA, R. S.; VON SPERLING, M.; PENIDO, R. C. S. Tracer studies and hydraulic behaviour of planted and un-planted vertical-flow constructed wetlands. **Water Science and Technology**, v. 64, n. 5, p. 1056–1063, 2011.

CROMBIE, K. *et al.* The effect of pyrolysis conditions on biochar stability as determined by three methods. **GCB Bioenergy**, v. 5, n. 2, p. 122–131, 2013.

- CUI, X. *et al.* Capacity and mechanisms of ammonium and cadmium sorption on different wetland-plant derived biochars. **Science of the Total Environment**, v. 539, p. 566–575, 2016.
- DAI, H.; HU, F. Phosphorus adsorption capacity evaluation for the substrates used in constructed wetland systems: a comparative study. **Polish Journal of Environmental Studies**, v. 26, n. 3, 2017.
- DAI, Y. *et al.* The adsorption, regeneration and engineering applications of biochar for removal organic pollutants: A review. **Chemosphere**, v. 223, p. 12–27, 2019.
- DAIMS, H.; WAGNER, M. Nitrospira. **Trends in microbiology**, v. 26, n. 5, p. 462-463, 2018.
- DEBICKA, M. *et al.* Organic matter effects on phosphorus sorption in sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 62, n. 6, p. 840-855, 2016.
- DEENIK, J. L. *et al.* Biochar volatile matter content effects on plant growth and nitrogen transformations in a tropical soil. In: **Western Nutrient Management Conference**. 2009. p. 26-31.
- DE ROZARI, P.; GREENWAY, M.; EL HANANDEH, A. Phosphorus removal from secondary sewage and septage using sand media amended with biochar in constructed wetland mesocosms. **Science of the Total Environment**, v. 569–570, p. 123–133, 2016.
- DE ROZARI, P.; GREENWAY, M.; EL HANANDEH, A. Nitrogen removal from sewage and septage in constructed wetland mesocosms using sand media amended with biochar. **Ecological Engineering**, v. 111, p. 1-10, 2018.
- DESANTIS, T. Z. *et al.* Greengenes, a chimera-checked 16S rRNA gene database and workbench compatible with ARB. **Applied and environmental microbiology**, v. 72, n. 7, p. 5069-5072, 2006.
- DIERBERG, F. E. *et al.* Relationship between hydraulic efficiency and phosphorus removal in a submerged aquatic vegetation-dominated treatment wetland. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 1, p. 9–23, 2005.
- DING, Y. *et al.* Biochar to improve soil fertility. A review. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 36, n. 2, 2016.
- DORDIO, A. V.; CARVALHO, A. J. P. Organic xenobiotics removal in constructed wetlands, with emphasis on the importance of the support matrix. **Journal of Hazardous Materials**, v. 252, p. 272–292, 2013.
- DOTRO, G. *et al.* **Treatment wetlands**. IWA publishing, 2017.
- DOWNIE, A.; CROSKY, A.; MUNROE, P. Physical properties of biochar. In: LEHMANN, J., JOSEPH, J. (Eds.), **Biobiochar for environmental management**. Science and technology, Earthscan, London, pp. 13–32. 2009.

- DUBININ, M. M. Micropore structures of charcoal adsorbents. 1. A general characterization of micro- and supermicropores in the fissure model. **Bulletin of the Academy of Sciences of the USSR, Division of chemical science**, v. 28, n. 8, p. 1560-1564, 1979.
- FANG, C. *et al.* Application of magnesium modified corn biochar for phosphorus removal and recovery from swine wastewater. **International journal of environmental research and public health**, v. 11, n. 9, p. 9217-9237, 2014.
- FONDER, N.; HEADLEY, T. The taxonomy of treatment wetlands: A proposed classification and nomenclature system. **Ecological Engineering**, v. 51, p. 203–211, 2013.
- FU, G. *et al.* Effects of nitrogen removal microbes and partial nitrification-denitrification in the integrated vertical-flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 83-89, 2016.
- GARCIA, J. *et al.* Contaminant removal processes in subsurface-flow constructed wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 7, p. 561-661, 2010.
- GARRITY, G. M. *et al.* Phylum BVIII. Nitrospirae phy. nov. In: **Bergey's Manual® of Systematic Bacteriology**. Springer, New York, NY, 2001. p. 451-464.
- GOMEZ-EYLES, Jose L. *et al.* Evaluation of biochars and activated carbons for in situ remediation of sediments impacted with organics, mercury, and methylmercury. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 23, p. 13721-13729, 2013.
- GUILHEN, Sabine N. **Synthesis and characterization of macauba-derived biochar for aqueous uranium removal**. Tese (Doutorado), Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – IPEN, CNEN/SP, São Paulo. 2018. 324 p.
- GULSER, F. *et al.* Effects of calcium nitrate and humic acid on pepper seedling growth under saline condition. **Journal of Environmental Biology**, v. 31, n. 5, p. 873, 2010.
- GUMAELIUS, L. *et al.* Comamonas denitrificans sp. nov., an efficient denitrifying bacterium isolated from activated sludge. **International journal of systematic and evolutionary microbiology**, v. 51, n. 3, p. 999-1006, 2001.
- GUPTA, P.; ANN, T.-W.; LEE, S.-M. Use of biochar to enhance constructed wetland performance in wastewater reclamation. **Environmental Engineering Research**, v. 21, n. 1, p. 36-44, 2016.
- HEADLEY, T. R.; KADLEC, R. H. Conducting hydraulic tracer studies of constructed wetlands: A practical guide. **Ecohydrology and Hydrobiology**, v. 7, n. 3–4, p. 269–282, 2007.
- HEMA, M.; ARIVOLI, S. Comparative study on the adsorption kinetics and thermodynamics of dyes onto acid activated low cost carbon. **International journal of physical sciences**, v. 2, n. 1, p. 10-17, 2007.

HENNE, R. A. **Caracterização da formação e da composição das cinzas e dos problemas associados à combustão da biomassa florestal em caldeira.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal), Centro de Ciências Agro veterinárias (CAV), Universidade do Estado de Santa Catarina (UDESC), Lages. 2018.

HOLLAND, J. F. *et al.* Effects of wetland depth and flow rate on residence time distribution characteristics. **Ecological Engineering**, v. 23, n. 3, p. 189–203, 2004.

HOLLISTER, C. C.; BISOGNI, J. J.; LEHMANN, J. Ammonium, nitrate, and phosphate sorption to and solute leaching from biochars prepared from corn stover (*Zea mays* L.) and oak wood (*Quercus* spp.). **J Environ Qual**, v.42, p.137–144, 2013.

HU, Y. *et al.* High rate nitrogen removal in an alum sludge-based intermittent aeration constructed wetland. **Environmental science & technology**, v. 46, n. 8, p. 4583-4590, 2012.

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

HUANG, X. *et al.* Ammonium removal by a novel oligotrophic *Acinetobacter* sp. Y16 capable of heterotrophic nitrification–aerobic denitrification at low temperature. **Bioresource technology**, v. 146, p. 44-50, 2013.

HUGENHOLTZ, P.; GOEBEL, B. M.; PACE, N. R. Impact of culture-independent studies on the emerging phylogenetic view of bacterial diversity. **Journal of bacteriology**, v. 180, n. 18, p. 4765-4774, 1998.

IGUCHI, A. *et al.* In situ detection and quantification of uncultured members of the phylum Nitrospirae abundant in methanogenic wastewater treatment systems. **Microbes and environments**, p. 0903100063-0903100063, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. Sistema IBGE de recuperação automática - SIDRA. 2010. <http://www.ibge.br/sidra/> (último acesso em 25/07/2010).

JANSSEN, P. H. Identifying the dominant soil bacterial taxa in libraries of 16S rRNA and 16S rRNA genes. **Applied and environmental microbiology**, v. 72, n. 3, p. 1719-1728, 2006.

JI, B. *et al.* Roles of biochar media and oxygen supply strategies in treatment performance, greenhouse gas emissions, and bacterial community features of subsurface-flow constructed wetlands. **Bioresource technology**, v. 302, p. 122890, 2020.

JIA, L. *et al.* Interactions of high-rate nitrate reduction and heavy metal mitigation in iron-carbon-based constructed wetlands for purifying contaminated groundwater. **Water research**, v. 169, p. 115285, 2020.

JIANLONG, W.; NING, Y. Partial nitrification under limited dissolved oxygen conditions. **Process Biochemistry**, v. 39, n. 10, p. 1223-1229, 2004.

- JOO, H.-S.; HIRAI, M.; SHODA, M. Characteristics of ammonium removal by heterotrophic nitrification-aerobic denitrification by *Alcaligenes faecalis* No. 4. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 100, n. 2, p. 184-191, 2005.
- KADLEC, R. H.; KNIGHT, R. **Treatment Wetlands**. CRC Press, Boca Raton, Florida, 1996.
- KADLEC, R. H.; WALLACE, S. C. **Treatment Wetlands**. 2 ed. Florida, USA. Taylor & Francis Group Publishers, INC. 2009, 1000p.
- KANIA, M. *et al.* Comparative characterization of surface sludge deposits from fourteen French Vertical Flow Constructed Wetlands sewage treatment plants using biological, chemical and thermal indices. **Science of the Total Environment**, v. 647, n. 10, p. 464–473, 2019.
- KANTAWANICHKUL, S.; KLADPRASERT, S.; BRIX, H. Treatment of high-strength wastewater in tropical vertical flow constructed wetlands planted with *Typha angustifolia* and *Cyperus involucratus*. **Ecological Engineering**, v. 35, n. 2, p. 238–247, 2009.
- KASAK, K. *et al.* Biochar enhances plant growth and nutrient removal in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 639, p. 67-74, 2018.
- KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science and Technology**, v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.
- KEEFE, S. H. *et al.* Conservative and reactive solute transport in constructed wetlands. **Water Resources Research**, v. 40, n. 1, p. 1–12, 2004.
- KERSTERS, K. *et al.* Introduction to the Proteobacteria. In: **The prokaryotes: a handbook on the biology of bacteria**. Springer, 2006. p. 3-37.
- KIM, B.; FORQUET, N. Pore-scale observation of deposit within the gravel matrix of a vertical flow constructed wetland. **Environmental technology**, v. 37, n. 24, p. 3146-3150, 2016.
- KIRCHMAN, D. L. (Ed.). **Microbial ecology of the oceans**. John Wiley & Sons, 2010.
- KIZITO, S. *et al.* Evaluation of slow pyrolyzed wood and rice husks biochar for adsorption of ammonium nitrogen from piggy manure anaerobic digestate slurry. **Science of the Total Environment**, v. 505, p. 102–112, 2015.
- KIZITO, S. *et al.* Treatment of anaerobic digested effluent in biochar-packed vertical flow constructed wetland columns: Role of media and tidal operation. **Science of the Total Environment**, v. 592, p. 197–205, 2017.
- KLONIS, N.; SAWYER, W. H. Spectral properties of the prototropic forms of fluorescein in aqueous solution. **Journal of Fluorescence**, v. 6, n. 3, p. 147–157, 1996.
- KRISHNAN K. A.; HARIDAS, A. Removal of phosphate from aqueous solutions and sewage using natural and surface modified coir pith. **J. Hazard Mater**, v.152, p. 527–535, 2008.

KUENEN, J. G.; ROBERTSON, L. A. Combined nitrification-denitrification processes. **FEMS Microbiology Reviews**, v. 15, n. 2-3, p. 109-117, 1994.

KUPPUSAMY, S. *et al.* Agronomic and remedial benefits and risks of applying biochar to soil: Current knowledge and future research directions. **Environment International**, v. 87, p. 1–12, 2016.

LANA, L. C. O. *et al.* Performance of a single stage vertical flow constructed wetland system treating raw domestic sewage in Brazil. **Water Science and Technology**, v. 68, n. 7, p. 1599-1606, 2013.

LANGERGRABER, G. *et al.* **Wetland Technology**. [s.l.] Water Intelligence Online, 2020.

LEVENSPIEL, O. **Engenharia das Reações Químicas**. 3 ed. São Paulo. Ed. Edgard Blücher Ltda, 2000, 563 p.

LI, Y. *et al.* Effects of biochar application in forest ecosystems on soil properties and greenhouse gas emissions: a review. **Journal of Soils and Sediments**, v. 18, n. 2, p. 546-563, 2018.

LI, J. *et al.* Enhanced nitrogen removal in biochar-added surface flow constructed wetlands: dealing with seasonal variation in the north China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 4, p. 3675–3684, 2019a.

LI, J. *et al.* Effect of oxygen supply strategy on nitrogen removal of biochar-based vertical subsurface flow constructed wetland: Intermittent aeration and tidal flow. **Chemosphere**, v. 223, p. 366-374, 2019b.

LI, X. *et al.* Shifts in bacterial community composition increase with depth in three soil types from paddy fields in China. **Pedobiologia**, v. 77, p. 150589, 2019c.

LI, X.; LI, Y.; WU, J. Bacterial community response to different nitrogen gradients of swine wastewater in surface flow constructed wetlands. **Chemosphere**, v. 265, p. 129106, 2021.

LIN, Y.-F.; JING, S.-R.; LEE, D.-Y. The potential use of constructed wetlands in a recirculating aquaculture system for shrimp culture. **Environmental Pollution**, v. 123, n. 1, p. 107-113, 2003.

LIN, Y. *et al.* Water extractable organic carbon in untreated and chemical treated biochars. **Chemosphere**, v. 87, n. 2, p. 151-157, 2012.

LIPCZYNSKA-KOCHANY, E. Humic substances, their microbial interactions and effects on biological transformations of organic pollutants in water and soil: A review. **Chemosphere**, v. 202, p. 420-437, 2018.

LIU, H. *et al.* Inhibited effect of biochar application on N₂O emissions is amount and time-dependent by regulating denitrification in a wheat-maize rotation system in North China. **Science of the Total Environment**, v. 721, p. 137636, 2020.

LOMBARD-LATUNE, R. *et al.* Which plants are needed for a French vertical-flow constructed wetland under a tropical climate? **Water Science and Technology**, v. 75, n. 8, p. 1873–1881, 2017.

LOMBARD-LATUNE, R. *et al.* Resilience and reliability of compact vertical-flow treatment wetlands designed for tropical climates. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 208-215, 2018.

LÜCKER, S. *et al.* A Nitrospira metagenome illuminates the physiology and evolution of globally important nitrite-oxidizing bacteria. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 30, p. 13479-13484, 2010.

LV, Y. *et al.* Microbial communities of aerobic granules: granulation mechanisms. **Bioresource technology**, v. 169, p. 344-351, 2014.

MAHER, C. *et al.* Kinetics and capacities of phosphorus sorption to tertiary stage wastewater alum solids, and process implications for achieving low-level phosphorus effluents. **Water Research**, v. 85, p. 226-234, 2015.

MANJATE, E. S. *et al.* First stage of the French vertical flow constructed wetland system: experiments with the reduction of surface area and number of units. **Journal of Water, Sanitation and Hygiene for Development**, v. 5, n. 1, p. 50-55, 2015.

MARTENS-HABBENA, W. *et al.* Ammonia oxidation kinetics determine niche separation of nitrifying Archaea and Bacteria. **Nature**, v. 461, n. 7266, p. 976-979, 2009.

MARTÍNEZ-LAVANCHY, P. M. *et al.* Microbial toluene removal in hypoxic model constructed wetlands occurs predominantly via the ring monooxygenation pathway. **Applied and environmental microbiology**, v. 81, n. 18, p. 6241-6252, 2015.

MARY, G. S. *et al.* Production, characterization and evaluation of biochar from pod (*Pisum sativum*), leaf (*Brassica oleracea*) and peel (*Citrus sinensis*) wastes. **International Journal of Recycling of Organic Waste in Agriculture**, v. 5, n. 1, p. 43-53, 2016.

MATOS, M. P. *et al.* Saline tracer use for clogging and hydrodynamic evaluations in horizontal subsurface flow constructed wetlands. **Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 6, p. 1137-1148, 2015.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Wastewater Engineering: Treatment and Reuse**. 4. ed., McGraw-Hill, 2003.

MILLOT, Y. *et al.* Effects of design and operational parameters on ammonium removal by single-stage French vertical flow filters treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 97, p. 516–523, 2016.

MOLLE, P. French vertical flow constructed wetlands: A need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science and Technology**, v. 69, n. 1, p. 106–112, 2014.

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

- MOLLE, P. *et al.* Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behaviour of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. 3, p. 606-612, 2006.
- MOLLE, P. *et al.* Phosphorus removal by the use of apatite in constructed wetlands: Design recommendations. **Water Practice and Technology**, v. 6, n. 3, 2011.
- MOLLE, P. *et al.* French vertical-flow constructed wetland design: adaptations for tropical climates. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 10, p. 1516-1523, 2015.
- MONTEMURRO, F. *et al.* A three-year field anaerobic digestates application: effects on fodder crops performance and soil properties. **Fresenius Environmental Bulletin**, v. 19, n. 9b, p. 2087-2093, 2010.
- MORAES, M. A. de A. *et al.* Outflow dynamics in a French system of vertical wetlands operating with an extended feeding cycle. **Water Science and Technology**, v. 79, n. 4, p. 699–708, 2019.
- MORAES, M. A. de A. *et al.* Dynamics of the behaviour of a vertical wetland (French system) operating in warm-climate conditions, evaluated by means of variables continuously measured in situ. **Water Science and Technology**, v. 82, n. 5, p. 954-966, 2020.
- MORVANNOU, A. *et al.* Modeling nitrogen removal in a vertical flow constructed wetland treating directly domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 70, p. 379-386, 2014.
- MORVANNOU, A. *et al.* Treatment performances of French constructed wetlands: Results from a database collected over the last 30 years. **Water Science and Technology**, v. 71, n. 9, p. 1333–1339, 2015.
- MUKOME, F. N. D.; ZHANG, X.; SILVA, L. C. R.; SIX, J.; PARIKH, S. J. Use of chemical and physical characteristics to investigate trends in biochar feedstocks. **J. Agric. Food Chem.**, v. 61, p. 2196–2204, 2013.
- MULDER, A. *et al.* Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. **FEMS microbiology ecology**, v. 16, n. 3, p. 177-183, 1995.
- NEARING, J. T. *et al.* Denoising the Denoisers: an independent evaluation of microbiome sequence errorcorrection approaches. **PeerJ – Life & Environment**, v. 6, p. e5364. 2018.
- PARSHETTI, G. K.; CHOWDHURY, S.; BALASUBRAMANIAN, R. Hydrothermal conversion of urban food waste to chars for removal of textile dyes from contaminated waters. **Bioresource Technology**, v. 161, p. 310–319, 2014.
- PAING, J. *et al.* Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: a survey based on 169 full scale systems. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 46-52, 2015.

- PELISSARI, C. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. 2017. 213p.
- PELISSARI, C. *et al.* Organic load and hydraulic regime influence over the bacterial community responsible for the nitrogen cycling in bed media of vertical subsurface flow constructed wetland. **Ecological Engineering**, v. 95, p. 180-188, 2016.
- PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias**: utilização de filtros plantados com macrófitas. Ed. do Autor, 2004. 144 p.
- PLATZER, C. Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification. **Water Science and Technology**. v. 40, n. 3, p. 257-263, 1999.
- PRIGENT, S. *et al.* Biological characterization and treatment performances of a compact vertical flow constructed wetland with the use of expanded schist. **Ecological Engineering**, v. 52, p. 12-18, 2013a.
- PRIGENT, S. *et al.* Effects of a saturated layer and recirculation on nitrogen treatment performances of a single stage vertical flow constructed wetland (VFCW). **Water science and technology**, v. 68, n. 7, p. 1461-1467, 2013b.
- PROST-BOUCLE, S.; MOLLE, P. Recirculation on a single stage of vertical flow constructed wetland: treatment limits and operation modes. **Ecological Engineering**, v. 43, p. 81-84, 2012.
- PUCHER, B.; LANGERGRABER, G. Simulating vertical flow wetlands using filter media with different grain sizes with the HYDRUS Wetland Module. **Journal of Hydrology and Hydromechanics**, v. 66, n. 2, p. 227, 2018.
- QUILLIAM, R. S. *et al.* Life in the ‘charosphere’—Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms?. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 65, p. 287-293, 2013.
- QIU, Y. *et al.* Effectiveness and mechanisms of dye adsorption on a straw-based biochar. **Bioresource Technology**, v. 100, n. 21, p. 5348–5351, 2009.
- REGALBUTO, J. R.; ROBLES, J. **The engineering of Pt/carbon catalyst preparation**. University of Illinois, Chicago, 2004.
- REGUYAL, F.; SARMAH, A. K.; GAO, W. Synthesis of magnetic biochar from pine sawdust via oxidative hydrolysis of FeCl₂ for the removal sulfamethoxazole from aqueous solution. **Journal of Hazardous Materials**, v. 321, p. 868–878, 2017.
- REN, Y.-X.; YANG, L.; LIANG, X. The characteristics of a novel heterotrophic nitrifying and aerobic denitrifying bacterium, *Acinetobacter junii* YB. **Bioresource Technology**, v. 171, p. 1-9, 2014.

ROSALES, E. *et al.* Challenges and recent advances in biochar as low-cost biosorbent: From batch assays to continuous-flow systems. **Bioresource Technology**, v. 246, p. 176–192, 2017.

SADAIE, T. *et al.* Reducing sludge production and the domination of Comamonadaceae by reducing the oxygen supply in the wastewater treatment procedure of a food-processing factory. **Bioscience, biotechnology, and biochemistry**, v. 71, n. 3, p. 791-799, 2007.

SAEED, T. *et al.* The use of biochar and crushed mortar in treatment wetlands to enhance the removal of nutrients from sewage. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 1, p. 586–599, 2019.

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

SAEED, T.; SUN, G. A comprehensive review on nutrients and organics removal from different wastewaters employing subsurface flow constructed wetlands. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 47, n. 4, p. 203-288, 2017.

SANTA CATARINA. Lei 14.675, de 13 de abril de 2009.

SANTOS, M. O. dos *et al.* Influence of bottom saturation level of the bed media in vertical flow constructed wetlands applied to wastewater treatment. **Revista AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**, v. 9, n. 3, p. 303–316, 2016.

SARKHOT, D. V.; GHEZZEHEI, T. A.; BERHE, A. A. Effectiveness of biochar for sorption of ammonium and phosphate from dairy effluent. **Journal of environmental quality**, v. 42, n. 5, p. 1545-1554, 2013.

SCHMID, B. H.; HENGL, M. A.; STEPHAN, U. Salt tracer experiments in constructed wetland ponds with emergent vegetation: laboratory study on the formation of density layers and its influence on breakthrough curve analysis. **Water Research**, v. 38, n. 8, p. 2095-2102, 2004.

SEEGER, E. M. *et al.* Performance evaluation of different horizontal subsurface flow wetland types by characterization of flow behavior, mass removal and depth-dependent contaminant load. **Water research**, v. 47, n. 2, p. 769–780, 2013.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental. 2006. 171p.

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

SHIWEI, C. *et al.* Performance of constructed wetlands with different substrates for the treated effluent from municipal sewage plants. **Journal of Water Reuse and Desalination**, v. 9, n. 4, p. 452-462, 2019.

SILVA, L. L da *et al.* Traçadores: o uso de agentes químicos para estudos hidrológicos, ambientais, petroquímicos e biológicos. **Química nova**, v. 32, n. 6, p. 1576-1585, 2009.

SILVEIRA, D. D. **Potencial de remoção de nitrogênio em um único estágio de filtros plantados com macrófitas para o tratamento de esgoto doméstico bruto: Aporta da biologia molecular para a compreensão dos processos.** Tese (doutorado) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2015. 251p.

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

SILVEIRA, D. D. *et al.* In-depth assessment of microbial communities in the full-scale vertical flow treatment wetlands fed with raw domestic wastewater. **Environmental technology**, p. 1-16, 2020.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO – SNIS. **Diagnóstico dos serviços de resíduos sólidos.** 2019. Disponível em: <http://app4.cidades.gov.br/serieHistorica/>

SMITH, S. A.; PRETORIUS, W. A. Spectrophotometric determination of pKa values for fluorescein using activity coefficient corrections. **Water Sa**, v. 28, n. 4, p. 395–402, 2002.

SOHI, S. P. *et al.* **A review of biochar and its use and function in soil.** 1. ed. [s.l.] Elsevier Inc., v. 105, 2010.

STEFANAKIS, A. I. (Ed.). **Constructed wetlands for industrial wastewater treatment.** John Wiley & Sons, 2018.

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

SU, J. F. *et al.* Characterization of the anaerobic denitrification bacterium *Acinetobacter* sp. SZ28 and its application for groundwater treatment. **Bioresource technology**, v. 192, p. 654-659, 2015.

SUDARSAN, J. S.; SRIHARI, V. Evaluation of adsorption capacity of biochar mixed substrate to treat tannery wastewater by constructed wetland. AIP Conference Proceedings. **Anais...2019.** Disponível em: <<https://doi.org/10.1063/1.5112361>>. Acesso em: 10 mar. 2020

SUN, Y. *et al.* Organics removal, nitrogen removal and N₂O emission in subsurface wastewater infiltration systems amended with/without biochar and sludge. **Bioresource Technology**, v. 249, p. 57–61, 2018.

SUTHERLAND, I. W. Biofilm exopolysaccharides: a strong and sticky framework. **Microbiology (Reading)**, v. 147, pt. 1, p. 3-9, 2001

- TAN, X. *et al.* Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. **Chemosphere**, v. 125, p. 70–85, 2015.
- TANG, Y. *et al.* Influence of pyrolysis temperature on production of digested sludge biochar and its application for ammonium removal from municipal wastewater. **Journal of Cleaner Production**, v. 209, p. 927–936, 2019.
- TANG, S. *et al.* Microbial coupling mechanisms of nitrogen removal in constructed wetlands: A review. **Bioresource Technology**, p. 123759, 2020.
- TIKHONOV, V. V. *et al.* Effects of humic acids on the growth of bacteria. **Eurasian Soil Science**, v. 43, n. 3, p. 305-313, 2010.
- TREIN, C. M. *et al.* Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, v. 15, n. 4, p. 351–367, 2015.
- TREIN, C. M. *et al.* French vertical flow treatment wetlands in a subtropical climate: Characterization of the organic deposit layer and comparison with systems in France. **Science of The Total Environment**, v. 742, p. 140608, 2020.
- TSIHRINTZIS, V. A. The use of vertical flow constructed wetlands in wastewater treatment. **Water Resources Management**, v. 31, n. 10, p. 3245–3270, 2017.
- TSIHRINTZIS, V. A.; GIKAS, G. D. Constructed wetlands for wastewater and activated sludge treatment in north Greece: a review. **Water Science and Technology**, v. 61, n. 10, p. 26532672, 2010.
- TU, Y. T. *et al.* Application of a constructed wetland system for polluted stream remediation. **Journal of hydrology**, v. 510, p. 70-78, 2014.
- TÜRKER, M.; ÇELEN, I. Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate. **Bioresource technology**, v. 98, n. 8, p. 1529-1534, 2007.
- UCHIMIYA, M. *et al.* Sorption of deisopropylatrazine on broiler litter biochars. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 58, n. 23, p. 12350–12356, 2010.
- UN-HABITAT. **Constructed Wetlands Manual**. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal. 2008.
- USEPA. **Design Manual-Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment**. EPA/525/1-88/022. US Environmental Protection Agency, Center for Environmental Research Information. Cincinnati, OH, 1988.
- VOHLA, C. *et al.* Filter materials for phosphorus removal from wastewater in treatment wetlands-A review. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 70-89, 2011.

VON SPERLING, M. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 4ª ed. Belo Horizonte: Editora - UFMG, 2014. 472 p.

VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. de L. **Biological wastewater treatment in warm climate regions.** IWA publishing, 2005.

VON SPERLING, M.; DE PAOLI, A. C. First-order COD decay coefficients associated with different hydraulic models applied to planted and unplanted horizontal subsurface-flow constructed wetlands. **Ecological Engineering**, v. 57, p. 205-209, 2013.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Documento de consenso entre pesquisadores e praticantes. **Boletim Wetlands Brasil**, Edição Especial, 2018. 65 p.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the total environment**, v. 380, n. 1-3, p. 48-65, 2007.

VYMAZAL, J. Constructed wetlands for wastewater treatment. **Water**, v. 2, n. 3, p. 530-549, 2010.

VYMAZAL, J. *et al.* Constructed wetlands with emergent macrophytes: from experiments to a high quality treatment technology. In: **Proceedings of 10th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control.** 2006. p. 3-29.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. Nitrogen and phosphorus standing stock in *Phalaris arundinacea* and *Phragmites australis* in a constructed treatment wetland: 3-year study. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 54, n. 3, p. 297-308, 2008.

VYMAZAL, J.; KRÖPFELOVÁ, L. A three-stage experimental constructed wetland for treatment of domestic sewage: first 2 years of operation. **Ecological Engineering**, v. 37, n. 1, p. 90-98, 2011.

WANG, H.; XU, J.; SHENG, L. Preparation of straw biochar and application of constructed wetland in China: A review. **Journal of Cleaner Production**, v. 273, p. 123131, 2020.

WANG, L. *et al.* Mechanisms and reutilization of modified biochar used for removal of heavy metals from wastewater: A review. **Science of the Total Environment**, v. 668, p. 1298–1309, 2019.

WANG, W. *et al.* Nitrogen removal performance in planted and unplanted horizontal subsurface flow constructed wetlands treating different influent COD/N ratios. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 9, p. 9012-9018, 2016.

WANG, Y. *et al.* Comprehensive evaluation of substrate materials for contaminants removal in constructed wetlands. **Science of the Total Environment**, v. 701, p. 134736, 2020a.

WANG, R. *et al.* Iron as electron donor for denitrification: The efficiency, toxicity and mechanism. **Ecotoxicology and environmental safety**, v. 194, p. 110343, 2020b.

- WANG, Y.; QIAN, P.-Y. Conservative fragments in bacterial 16S rRNA genes and primer design for 16S ribosomal DNA amplicons in metagenomic studies. **PloS one**, v. 4, n. 10, p. e7401, 2009.
- WANG, Z. *et al.* Biochar produced from oak sawdust by Lanthanum (La)-involved pyrolysis for adsorption of ammonium (NH₄⁺), nitrate (NO₃⁻), and phosphate (PO₄³⁻). **Chemosphere**, v. 119, p. 646-653, 2015.
- WARD, N. L. *et al.* Three genomes from the phylum Acidobacteria provide insight into the lifestyles of these microorganisms in soils. **Applied and environmental microbiology**, v. 75, n. 7, p. 2046-2056, 2009.
- WEBER, K. P. Microbial community assessment in wetlands for water pollution control: past, present, and future outlook. **Water**, v. 8, n. 11, p. 503, 2016.
- WERNER, T. M.; KADLEC, R. H. Application of residence time distributions to stormwater treatment systems. **Ecological Engineering**, v. 7, n. 3, p. 213–234, 1996.
- WERNER, S. *et al.* Agronomic benefits of biochar as a soil amendment after its use as waste water filtration medium. **Environmental pollution**, v. 233, p. 561-568, 2018.
- WOOLF, D. *et al.* Sustainable biochar to mitigate global climate change. **Nature communications**, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2010.
- WU, Z. *et al.* Highly efficient nitrate removal in a heterotrophic denitrification system amended with redox-active biochar: a molecular and electrochemical mechanism. **Bioresource technology**, v. 275, p. 297-306, 2019.
- XIA, L. *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by a novel *Acinetobacter* sp. ND7 isolated from municipal activated sludge. **Bioresource technology**, v. 301, p. 122749, 2020.
- XING, X. *et al.* The characteristics of the community structure of typical nitrous oxide-reducing denitrifiers in agricultural soils derived from different parent materials. **Applied Soil Ecology**, v. 142, p. 8-17, 2019.
- YADAV, A.; CHAZARENC, F.; MUTNURI, S. Development of the “French system” vertical flow constructed wetland to treat raw domestic wastewater in India. **Ecological Engineering**, v. 113, p. 88–93, 2018.
- YANG, Y. *et al.* Global development of various emerged substrates utilized in constructed wetlands. **Bioresource Technology**, v. 261, p. 441–452, 2018.
- YAO, Y. *et al.* Adsorption of sulfamethoxazole on biochar and its impact on reclaimed water irrigation. **J. Haz. Mat.**, v. 209, p. 408–413, 2012.
- YAO, Y. *et al.* Engineered biochar reclaiming phosphate from aqueous solutions: mechanisms and potential application as a slow-release fertilizer. **Environmental science & technology**, v. 47, n. 15, p. 8700-8708, 2013a.

- YAO, S. *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification at low temperature by a newly isolated bacterium, *Acinetobacter* sp. HA2. **Bioresource technology**, v. 139, p. 80-86, 2013b.
- YIN, Q. *et al.* Biochar as an adsorbent for inorganic nitrogen and phosphorus removal from water: a review. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 34, p. 26297-26309, 2017.
- YUAN, Y. *et al.* The simultaneous antibiotics and nitrogen removal in vertical flow constructed wetlands: Effects of substrates and responses of microbial functions. **Bioresource Technology**, v. 310, 2020.
- ZDRAVKOV, B. *et al.* Pore classification in the characterization of porous materials: A perspective. **Open Chemistry**, v. 5, n. 2, p. 385-395, 2007.
- ZHANG, J. *et al.* Heterotrophic nitrification and aerobic denitrification by the bacterium *Pseudomonas stutzeri* YZN-001. **Bioresource technology**, v. 102, n. 21, p. 9866-9869, 2011.
- ZHANG, M. *et al.* Synthesis of porous MgO-biochar nanocomposites for removal of phosphate and nitrate from aqueous solutions. **Chemical Engineering Journal**, v. 210, p. 26-32, 2012.
- ZHANG, Z. B. *et al.* Adsorption of uranium from aqueous solution using biochar produced by hydrothermal carbonization. **Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry**, v. 295, n. 2, p. 1201-1208, 2013a.
- ZHANG, Z. *et al.* Adsorption of phosphate from aqueous solution by vegetable biochar/layered double oxides: Fast removal and mechanistic studies. **Bioresource Technology**, v. 284, n. March, p. 65-71, 2019.
- ZHANG, M. *et al.* Dissimilatory nitrate reduction processes and corresponding nitrogen loss in tidal flow constructed wetlands. **Journal of Cleaner Production**, v. 295, p. 126429, 2021.
- ZHAO, J. *et al.* Development of simultaneous nitrification-denitrification (SND) in biofilm reactors with partially coupled a novel biodegradable carrier for nitrogen-rich water purification. **Bioresource technology**, v. 243, p. 800-809, 2017.
- ZHENG, Y. *et al.* Reclaiming phosphorus from secondary treated municipal wastewater with engineered biochar. **Chemical Engineering Journal**, v. 362, p. 460-468, 2019.
- ZHOU, X. *et al.* Enhanced nitrogen removal of low C/N domestic wastewater using a biochar-amended aerated vertical flow constructed wetland. **Bioresource Technology**, v. 241, p. 269-275, 2017.
- ZHOU, X. *et al.* An innovative biochar-amended substrate vertical flow constructed wetland for low C/N wastewater treatment: Impact of influent strengths. **Bioresource Technology**, v. 247, p. 844-850, 2018.

ZHOU, X. *et al.* Nitrogen removal in response to the varying C/N ratios in subsurface flow constructed wetland microcosms with biochar addition. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 4, p. 3382–3391, 2019a.

ZHOU, X. *et al.* Nitrogen removal responses to biochar addition in intermittent-aerated subsurface flow constructed wetland microcosms: Enhancing role and mechanism. **Ecological Engineering**, v. 128, p. 57–65, 2019b.

ZHOU, X. *et al.* Nitrogen removal responses to biochar addition in intermittent-aerated subsurface flow constructed wetland microcosms: Enhancing role and mechanism. **Ecological Engineering**, v. 128, p. 57–65, 2019b.

ZUMALACARREGUI, J. A. G. **Influência das Condições Hidrodinâmicas nos Processos de Conversão Aeróbia em Wetlands Construídos de Escoamento Vertical no Tratamento de Esgoto Doméstico Bruto**. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Minas Gerais, Programa de pós-graduação em saneamento, meio ambiente e recursos hídricos, 2018. 215p.

ZUMALACARREGUI, J. A. G.; VON SPERLING, M. Performance of the first stage of the French system of vertical flow constructed wetlands with only two units in parallel: influence of pulse time and instantaneous hydraulic loading rate. **Water Science and Technology**, v. 78, n. 4, p. 848-859, 2018.

ANEXO A

Quadro 7 – Características de diferentes materiais utilizados como meio filtrante em WC na remoção de poluentes
(continua)

Meio Filtrante	Categoria	Custo	Disponibilidade	Permeabilidade	Reutilização	P	N	Metal pesado	Surfactante	Pesticida/herbicida	Contaminantes emergentes	Indicador fecal	Pontuação	Obs
Pedrisco	Natural	Médio	Alta	Alta	Boa	Alta	Médio	Alta	Alta		Alta	Alta	19	Fácil obtenção, seguro e não poluente
Areia	Natural	Baixo	Alta	Médio	Média	Baixa	Média	Alta				Alta	12	Abundante e barato; Baixa capacidade de remoção de P
Xisto	Natural	Baixo	Baixo	Baixo	Benéfica	Alta	Média	Alta					8	Baixa resistência física; baixa capacidade de resistir às intempéries
Solo/sedimentos	Natural	Baixa	Alta	Média	Difícil	Alta	Alta	Alta	Alta	Média	Alta	Alta	19	Baixo custo; fácil obtenção; pode gerar poluição residual
Zeólita	Natural	Média	Média	Média	Benéfica	Média	Alta	Alta					11	Benéfica para crescimento de microrganismos; alta remoção de N
Rocha calcárea	Natural	Baixa	Alta	Média	Benéfica	Média	Média	Alta					12	Necessita de pesquisas em campo
Rocha vulcânica	Natural	Média	Alta	Média	Benéfica	Baixa	Média						8	
Mineral	Natural	Alta	Média	Alta	Benéfica	Alta	Média	Baixa					9	Boa capacidade de sorção de P, N e metais pesados; Alto custo

Quadro 8 – Características de diferentes materiais utilizados como meio filtrante em WC na remoção de poluentes
(continua)

Meio Filtrante	Categoria	Custo	Disponibilidade	Permeabilidade	Reutilização	P	N	Metal pesado	Surfactante	Pesticida/herbicida	Contaminantes emergentes	Indicador fecal	Pontuação	Obs
Lodo de alumínio	Resíduo industrial	Baixa	Alta	Baixa	Benéfica	Alta	Alta						11	Abundante; material residual; alta capacidade de remoção de P; transporte caro; potencial de geração de metais tóxicos; baixa remoção de N; sensível a variação do pH
Concha de ostra	Resíduo da agricultura	Baixa	Alta	Média	Benéfica	Alta	Alta						12	Ótima capacidade de remoção de; boa remoção de matéria orgânica; auxilia no crescimento das plantas; as eficiência dependem das características das ostras
Resíduos de madeira	Resíduo da agricultura	Baixa	Alta	Alta	Benéfica	Alta					Alta		13	Alta remoção de N e MO; fonte de carbono para bactérias heterotróficas; pesquisas somente em escala laboratorial
Resíduos de plantação	Resíduo da agricultura	Baixa	Alta	Alta	Difícil	Alta	Média	Média		Alta	Alta	Média	16	Fácil obtenção; Utilização de resíduo

Quadro 9 – Características de diferentes materiais utilizados como meio filtrante em WC na remoção de poluentes
(continua)

Meio Filtrante	Categoria	Custo	Disponibilidade	Permeabilidade	Reutilização	P	N	Metal pesado	Surfactante	Pesticida/herbicida	Contaminantes emergentes	Indicador fecal	Pontuação	Obs
Cinza volante	Resíduo industrial	Baixa	Média	Alta	Difícil	Alta	Alta						10	Alta capacidade de remoção de P; muitos metais pesados na sua composição
Escória	Resíduo industrial	Média	Média	Alta	Benéfica	Alta	Média					Alta	12	Alta capacidade de remoção de fósforo; Possibilidade de regeneração após saturação; Alta concentração de metais pesados na sua composição; difícil a disposição final; transporte caro
Resíduos da construção	Resíduo industrial	Baixa	Alta	Média	Neutra	Alta	Média						10	Alta capacidade de adsorção de P; boa capacidade de suporte para as plantas e microrganismos; conteúdo variável

Quadro 10 – Características de diferentes materiais utilizados como meio filtrante em WC na remoção de poluentes
(conclusão)

Meio Filtrante	Categoria	Custo	Disponibilidade	Permeabilidade	Reutilização	P	N	Metal pesado	Surfactante	Pesticida/herbicida	Contaminantes emergentes	Indicador fecal	Pontuação	Obs
Ceransita	Artificial	Média	Média	Alta	Benéfica	Alta	Média	Alta					12	Alta capacidade de remoção de N e P; utilização de resíduo; alta resistência mecânica; seguro; elevado micro poros; alto consumo de energia; preparação complexa
Carvão ativado	Artificial	Média	Média	Alta	Benéfica	Baixa	Média						8	Estável; boa estrutura mecânica; resistente ao ataque ácido/alcalino e ao calor; boa capacidade de adsorção; alto custo de aquisição
Fibra sintética	Artificial	Média	Média	Alta	Benéfica	Alta	Baixa						9	Alta resistência; alta qualidade; boa elasticidade; alto custo
Clínquer de cimento	Artificial	Baixa	Alta	Média	Benéfica	Alta							10	Alta capacidade de adsorção de fósforo; material instável
Concreto reciclável	Artificial	Baixa	Alta	Alta	Neutra	Alta							10	Rápida precipitação de P; Alta condutividade e pH no efluente tratado
Argila modificada	Artificial	Alta	Média	Média	Benéfica	Média	Alta				Alta	Média	11	Alta capacidade de adsorção de N; alto

Meio Filtrante	Categoria	Custo	Disponibilidade	Permeabilidade	Reutilização	P	N	Metal pesado	Surfactante	Pesticida/herbicida	Contaminantes emergentes	Indicador fecal	Pontuação	Obs
														custo de transporte

Fonte: Traduzido pelo autor de Wang *et al.* (2020, p. 10).