

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PAMPA

LUANA DIAS DA SILVA

**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE OVINOS E BOVINOS**

Caçapava do Sul

2017

LUANA DIAS DA SILVA

**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE OVINOS E BOVINOS**

Trabalho de Conclusão de Curso II
apresentado ao Curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária da Universidade Federal
do Pampa, como requisito parcial para
obtenção do Título de Bacharel em Engenharia
Ambiental e Sanitária.

Orientador: Prof. Me. Mateus Guimarães da
Silva

Caçapava do Sul

2017

Ficha catalográfica elaborada automaticamente com os dados fornecidos pelo(a) autor(a) através do Módulo de Biblioteca do Sistema GURI (Gestão Unificada de Recursos Institucionais) .

S586w Silva, Luana Dias da

WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO PÓS- TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE OVINOS E BOVINOS /

Luana Dias da Silva.

90 p.

Trabalho de Conclusão de Curso(Graduação)-- Universidade Federal do Pampa, ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA, 2017.

"Orientação: Mateus Guimarães da Silva".

1. Saneamento ambiental. 2. águas residuárias. 3. filtros plantados com macrófitas. 4. Typha domingensis Pers. I. Título.

LUANA DIAS DA SILVA

**WETLANDS CONSTRUÍDOS DE FLUXO VERTICAL APLICADOS NO PÓS-
TRATAMENTO DE EFLUENTE DE ABATEDOURO DE OVINOS E BOVINOS**

Trabalho de Conclusão de Curso II
apresentado ao Curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária da Universidade
Federal do Pampa, como requisito
parcial para obtenção do Título de
Bacharel em Engenharia Ambiental e
Sanitária.

Trabalho de Conclusão de Curso II defendido e aprovado em: 16 de novembro de
2017

Banca examinadora:

Prof. Me. Mateus Guimarães da Silva

Orientador

UNIPAMPA

Prof. Dr. Julio César Mendes Soares

UNIPAMPA

Prof. Dr. Pedro Daniel da Cunha Kemerich

UNIPAMPA

Dedico este trabalho à minha mãe, sem ela
essa conquista jamais teria sido possível.

AGRADECIMENTO

Primeiramente a Deus, por sempre me iluminar e dar forças diante a todas as dificuldades.

Em especial a minha mãe, que deu todo o suporte para proporcionar a minha formação.

Agradeço a minha avó, que teve uma grande participação durante toda essa fase.

Ao meu namorado, por ter sido o melhor amigo e companheiro, obrigada pela paciência e compreensão.

Ao José Linhares de Borba que foi um pai em Caçapava .

Ao orientador Mateus Guimarães da Silva, obrigada por aceitar e fazer parte desse trabalho.

Ao Danrlei, Jádía e Caio em vocês encontrei verdadeiros amigos.

Aos colegas João Victor, Maura, Júlia, Ary, Mayara, Fernanda Pasini e Rute, por compartilhar alguns momentos vividos durante o período da graduação.

Ao doutorando Ronaldo Kanopf, mesmo estando longe, se fez presente a cada momento que precisei, trazendo contribuições e inovações para o enriquecimento deste estudo. A sua participação foi fundamental para a realização desse tcc!

Ao Caiuan e a Karol por algumas ajudas nos trabalhos de campo e laboratório de química.

Ao engenheiro Bruno Flores, por todo auxílio perante os procedimentos a campo.

Aos técnicos da Universidade: Guilherme Casanova, Maríndia, Francisca, Lucas, Renan, Beto, Gustavo, Patrício, José Carlos e principalmente ao Osmar e o Leleco, pela construção do sistema experimental.

Ao Patrick Roger, pela elaboração do mapa e as ilustrações.

Ao Larí, pela doação do substrato.

A todos os professores, pela transmissão do conhecimento.

A Universidade Federal do Pampa.

A todos vocês que contribuíram minha mais profunda gratidão!

Agradeço todas as dificuldades que enfrentei; não fosse por elas, eu não teria saído do lugar. As facilidades nos impedem de caminhar. Mesmo as críticas nos auxiliam muito.

(Chico Xavier)

RESUMO

O consumo de carne vermelha tem aumentado nos últimos anos, principalmente devido ao crescimento econômico que aumentou o poder de consumo em geral da população. Para atender esta demanda, os processos de abate de animais se intensificaram e, conseqüentemente, também tem aumentado a geração de águas residuárias oriundas de abatedouros que, muitas vezes, são destinadas de maneira incorreta, podendo provocar impactos negativos à saúde humana e aos ecossistemas. Uma das alternativas utilizadas em muitos países, principalmente na Europa, para o tratamento de diversos tipos de águas residuárias, tem sido o sistema do tipo wetlands construídos, trata-se de um processo natural, com baixo custo de construção, manutenção e operação e pela elevada eficiência de remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada que podem alcançar. Apesar do excelente potencial, existem poucos estudos realizados no Brasil com o tratamento de esgotos utilizando wetlands construídos em escala real, com apenas algumas ETE operando em Santa Catarina. Diante disso, neste trabalho teve-se como objetivo avaliar o desempenho de dois wetlands construídos de fluxo vertical em escala de bancada no tratamento secundário de efluente de um abatedouro de bovinos e ovinos em Caçapava do Sul-RS. As duas unidades foram plantadas com a macrófita *Typha domingensis* Pers e apresentam como substrato uma camada de 0,30 m de brita 0. O sistema de bancada (0,114 m²) foi montado em maio de 2017 e operado com aplicação do efluente três vezes por semana até setembro de 2017. Foram avaliadas duas taxas de aplicação hidráulica (TAH) de 421,04 L.m⁻².dia⁻¹, distribuída em 3 bateladas por dia (16 L cada batelada para ambos os WCFV) e 52,62 L.m⁻².dia⁻¹ (2 L cada batelada). Foram realizadas análises físico-químicas, ensaio granulométrico do substrato, testes hidráulicos e o monitoramento do desenvolvimento da planta. Com base nos resultados dos quatro meses de operação, conclui-se que: Com aplicação de carga orgânica média de 203,50 g DQO.m⁻².dia⁻¹, proporcionou eficiência de remoção médias de 3% e 9% para DQO e Turbidez, respectivamente para o WCFV1. Já para o WCFV2, apresentou eficiências média de remoção de 8% e 6% para DQO e Turbidez. Na redução da TAH, possibilitou melhoria no desempenho dos WCFV, sendo que, submetido a carregamentos de 15,21 g DQO.m⁻².dia⁻¹, promoveu eficiência de remoção média de 15% e 23% para DQO e Turbidez para o WCFV1. O WCFV2 mostrou eficiência de

remoção média 21% e 40%, respectivamente para DQO e Turbidez. Nenhuma das duas TAH apresentou boas eficiências para remoção de sólidos totais.

Palavras-Chave: Saneamento ambiental, águas residuárias, filtros plantados com macrófitas, *Typha domingensis Pers.*

ABSTRACT

Red meat consumption has increased in recent years, mainly due to the economic growth that has increased the general consumption power of the population. In order to meet this demand, animal slaughtering processes have intensified and, consequently, the generation of wastewater from slaughterhouses has also been increased, which are often misdirected and may have negative impacts on human health and ecosystems. One of the alternatives used in many countries, mainly in Europe, for the treatment of various types of wastewater, has been the system of wetlands type built, it is a natural process, with low construction costs, maintenance and operation and by the high removal efficiency of carbonaceous and nitrogenous organic matter that they can reach. In this work, the objective of this work was to evaluate the performance of two vertical-flow wetlands on bench scale in the secondary effluent treatment of a slaughterhouse of cattle and sheep in Caçapava do Sul-RS. The two units were planted with the macrophyte *Typha domingensis* Pers and present as substrate a layer of 0,30 m of gravel 0. The bench system (0,114 m²) was set up in may 2017 and operated with effluent application three times a week until September of 2017. Two hydraulic application rates (TAH) of 421.04 L.m⁻².d⁻¹, distributed in 3 batchings per day (16 L each batch for both WCFV) and 52.62 L.m⁻².d⁻¹ (2 L each batch). Physical-chemical analyzes, substrate granulometric tests, hydraulic tests and the monitoring of plant development were performed. Based on the results of the four months of operation, it was concluded that: With average organic load application of 203.50 g COD.m⁻².d⁻¹, it provided a mean removal efficiency of 3% and 9% for COD and Turbidity, respectively for WCFV1. As for WCFV2, it presented average removal efficiencies of 8% and 6% for COD and Turbidity. On the other hand, in the reduction of TAH, it was possible to improve the WCFV performance, and submitted to loading of 15,21 g COD.m⁻².dia⁻¹, promoted a mean removal efficiency of 15% and 23% for COD and Turbidity for WCFV1, WCFV2 showed average removal efficiency of 21% and 40%, respectively for COD and Turbidity. Neither TAH showed good efficiencies for removal of total solids.

Key words: Environmental Sanitation, wastewater, filters planted with macrophytes, *Typha domingensis* Pers.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de sistema com lagoas facultativas	30
Figura 2 - Esquema de sistema de lagoa anaeróbica – facultativa	31
Figura 3 - Esquema de sistema de lagoas aeradas de mistura completa seguida por lagoas de decantação	32
Figura 4 - Classificação de wetlands construídos	33
Figura 5 - Vista da seção de um Wetland de Fluxo Superficial (WFS).....	35
Figura 6 - Vista da seção de um Wetland construído típico de fluxo horizontal	36
Figura 7 - Vista da seção de um Wetland construído típico de fluxo vertical	37
Figura 8 - Macrófitas mais utilizadas em WCFH no Brasil	41
Figura 9 - <i>Typha domingensis</i>	42
Figura 10 - Transformações do nitrogênio em WC.....	45
Figura 11 - Local de instalação dos wetlands experimentais	53
Figura 12 – Estação de tratamento das águas residuárias do abatedouro	55
Figura 13 - Esquema representativo do sistema experimental com wetlands construídos.....	56
Figura 14 - Materiais para a construção do sistema experimental	57
Figura 15 – Sistema experimental das wetlands.....	58
Figura 16 - Lavagem dos substratos	59
Figura 17 - Perfil ilustrativo nos WC.....	60
Figura 18 - <i>Typha domingensis Pers.</i> encontradas no campus da UNIPAMPA.....	61
Figura 19 - (a) Mudanças da Taboia e (b) transplante no WCFV no WCFV	61
Figura 20 - Determinação da matéria seca	62
Figura 21 - Visor de nível	63
Figura 22 - Hidrograma de vazão do efluente do WCFV.....	65
Figura 23 - Curva granulométrica da brita nº 0.....	66
Figura 24 - Desenvolvimento <i>Typha domingensis</i> no WCFV	67
Figura 25 - Comportamento da temperatura do efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	70
Figura 26 – Comportamento da temperatura do efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 52,62 L.m ⁻² .dia ⁻¹	71
Figura 27 - Variação do pH no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	71

Figura 28 - Variação do pH no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 52,62 L.m ⁻² .dia ⁻¹	72
Figura 29 - Variação da CE no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	73
Figura 30 - Variação da CE no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 52,62 L.m ⁻² .dia ⁻¹	73
Figura 31 - Variação da turbidez no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	74
Figura 32 - Variação da turbidez no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 52,62 L.m ⁻² .dia ⁻¹	74
Figura 33 - Variação da DBO no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	75
Figura 34 - Variação da DQO no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	76
Figura 35 - Variação da DQO no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 52,62 L.m ⁻² .dia ⁻¹	77
Figura 36 - Variação dos sólidos totais (ST) no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 421,04 L.m ⁻² .dia ⁻¹	77
Figura 37 - Variação dos sólidos totais (ST) no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 52,62 L.m ⁻² .dia ⁻¹	78

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Característica de efluentes de abatedouros mostrados na literatura	28
Tabela 2 - Classificação dos solos e faixa de valores para a porosidade	43
Tabela 3 - Parâmetros e métodos para a caracterização do efluente	56
Tabela 4 - Testes hidrodinâmicos	63
Tabela 5 - Tempo de detenção hidráulico teórico	68
Tabela 6 - Valores médios, mínimos e máximos e desvios-padrão (DP) obtidos em análises dos efluentes da lagoa de maturação, do WCFV1 e WCFV2 (maio/2017 a setembro/2017).	69

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Principais funções das macrófitas no tratamento por WC.....	40
--	----

LISTA DE ABREVIATURAS, SIGLAS E SÍMBOLOS

ABNT – Associação Brasileira de Norma Técnica

C:N – Carbono Nitrogênio

CC – Coeficiente de Curvatura

CE – Condutividade elétrica

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo

CH₄ – Metano

CO₂ – Dióxido de carbono

CONAMA - CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE

DBO – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DBO_{5,20} – Matéria orgânica Carbonácea

DQO - Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Efluentes

FEPAM - Fundação Estadual de Proteção Ambiental

FIESP/CIESP - Federação e Centro das Indústrias do Estado de São Paulo

H⁺ - Íons Hidrogênio

H₂PO₄⁴⁻ - Dihidrogenofosfato

H₃PO₄ - Ácido fosfórico

HCO₃⁻ - Bicarbonato

HPO₄²⁻ - Hidrogenofosfato

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IWA - Internation Water Association

N – Nitrogênio

N₂ – Nitrogênio molecular

NBR – Norma Brasileira

NH₃ – Amônia

NH₄ - Amônio

NH₄-N – Nitrogênio amoniacal

NO₂⁻ - Nitrito

NO₃⁻ - Nitrato

OD – Oxigênio Dissolvido

P – Fósforo

pH – Potencial Hidrogeniônico

PO_4^{3-} - Fosfato

SENAI - Serviço Nacional da Indústria

SS – Sólidos Suspensos

ST – Sólidos Totais

TDH - Tempo de Detenção Hidráulica

U – Coeficiente de Uniformidade

UNEP - United Nations Environment Programme

WC – Wetland Construído

WCFH - Wetland Construído de Fluxo Horizontal

WCFV – Wetland Construído de Fluxo Vertical

WFS - Wetland de Fluxo Superficial

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	25
2 OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA	26
2.1 Objetivo Geral	26
2.2 Objetivos Específicos	26
2.3 Justificativa	26
3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	27
3.1 Água residuária de abatedouro	27
3.2 Lagoas de estabilização	29
3.2.1 Lagoas facultativas	29
3.2.2 Sistemas de lagoas anaeróbicas	30
3.2.3 Lagoa aerada facultativa	31
3.2.4 Sistema de lagoas aeradas de mistura completa	31
3.3 Wetlands construídos	32
3.3.1 Sistemas de Wetlands Construídos de Fluxo Horizontal (WCFH)	35
3.3.2 Sistemas de Wetlands Construídos de Fluxo Vertical (WCFV)	36
3.4 Componentes atuantes	38
3.4.1 Macrófitas	38
3.4.2 Substrato	42
3.4.3 Micro-organismos	43
3.5 Processos de depuração	44
3.5.1 Remoção e Transformação do Nitrogênio	45
3.5.2 Remoção de Fósforo	48
3.5.3 Remoção de Matéria Orgânica	49
3.5.4 Remoção de Sólidos	50
3.5.5 Temperatura	51

3.5.6 pH	51
3.5.7 Turbidez	51
3.5.8 Condutividade elétrica	51
3.6 LEGISLAÇÃO	51
4. MATERIAL E MÉTODOS	53
4.1 Área de estudo, coleta de amostras e análises laboratoriais	53
4.2 Implantação do sistema experimental com wetlands construídos.....	56
4.3 Operação Experimental.....	62
4.3.1 Alimentação das unidades	62
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	65
5.1 Condições de drenagem	65
5.2 Substrato	65
5.3 Desenvolvimento da macrófita	66
5.4 Teor de umidade da biomassa	67
5.5 Tempo de Detenção Hidráulico	68
5.6 Caracterização físico-química	68
5.6.1 Temperatura e pH	70
5.6.2 CE e Turbidez	72
5.6.3 Matéria orgânica carbonácea e sólidos totais	74
6 CONCLUSÕES	79
7 RECOMENDAÇÕES	80
REFERÊNCIAS	81
APÊNDICE A - Resultados do monitoramento físico-químico	90

1 INTRODUÇÃO

O processo de abate de animais intensificou-se com o passar do tempo, aumentando o volume de efluentes provenientes de abatedouros. Em 2016, foram abatidas 29,67 milhões de cabeças de bovinos no Brasil (IBGE, 2017).

As águas residuais não tratadas possuem inúmeros micro-organismos, patógenos e nutrientes que estimulam o crescimento de plantas aquáticas, que podem causar impactos ambientais negativos aos corpos hídricos (METCALF e EDDY, 2003). A remoção desses poluentes presentes nos efluentes é essencial para evitar a depreciação dos recursos hídricos. Existem várias tecnologias utilizadas como alternativa para melhorar esse cenário, em que destacam-se os wetlands construídos (WC) (DOMINGOS, 2011).

Os wetlands construídos utilizam a vegetação, o material filtrante e o biofilme microbiano para realizar a degradação dos poluentes das águas residuárias. Tal tecnologia apresenta grande destaque, pois a necessidade de máquinas como aeradores ou bombas é menor dependendo da concepção do sistema, tratando assim o efluente sem o uso de produtos químicos, sem gerar lodos, e ainda mantém um aspecto elegante por possuir um belo paisagismo natural. Os WC possuem várias configurações, evidenciando-se os wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV), que apresentam uma boa nitrificação e remoção da matéria orgânica carbonácea.

Os WC podem ser aplicados ao tratamento dos mais diversos tipos de esgoto (doméstico, urbano, industrial, etc.), com a capacidade de receber variações de carga orgânica. Siedel e Kickuth (CONLEY et al., 1991) estudaram o tratamento de efluentes de usinas de processamento de leite; Conte et al. (1992) avaliaram o desempenho de wetland no tratamento de águas residuárias em meio rural. Ainda Sezerino e Philippi (1998), Stegeman (1999), Roston e Manson (1999) estudaram a aplicação de esgoto doméstico. Também foram encontrados estudos com a finalidade de avaliar o desempenho no tratamento de lixiviados de aterros sanitários, efluente procedentes da produção agrícola e de drenagem de águas ácidas em minas (KADLECK; KNIGHT, 1996; MOSHIRI, 1993; VYMAZAL, 1990; HAMMER, 1989).

O Brasil é um país continental, com expressiva produção de carne, em que a aplicação de WC tem potencial para o tratamento de efluentes de abatedouros. Até o

devido momento existem poucos estudos com atividades provenientes de agro-indústria, destacam-se pesquisas realizadas com dejetos líquidos de suinocultura por Finlayson et al. (1987), Sievers (1997), Hill e Sobsey (2000) e Sezerino et al. (2003), já para a bovinocultura tem-se Pelissari (2013).

Dentro desse contexto, neste trabalho foi avaliado o tratamento de águas residuárias provenientes da lagoa de maturação instalada na estação de tratamento de efluentes (ETE) do abatedouro do município de Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul, utilizando wetland construído de fluxo vertical (WCFV).

2 OBJETIVOS E JUSTIFICATIVA

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho tem como objetivo geral avaliar a eficiência de dois wetlands construídos de fluxo vertical, em escala de bancada, cultivados com a macrófita *Typha domingensis Pers*, no pós-tratamento de efluente de um abatedouro de bovinos e ovinos.

2.2 Objetivos Específicos

- Projetar um sistema de pós-tratamento com wetlands construídos de fluxo vertical em escala de bancada.
- Avaliar a influência do Wetland Construído de Fluxo Vertical na remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos.
- Avaliar o desenvolvimento da macrófita *Typha domingensis Pers* utilizada no pós-tratamento.

2.3 Justificativa

O presente trabalho tem como principal justificativa a necessidade de realizar o pós-tratamento do efluente proveniente da ETE do abatedouro do município de Caçapava do Sul, Rio grande do sul, uma vez que o mesmo é liberado diretamente

ao meio ambiente, com carga significativa de nutrientes, sólidos e matéria orgânica. A elevada quantidade de água consumida na agro-indústria acarreta a geração de muito efluente. Segundo SCARASSATI et al. (2003), no abate de bovinos são despejados cerca de 2500 L/cabeça. É incontestável a necessidade de tratar essa água residuária proveniente de atividades desenvolvidas em abatedouros, a fim de evitar a eutrofização dos cursos d'água, fato que motivou o desenvolvimento deste trabalho.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Água residuária de abatedouro

Os efluentes industriais são produtos derivados das operações de uso de água, sem incorporação ao produto, tal como águas para lavagens e quantidade líquida inserida na matéria-prima. Águas residuárias industriais apresentam contaminantes, sendo necessário a aplicação de alguns processos de remoção dessas substâncias, para minimizar os efeitos causados no meio ambiente (CALIJURI e CUNHA, 2013).

Nos últimos anos, devido à rápida industrialização, ocorreu a geração de quantidades relevantes de efluentes, sendo na grande maioria das vezes eliminados no ambiente sem passar por tratamento, ocasionando problemas de saúde a população e danos ao ecossistema (DOMINGOS, 2011).

Os efeitos adversos em corpos d'água podem ser caracterizados de três maneiras: poluição orgânica ou inorgânica; poluição química, que inclui alterações de pH e salinidade; e poluição física, que contém variações na temperatura, turbidez ou propriedades superficiais da água (CALLELY et al., 1977).

Os frigoríficos e abatedouros são empresas providas de equipamentos e instalações adaptadas para o abate, preparo e conservação das espécies de açougue sob formas variadas, com utilização total dos subprodutos não comestíveis e possuindo instalações de frio industrial (SENAI, 2003).

O uso da água é imprescindível para o funcionamento das indústrias, assim como no frigorífico, é utilizada em várias funções. A água é aplicada principalmente para lavagem de carcaças e vísceras, higienização de facas, equipamentos e pisos,

deslocamento de resíduos e produtos (UNEP, 2000; RIGO, 2004).

Nos efluentes normalmente são encontrados fragmentos de carne, vísceras e gorduras, além do sangue. Esse material é altamente putrescível e entram em decomposição poucas horas após a sua geração. O sangue possui a maior DQO de todos os efluentes líquidos proveniente do processo de carne, correspondendo cerca de 400.000 mg/L, uma concentração de DBO₅ de aproximadamente 200.000 mg/L e nitrogênio de 30.000 mg/L (CETESB, 2006). Na Tabela 1 estão descritas algumas características dos efluentes provenientes de abatedouro encontradas por diversos autores.

Tabela 1 - Característica de efluentes de abatedouros mostrados na literatura

Autores	pH	Temp. (°C)	DQO (mg/L)	DBO (mg/L)	SST (mg/L)	Óleos e graxas	NTK (mg/L)	P_{total} (mg/L)
SAYED (1987)	6.8– 7.1	20	1500- 2200	490- 650	-	-	120- 180	12-20
BORJA et al. (1995)	6.3	-	2450	1550	130	-	150	6
MANJUNATH et al. (1999)	6.5 – 7.3	-	1100- 7250	600- 3900	300- 2300	125-400	90-150	8-15
NÚÑEZ (1999)	6.8	-	2500	1400	530	150	-	-
POZO et al. (1999)	-	-	2100	1200	950	740	220	-
CAIXETA et al. (2002)	6.3 – 6.6	-	2000- 6200	1300- 2300	850- 6300	-	-	15-40
TORKIAN et al. (2003)	6.8 – 7.8	27 -36	3265- 14285	914- 1917	-	-	-	-

Fonte: Adaptado de Arruda (2004)

Com a finalidade de diminuir as concentrações dos contaminantes presentes nos efluentes do frigorífico, deve ser realizado o tratamento por meio de operações e processos unitários, seguindo os padrões de emissão estabelecidos por normas ou condições adequados para o seu reuso (FIESP/CIESP, 2004).

A escolha dos sistemas usados para tratar águas residuais varia em relação ao poluente a ser removido. Os processos para o tratamento podem ser classificados sendo físicos, tais como filtração e sedimentação; químicos, com oxidação química ou eletrólise; e biológicas compreendendo a degradação microbiana e absorção por

plantas (DOMINGOS, 2011).

O tratamento dos efluentes de abatedouros tem se tornado uma das atividades mais importantes da cadeia produtiva, diante do aumento das exigências por qualidade ambiental pelo mercado consumidor externo e interno (BRAILE e CAVALCANTI, 1993).

3.2 Lagoas de estabilização

Um dos sistemas utilizados para tratar os efluentes da indústria de carne é por meio de lagoas de estabilização, que se concentra pela ação biológica, através dos micro-organismos. As lagoas são utilizadas para a remoção de sólidos, matéria carbonácea e coliformes (MATOS, 2005; SEZERINO, 2006).

Em lagoas de estabilização a nitrificação é quase inexistente, por apresentar pequena quantidade de bactéria nitrificante, pois esta população não tem como fixar na massa líquida. Porém, novas pesquisas vêm sendo utilizadas com a introdução de vários materiais inertes nas lagoas com finalidade de proporcionar a aderência de biofilme, e assim, ocorrer o aumento de bactérias nitrificantes (MARA et al., 1992; CRAGGS et al., 2000; BENTO et al., 2003 apud SEZERINO, 2006).

A unidade envolve uma construção simples de preparação dos taludes e escavação no solo. As lagoas de estabilização são classificadas em: lagoas facultativas, sistema de lagoas anaeróbicas seguidas por lagoas facultativas, lagoa aerada facultativa, sistemas de lagoas aeradas de mistura completa e maturação. A forma escolhida de tratamento depende da disponibilidade da área conforme a quantidade de efluente gerado na fonte e a velocidade exigida. (VON SPERLING, 2005).

3.2.1 Lagoas facultativas

Von Sperling (2005) informa que as lagoas facultativas possuem um processo mais simples, por depender unicamente de fenômenos naturais. O sistema funciona com a entrada do efluente na extremidade da lagoa e, posteriormente, com a saída na parte oposta. O percurso demora alguns dias, onde acontecem vários eventos que contribuem para a purificação desses efluentes.

O material orgânico em suspensão, chamado de DBO particulada, sedimenta

e forma o lodo de fundo, que posteriormente é decomposto anaerobicamente por micro-organismos, formando água, gás carbônico, metano, entre outros. A matéria orgânica dissolvida, ou seja, a DBO solúvel, junto à matéria orgânica em suspensão de pequenas dimensões (DBO finamente particulada) não sedimenta, ficando dispersa na massa líquida. A decomposição é realizada através das bactérias facultativas as quais sobrevivem com ausência ou presença do oxigênio, que utiliza a matéria orgânica como fonte de energia, que é obtida por meio da respiração, fornecido pelas algas no seu processo de fotossíntese. Assim possuindo um equilíbrio entre o consumo e a produção de oxigênio e gás carbônico (VON SPERLING, 2005).

A eficiência de remoção de DBO é de aproximadamente 85% e sólidos suspensos mais de 90% em lagoas facultativas, outras vantagens é a resistência às variações de carga, e custos reduzidos de implantação, manutenção e operação. Já a desvantagem é a necessidade de grandes áreas e proliferação de insetos (MATOS, 2005). Na Figura 1 é apresentado um esquema de um sistema de tratamento com lagoas facultativas.

Figura 1 - Esquema de sistema com lagoas facultativas



Fonte: Matos (2005)

3.2.2 Sistemas de lagoas anaeróbicas

A lagoa anaeróbica é caracterizada pelo fato de receber uma carga de DBO superior à lagoa facultativa. A água residuária entra na lagoa que possui uma maior profundidade e dimensão reduzida, diminuindo assim a penetração da luz solar e, devido a esse fator a fotossíntese quase não ocorre. As bactérias anaeróbicas possuem uma reprodução e taxa metabólica menor que as bactérias aeróbicas, a decomposição da matéria orgânica é parcial, portanto, tem-se uma remoção de DBO de 50 a 60%. Apesar do baixo valor para que o efluente satisfaça os padrões

exigidos para o lançamento em cursos d'água, este representa uma contribuição de tratamento que será realizado posteriormente na lagoa facultativa dada em sequência ao tratamento, que são denominados sistema australiano, por serem lagoas anaeróbicas seguidas por lagoas facultativas, como indicado na Figura 2 (NUVOLARI, 2003; MATOS, 2005; VON SPERLING, 2005).

Figura 2 - Esquema de sistema de lagoa anaeróbica – lagoa facultativa



Fonte: Matos (2005)

3.2.3 Lagoa aerada facultativa

A lagoa aerada facultativa possui áreas reduzidas, a manutenção e operação são menos simples, e o sistema de tratamento obtém o oxigênio por meio de aeradores mecânicos, que são unidades de eixo vertical. A alta velocidade desse equipamento proporciona a turbulência do efluente, facilitando a introdução de oxigênio atmosférico na massa líquida. O nível de energia inserido pelos aeradores é somente para a oxigenação, não possui a finalidade de manter os sólidos em suspensão na massa líquida. Parte da biomassa sedimenta no fundo da lagoa, que é onde ocorre a decomposição anaeróbica, apenas a camada superior que apresenta comportamento aeróbio, por isso a lagoa é denominada facultativa (VON SPERLING, 2005).

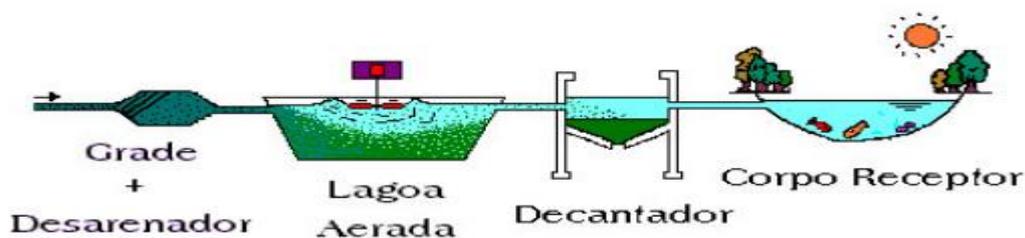
3.2.4 Sistema de lagoas aeradas de mistura completa

Neste sistema, a redução do volume da lagoa aerada é facilitada pelo aumento do turbilhonamento através dos aerados, que suspendem e mantêm todo o material orgânico disperso no meio líquido, proporcionando a mistura completa. A concentração das bactérias em meio líquido aumenta a eficiência de remoção da

DBO. O tempo de detenção na lagoa aerada, tratando águas residuárias é na faixa de 2 a 4 dias (MATOS, 2005).

A lagoa de decantação é proporcionada com tempo de detenção de dois dias, com finalidade de sedimentar e acumular os sólidos em suspensão, proporcionados pela lagoa aerada (Figura 3). Os sólidos permanecem por longos períodos no fundo da lagoa de decantação e posteriormente são removidos. As principais vantagens estão na fácil manutenção, operação, construção, menores áreas dentre todas as lagoas de estabilização, elevada eficiência na remoção de DBO e redução de maus odores. Dentre as desvantagens encontra-se a necessidade de equipamentos e a remoção contínua do lodo presente nesse sistema. (MATOS, 2005; VON SPERLING, 2005).

Figura 3 - Esquema de sistema de lagoas aeradas de mistura completa - lagoas de decantação



Fonte: Matos (2005)

3.3 Wetlands construídos

Wetlands naturais são ambientes de transição entre aquático e terrestre, denominados banhados, terras húmidas, pântanos e várzea, que não possuem controle referente à infiltração. Nessa área, ocorre a depuração biológica e a assimilação de nutrientes constantemente (HAMMER, 1989; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os wetlands naturais atuam no controle de inundações, pois a água de escoamento e enchentes é estocada de modo temporário, e liberada de forma lenta e avançada aos ambientes fluviais dos quais que estão interligados (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os wetlands construídos (WC) são sistemas projetados, construídos e

concebidos, para reproduzir processos naturais, que envolve vegetação, solo e associações microbianas para realizar o tratamento de efluentes, porém em um ambiente controlado (VYMAZAL, 2010).

O desenvolvimento dos sistemas WC começou na Europa em 1950, com experimentos realizados, utilizando macrófitas aquáticas. O primeiro funcionamento foi em 1974 na Alemanha para tratar águas residuárias (KADLEC e WALLACE, 2009). No Brasil, somente em 1980 teve início os primeiros experimentos com wetlands, usados para controlar a poluição e avançar na característica qualitativa das águas (SALATI JR. et al., 1999). Essa tecnologia oferece baixa manutenção, baixo custo e pequenas energias para dispor em terrenos suficientes para a construção (VYMAZAL, 2009).

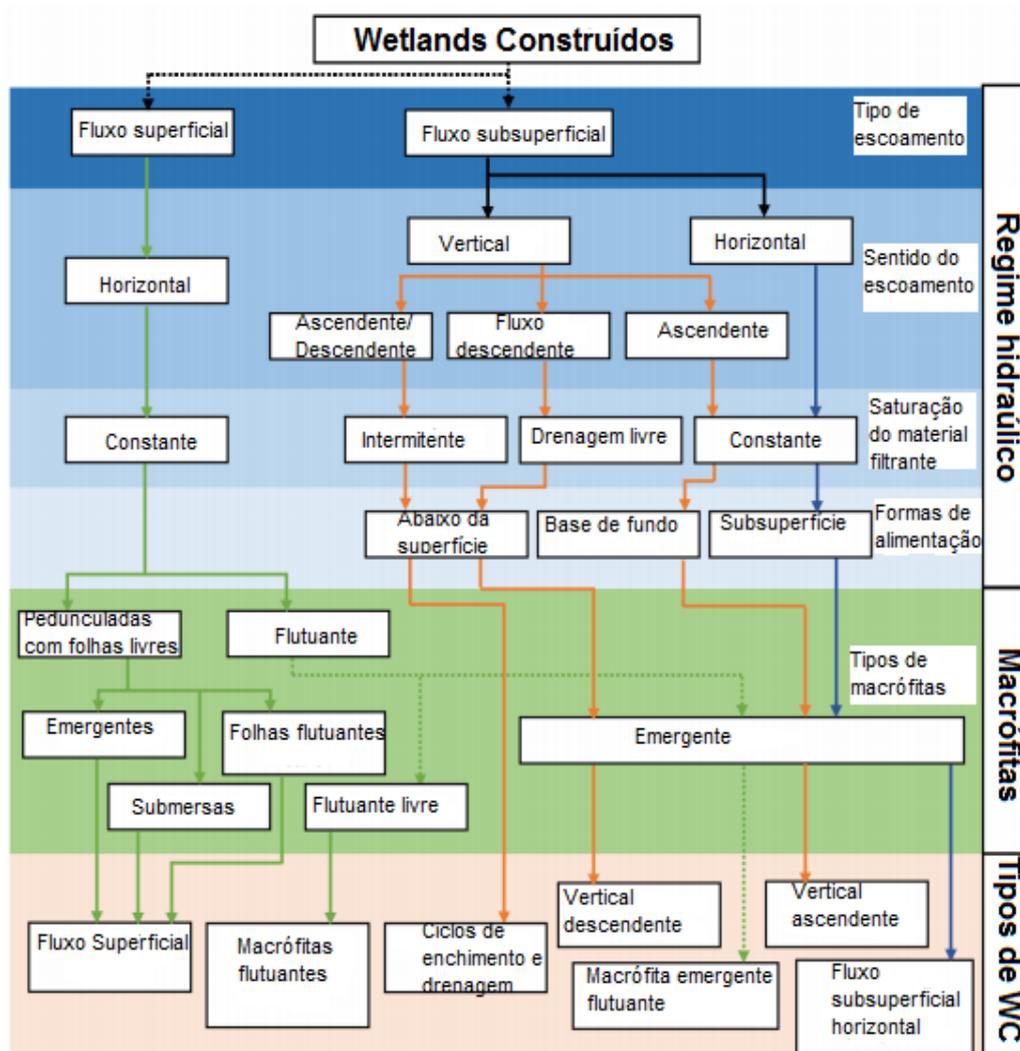
Sezerino et al. (2015), caracteriza as diferentes denominações de nomenclatura para os WC, como zona de raízes, filtros plantados com macrófitas, sistemas alagados construídos, leitos cultivados, banhados construídos, biofiltros com macrófitas, entre outros

WC podem ser usados para tratar diversas águas residuais, incluindo: domésticas, industriais, lixiviados, de origem animal, águas subterrâneas contaminadas, escoamento de campo agrícola, escoamento superficial e águas de lagos e rios (KADLEC e WALLACE, 2009).

Vários estudos têm mostrado que os WC estabeleceram-se a várias condições e arranjos. Além de seu amplo uso, esses sistemas estão sendo analisados com finalidade de verificar e melhorar cada elemento existente no tratamento, evidenciando os fatores máximos de carregamento afluentes, o fluxo empregado, tipos de plantas, a transferência de oxigênio, as cinéticas de depuração, a estrutura e metabolismo do biofilme desenvolvido no substrato, e a vida útil do sistema (SEZERINO, 2006).

Segundo Fonder e Headley (2013), existem diversas configurações para os WC, que depende do seu regime hidráulico. Portanto, a classificação desses sistemas (Figura 4) são divididos em: (i) escoamento superficial e (ii) escoamento subsuperficial. O primeiro grupo se aproxima aos pântanos que possuem presença de vegetação, o fluxo nesse WC é exclusivamente horizontal. Já na segunda classificação, são divididos conforme o sentido do fluxo seja vertical ou horizontal.

Figura 4 - Classificação de wetlands construídos

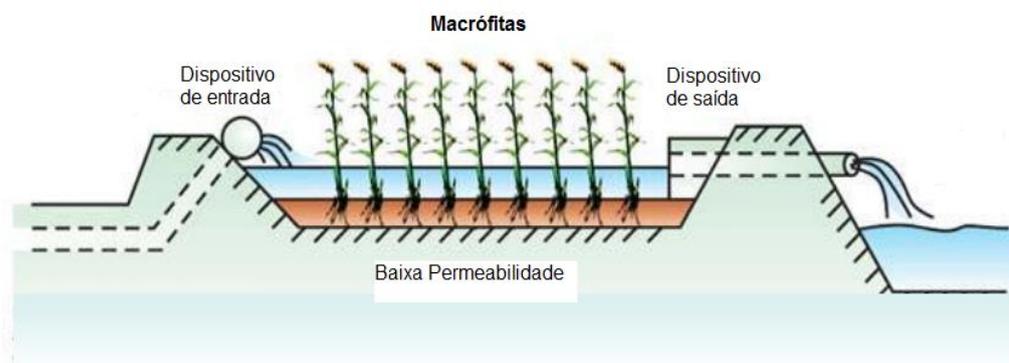


Fonte: Adaptado de Fonder e Headley (2013)

Os wetlands de fluxo superficial (Figura 5), ou denominados também como sistemas de lâmina livre, por apresentar o nível de água sempre acima do nível do substrato, tem semelhança às lagoas facultativas, devido à existência de algas ou macrófitas na massa líquida. Em camadas profundas identificam-se com as lagoas anaeróbias, pela ausência de radiação solar e por conter micro-organismos anaeróbios (IWA, 2000).

Os WC de fluxo subsuperficial são estabelecidos para tratar águas residuais, visto que esse sistema impossibilita a ocorrência de desenvolver mosquitos e maus odores. Esses sistemas foram aplicados na Europa objetivando reduzir SS e DBO, a partir do monitoramento de algumas unidades, percebeu-se que o efluente tratado apresentava baixos valores de nitratos, remoção de fósforo e oxidação da amônia (COOPER et al., 1996; KADLEC e WALLACE, 2009).

Figura 5 - Vista da seção de um Wetland de Fluxo Superficial (WFS)



Fonte: Adaptado de Kadlec e Knight (1996)

3.3.1 Sistemas de Wetlands Construídos de Fluxo Horizontal (WCFH)

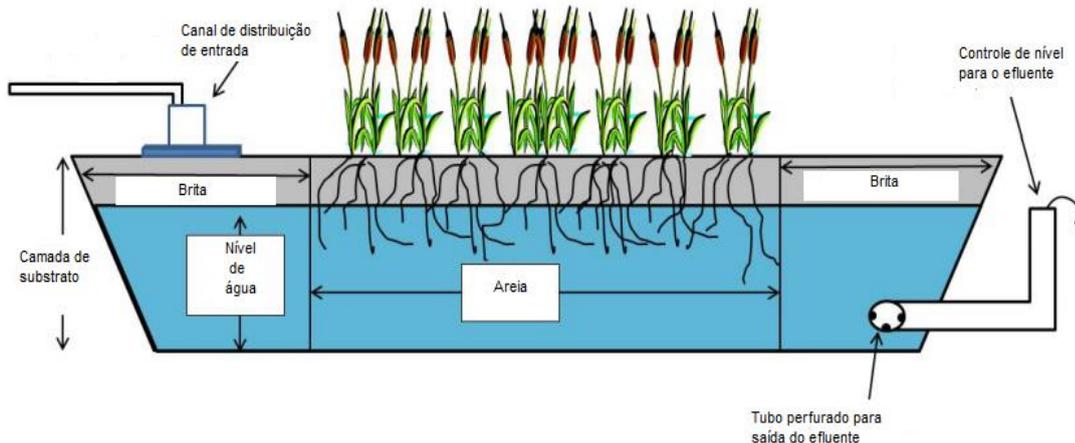
O primeiro wetland construído de fluxo horizontal (WCFH) foi operado em Othfresen na Alemanha, em 1974, sendo conhecido por zona de raízes. Desde 1990, o tratamento de efluentes por esses sistemas era o mais utilizado dentre os diversos design desenvolvidos, por aproximadamente 20 anos esse tipo foi responsável pela propagação dessas unidades na Europa (COOPER, 1999; IWA, 2000; PLATZER, 2000).

Cooper et al. (1996) descrevem que em WCFH (Figura 6), o líquido é aplicado na zona de entrada, onde percola horizontalmente pela camada do substrato, até chegar a parte inferior do filtro. O escoamento nos WCFH é devido a gravidade, pois existe uma inclinação de fundo. A saída desse sistema dispõe de uma tubulação elevada atuando como controlador de nível do WCFH. As características dos sistemas é a capacidade de remover matéria orgânica carbonácea ($DBO_{5,20}$), SS e a ação nitrogenada, contanto que a unidade receba o efluente que já tenha mecanismos parcialmente nitrificados.

Durante o deslocamento do efluente nos WCFH, o líquido entra em contato com zonas anaeróbias, anóxicas e aeróbias (VYMAZAL, 2005). A camada anaeróbia e anóxica consistem na parte saturada do substrato pelo efluente. A região aeróbia compreende próxima a rizosfera das plantas, onde destinam o transporte de oxigênio presente na atmosfera para as raízes. Quando o efluente percola a

rizosfera, ocorre uma depuração por meio de processos químicos e físicos, mais consequentemente, devido a ação dos micro-organismos anaeróbios e aeróbios, promovendo os processos de destrinificação e nitrificação. (COOPER et al., 1996; BRIX, 1997; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Figura 6 - Vista da seção de um Wetland construído típico de fluxo horizontal



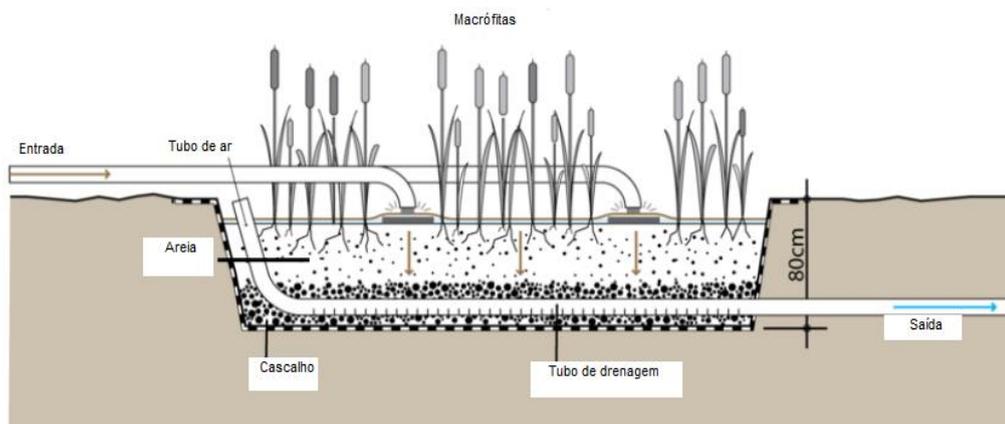
Fonte: Adaptado de Domingos (2011)

3.3.2 Sistemas de Wetlands Construídos de Fluxo Vertical (WCFV)

Metcalf e Eddy (2003) cita que iniciaram-se pesquisas na Alemanha, no decorrer da década de 70, com wetlands construídos de fluxo vertical (WCFV), sendo chamados de Max Planck Institute Process.

Os WCFV (Figura 7) são sistemas que possuem uma declividade de 1% e preenchida com substrato (areia ou brita), possui uma impermeabilização para evitar que a água residuária penetre até o lençol freático. A alimentação do sistema é intermitente, a águas residuais percola verticalmente pelo substrato, a coleta é realizada por intermédio de uma drenagem instalada no fundo dos WCFV (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Figura 7 - Vista da seção de um Wetland construído típico de fluxo vertical



Fonte: Adaptado de Tilley et al. (2008)

A aplicação intermitente proporciona o arraste de ar atmosférico e, conseqüentemente, introdução de oxigênio para o substrato. Quando uma nova aplicação for realizada, o oxigênio será somado com a quantidade já existente na massa sólida. Desta forma, é necessário que leve em consideração o balanço de oxigênio para possuir predominância de condições aeróbias e ocorrer oxidação da matéria orgânica e nitrificação (COOPER et al., 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Platzer (1999) relata que a entrada de oxigênio nos WCFV, consiste em três caminhos de entrada principais: por convecção, rizomas e difusão.

O transporte por convecção resulta de um gradiente de pressões de ar no solo. Em WCFV este gradiente é resultado de água efluente que cria um vácuo que é igualado por ar ou águas residuais. Se o tempo entre o início da aplicação das águas residuárias e a infiltração completa for curto, o volume aplicado é igual ao volume de ar que entra no solo. Como o ar contém cerca de 300 mg de O_2/L , a entrada de oxigênio por convecção pode ser calculada multiplicando o volume de água aplicada pela concentração de oxigênio (PLATZER, 1999, p. 259).

Ainda conforme Platzer (1999), a entrada de oxigênio por difusão exerce importância para o equilíbrio de oxigênio no solo, principalmente quando se tem elevadas concentrações e baixas cargas hidráulicas. Na realização dos seus próprios experimentos, levaram a um coeficiente de difusão estimado em $3.5 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^2/\text{s}$, para uma areia fina ($d_{10} = 0,11 \text{ mm}$). Para Kadlec e Knight (1996), o transporte de oxigênio pelos rizomas das plantas corresponde cerca de 0,02 g de

O₂/m².d. Porém IWA (2000), informa que a quantidade de oxigênio introduzida pela macrófita é bem inferior a porção arrastada da atmosfera.

Portanto, para oxidação da matéria orgânica e nitrificação é necessário considerar o balanço de oxigênio, somando as entradas por difusão, convecção e pelas raízes da vegetação (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.4 Componentes atuantes

Para o tratamento de efluentes através de WC, são levados em consideração diferentes componentes: macrófitas, substrato e os micro-organismos.

3.4.1 Macrófitas

O termo macrófita aquática é utilizado em todo o mundo, são plantas herbáceas que crescem na água, em solos saturados com água ou em solos cobertos por água. Estes vegetais incluem desde macroalgas, até angiospermas, como exemplo a *Typha*. São espécies que possuem elevada capacidade de adaptar em diferentes ambientes, tais como: brejos, represas, lagos, cachoeiras, rios, fontes termais e entre outros (WEARNER e CLEMENTS, 1938; apud ESTEVES, 1998).

As macrófitas como todos os outros organismos fotoautotróficos utilizam a energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera para produzir matéria orgânica, que posteriormente fornece a fonte de energia para seres heterotróficos, tais como: animais, bactérias e fungos (BRIX, 1997).

Conforme Brix (1997), a presença de vegetação em WC distribui e diminui a velocidade da água, isto cria melhores condições para a sedimentação de sólidos suspensos, reduzindo a erosão e aumentando o tempo de contato entre a água e as áreas da superfície da planta.

IWA (2000) recomenda a manutenção periódica das macrófitas nos wetlands construídos, desde o instante que é feito o plantio, analisando a umidade do substrato, crescimento e sobrevivência da planta. Detalhes importantes para impedir problemas ou detectá-los de modo rápido no momento em que acontecem.

Compreendida “a heterogeneidade filogenética e taxonômica dessas macrófitas aquáticas”, as mesmas são classificadas quanto ao seu biótipo. São denominados os seus grupos ecológicos (ESTEVES, 1998, p. 103).

- Macrófitas emersas: Plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água. Ex.: *Typha*, *Pontederia*, *Echínodorus* e *Eleocharis*.
- Macrófitas com folhas flutuantes: Plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex.: *Nymphaea*, *Vitoria* e *Nymphoides*.
- Macrófitas submersas enraizadas: Plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Podem crescer, até 11 m de profundidade, dependendo da disponibilidade de luz. Ex.: *Myriophyllum*, *Elodea*, *Egeria*, *Hydrilla*, *Vallisneria* e *Mayaca*.
- Macrófitas submersas livres: São plantas que têm rizoides pouco desenvolvidos e que permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Ex.: *Utricularia* e *Ceratophyllum*.
- Macrófitas flutuantes: São aquelas que flutuam na superfície da água. Ex.: *Eichhornia crassipes*, *Salvínia*, *Pistia*, *Lemna* e *Azolla*.

As plantas dos WC necessitam de nutrientes para o crescimento e reprodução, as mesmas conseguem absorver através dos seus sistemas radiculares. Alguma captação ocorre também através de hastes imersas e folhas (BRIX, 1997).

As macrófitas de WC têm duas funções importantes: fornecer oxigênio aos micro-organismos heterotróficos presentes na rizosfera e aumentar/estabilizar a condutividade hidráulica do solo (BRIX, 1987). No Quadro 1 destacam-se outras funções relevantes das macrófitas.

Quadro 1 - Principais funções das macrófitas no tratamento por WC

Propriedade das macrófitas	Papel no processo de tratamento
Tecido vegetal aéreo	<ul style="list-style-type: none"> • Atenuação da luminescência → crescimento reduzido do fitoplâncton • Redução da velocidade do vento → redução do risco de ressuspensão • Aparência agradável e estética do sistema • Armazenamento de nutrientes
Tecido vegetal na água	<ul style="list-style-type: none"> • Feito de filtragem • Velocidade de escoamento reduzida → taxa de aumento da sedimentação, reduz o risco de ressuspensão. • Fornecer área de superfície para biofilmes anexados • Excreção de oxigênio fotossintético → aumenta a degradação aeróbia • Captação de nutrientes
Raízes e rizomas no sedimento	<ul style="list-style-type: none"> • Estabilização da superfície do sedimento → menor erosão • Impede o entupimento em sistemas de fluxo vertical • Liberação de oxigênio → aumento degradação e nitrificação • Absorção de nutrientes • Liberação de antibióticos

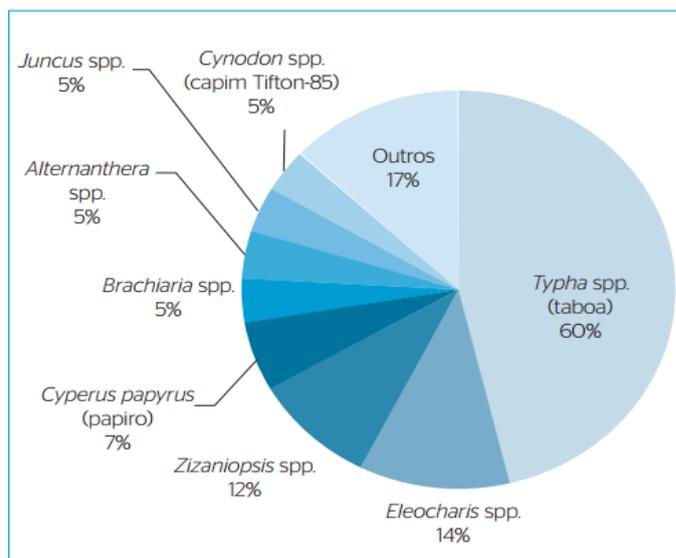
Fonte: Brix (1997, p.15)

Segundo Philippi e Sezerino (2004) as três macrófitas mais empregadas nos WC de escoamento subsuperficial, são as que possuem um rápido crescimento, evidenciando a *Typha* spp., *Phragmites australis* e *Juncus* spp.

Os dados da pesquisa de Sezerino et al. (2015) mostram que nos anos de 1998 a 2011, foram publicados 42 trabalhos no Brasil, sendo que a macrófita *Typha*

spp destaca-se como a mais utilizada com 60%, seguida por *Eleocharis spp* (14%) e *Zizaniopsis spp* (12%) para WCFH (Figura 8).

Figura 8 - Macrófitas mais utilizadas em WCFH no Brasil



Fonte: Sezerino et al. (2015)

Na literatura há recomendações de como deve ser feito replantio destas plantas do seu habitat natural para os WC. Primeiramente deve-se retirar a macrófita do seu ambiente natural por intermédio de escavação manual e separar os rizomas que contenha pelo menos dois nódulos que não esteja danificado, o replantio para o substrato dos WC deve ser feito um corte na planta com uma inclinação de 45° na parte aérea e a 30 cm do rizoma, e plantados com uma densidade de quatro rizomas por metro quadro no sistema (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A macrófita *Typha domingensis* (Figura 9) pertence à família Typhaceae, que envolve o gênero *Typha*, com aproximadamente 15 espécies. É conhecida popularmente como Taboa (REITZ, 1984). Essa planta possui inflorescência característica, sendo na parte inferior feminina e superior masculino (OLIJNYK, 2008).

Figura 9 - *Typha domingensis*

Fonte: A autora (2017)

A *Typha domingensis* apresenta entre 1,10 a 2,50 m de altura e pode ser encontrada em águas salgadas/doces e áreas úmidas, distribuídas em todo hemisfério Norte. (LONG e LAKELA, 1976; REITZ, 1984).

3.4.2 Substrato

No tratamento de efluentes, utilizando processos de filtração, conhecer as características dos tipos de materiais a serem empregados, e também ter um tratamento primário, constituem-se elementos de solução para obter um grande sucesso no tratamento (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A partir das primeiras pesquisas desenvolvidas por Kickuth e colaboradores na Alemanha, os mesmos utilizaram o solo como componente filtrante e de suporte para as macrófitas. Esse material tem necessidade de manter as condições hidráulicas para ocorrer o processo de tratamento, por esse motivo vem recebendo muita atenção (SEZERINO, 2006).

As macrófitas têm a capacidade de se adaptar em uma grande variedade de materiais filtrantes (substratos), desde solos naturais até areias e britas. Algumas macrófitas, especificamente a taboa (*Typha* spp.) e o junco (*Phragmites australis*), ocupam aproximadamente de 30 a 40 cm de profundidade do substrato (IWA, 2000).

A porosidade do substrato a ser utilizado nos wetlands é uma das características que deve ser analisada. Prevedello (1996) descreve que tanto uma

solução quanto o ar do solo, são armazenados e transportados dentro dos espaços porosos. Na Tabela 2 apresentam-se diferentes intervalos para a porosidade de solos.

Tabela 2 - Classificação dos solos e faixa de valores para a porosidade

Classes do solo	Porosidade (m³/m³)
Arenosos	0,35 – 0,50
Siltosos e francos	0,30 – 0,55
Argilosos	0,40 – 0,65
Humíferos	0,60 – 0,80
Turfosos	0,80 – 0,85

Fonte: Prevedello (1996)

Ainda segundo Prevedello (1996), o espaço poroso é distribuído por tamanho, que são classificados em macroporos ($\phi > 300$ mm), microporos ($\phi < 50$ mm) e mesoporos ($50 < \phi < 300$ mm).

Outro tópico que deve ser analisado no substrato disposto nos wetlands, é a granulometria e os índices físicos. Caputo (1996) aponta que pode-se encontrar o diâmetro efetivo d_{10} e o d_{60} , (que correspondem a 10% e 60% em peso total das partículas menores que ele) com a realização de um ensaio granulométrico.

A utilização de um substrato com granulometria inadequada é um dos fatores que influencia no processo de colmatação. Esse fenômeno está associado com a carga de sólidos orgânicos e inorgânicos depositados na superfície dos WCs, o crescimento excessivo das raízes das macrófitas e a elevada formação de biomassa em virtude do crescimento microbiano (STEVENSON, 1997; LANGERGRABER et al., 2003).

3.4.3 Micro-organismos

No processo de tratamento de efluentes por wetlands, existem diferentes micro-organismos envolvidos, destacando-se a presença das bactérias. Outros grupos também estão presentes e desempenham papel fundamental, sendo os protozoários e micrometazoários, todos esses organismos podem ser utilizados

como indicador biológico da situação de um sistema eficiente (BENTO, 2000; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Os micro-organismos, encontrados nos WC, estão presentes suspensos no efluente, fixados ao meio suporte e nas raízes das macrófitas, constituindo o biofilme, que é um conjunto de matéria orgânica e micro-organismos (SEZERINO, 2006; OLIJNYK, 2008).

Philippi e Sezerino (2004, p. 68), relatam que os micro-organismos colaboram no tratamento de efluentes, por meio dos seguintes mecanismos:

- a) Removendo bactérias e contribuindo para a clarificação do efluente;
- b) Degradando a matéria orgânica, e, conseqüentemente reduzindo a DBO_5 do efluente;
- c) Produzindo polissacarídeos e mucoproteínas que contribuem na floculação do material suspenso;
- d) Interagindo com os demais organismos e mantendo o equilíbrio ecológico do Sistema;
- e) Inciando as condições do lodo e a quantidade do efluente final;
- f) Reduzindo a produção de lodo através da ingestão de bactérias floculadas.

O nível da água no WC afeta a estrutura da comunidade microbiana, a distribuição espacial e também diferentes aspectos da atividade microbiana, como a respiração, a pontencialidade de nitrificação, desnitrificação e metanogênese (KERN, 2003; NURK et al., 2005; apud TRUU et al., 2009).

Hoje em dia há diversas pesquisas em que se utilizam técnicas de sequenciamento genético e biologia molecular para a identificação das bactérias presentes no biofilme de WC, em especial aquelas que realizam os processos de nitrificação e desnitrificação, buscando um entendimento aprofundado da remoção de nitrogênio (OOPKAUP et al., 2016; PELISSARI et al., 2017).

3.5 Processos de depuração

A depuração de efluentes em wetlands construídos varia de acordo com a configuração adotada, o material filtrante, a macrófita e o desenvolvimento de micro-organismos do biofilme, que são elementos já discutidos. A remoção de matéria orgânica carbonácea e nitrogenada, bem como de sólidos depende também das

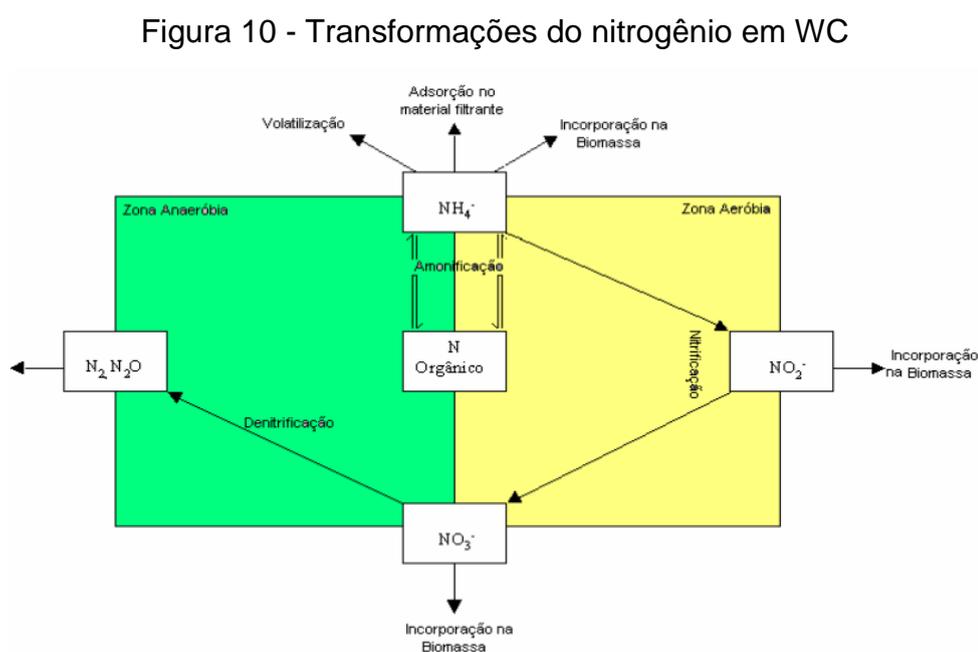
condições operacionais, como a carga orgânica e a taxa de aplicação hidráulica utilizada.

3.5.1 Remoção e Transformação do Nitrogênio

O nitrogênio está presente nos ácidos nucleicos, proteínas e outras moléculas orgânicas, que exercem ações fundamentais no metabolismo celular (SANT'ANNA JR, 2010). O elemento nitrogênio é uma das causas mais preocupantes nas águas residuais, devido ao crescimento de algas, conduzindo ao fenômeno de eutrofização de represas e lagos, diminuindo o oxigênio e aumentando a toxicidade em invertebrados aquáticos, devido a sua forma de amônia livre (VON SPERLING, 2005; KADLEC e WALLACE, 2009).

O ar atmosférico apresenta 78,08% de nitrogênio molecular (N_2), o nitrogênio é removido da atmosfera através de micro-organismos, como: bactérias fixadoras, chamadas rizóbios, e alguns tipos de algas, ou através de descargas elétricas, que tem a capacidade de transformar o N_2 em amônia (NH_3) no solo (NUVOLARI, 2003).

As transformações de nitrogênio em WC são por via de comunidades microbianas complexas que estão associadas ao substrato, raízes de macrófitas e efluentes (VYMAZAL, 2005). Diversos processos físico-químicos e biológicos podem modificar o nitrogênio em diferentes formas, conforme demonstra a Figura 10.



Fonte: Adaptado de Cooper et al. (1996) apud Sezerino (2006).

Os processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação constituem-se os mecanismos de remoção de nitrogênio orgânico nos WCs (COOPER et al., 1996; KADLEC; KNIGHT, 1996; IWA, 2000 apud SEZERINO, 2006).

3.5.1.1 Amonificação

O solo possui uma elevada quantidade de nitrogênio, decorrente de material orgânico morto, como ácidos nucleicos, proteínas e aminoácidos, que são decompostos por micro-organismos em substâncias mais simples. As bactérias usam uma parte desses aminoácidos para a criação de suas próprias proteínas, e o restante desse nitrogênio são liberados em forma de amônia (CALIJURI e CUNHA, 2013).

A amonificação é o processo em que o nitrogênio orgânico é convertido em nitrogênio inorgânico, especialmente nitrogênio amoniacal ($\text{NH}_4\text{-N}$). A taxa de amonificação em WC depende do pH, temperatura, relação carbono nitrogênio (C:N) residual, nutrientes disponíveis no sistema e condições do solo, como textura e estrutura. As taxas de mineralização são mais rápidas na zona oxigenada e diminuem à medida que a mineralização muda de aeróbica para anaeróbia facultativa e microflora anaeróbia (REDDY e PATRICK, 1984 apud IWA, 2000).

O pH ótimo para o processo de amonificação está entre 6,5 e 8,5. Em solo saturado, o pH é em torno da neutralidade, enquanto em condições bem drenadas o valor do pH do solo diminui como resultado da acumulação de nitrato e a produção de íons hidrogênio (H^+) durante a mineralização. A partir de dados publicados na literatura, mostrou-se que a taxa de amonificação anaeróbia duplica com um aumento de temperatura de 10°C (PATRICK e WYATT, 1964; REDDY et al., 1979; apud IWA, 2000).

3.5.1.2 Nitrificação

Segundo Calijuri e Cunha (2013), o processo de nitrificação ocorre nas seguintes etapas: a conversão de amônia a nitrito (NO_2^-), através de bactérias *Nitrossomonas*, presentes no solo, e em ambientes marinhos *Nitrosococcus*, esse sistema também é chamado de nitroação, mostrado pela Eq. 1.



E o nitrito é transformado em nitrato (NO_3^-), por meio das bactérias *Nitrobacter* e *Nitrococcus*, no processo de nitratação (Eq. 2).



As plantas, mediante as suas raízes, conseguem absorver o nitrato do solo e utilizam para fabricação de seus ácidos nucleicos, e pela cadeia alimentar o nitrogênio passa aos demais níveis tróficos. O oxigênio é necessário para que aconteçam as reações de oxidação, em processo de nitrificação. Em solo anaeróbio, a ação se reverte (Eq.3):



A nitrificação é influenciada pela temperatura, pH, alcalinidade, fonte de carbono inorgânico, concentrações de $\text{NH}_4\text{-N}$, população microbiana e oxigênio dissolvido (OD) (VYMAZAL, 1995 apud IWA, 2000).

Ainda conforme IWA (2000), a temperatura ótima para nitrificação em culturas puras varia de 25 a 35 ° C e em solos de 30 a 40 ° C. Cooper et al. (1996) apontou que as temperaturas mínimas para o crescimento de *Nitrossomonas* e *Nitrobacter* 5 e 4 ° C.

As bactérias nitrificantes são organismos sensíveis e são extremamente susceptíveis a uma ampla variedade de inibidores, incluindo altas concentrações de nitrogênio amoniacal. Existe também um intervalo ótimo de pH (7,5 a 8,6), sendo que valores inferiores a essa faixa diminuem a nitrificação. Para oxidar a amônia a nitrato são necessário cerca de 4,3 mg de O_2 por mg de nitrogênio amoniacal. No processo de conversão, uma grande quantidade de alcalinidade é consumida aproximadamente 8,64 mg de HCO_3^- (bicarbonato) por mg de nitrogênio amoniacal oxidado (COOPER et al.,1996).

3.5.1.3 Desnitrificação

O processo de desnitrificação acontece quando o nitrato converte-se a gás

nitrogênio, que é retornado à atmosfera (CALIJURI e CUNHA, 2013).

A maior parte das bactérias desnitrificantes são quimioheterotróficas, os gêneros *Bacillus*, *Micrococcus* e *Pseudomonas* são provavelmente os mais importantes nos solos, no meio aquático são os *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio*. Outros denitrificadores incluem membros dos gêneros *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Azospirillum*, *Brevibacterium*, *Fla-vobacterium*, *Spirillum* e *Thiobacillus*. (GRANT e LONG, 1981 apud IWA, 2000).

A existência de oxigênio dissolvido inibe a enzima necessária para a desnitrificação, resultando num parâmetro crítico. A faixa de pH ótima situa-se entre 7 e 8, contudo, a alcalinidade produzida durante a desnitrificação pode resultar no aumento do pH. A desnitrificação é também fortemente dependente da temperatura, e se desenvolve muito lentamente a temperaturas inferiores a 5° C (COOPER et al., 1996).

3.5.2 Remoção de Fósforo

O fósforo se apresenta na água em diversas formas, como fosfatos (PO_4^{3-}), hidrogenofosfato (HPO_4^{2-}), dihidrogenofosfato (H_2PO_4^-) e ácido fosfórico (H_3PO_4). O fósforo orgânico está incluído nos ésteres, fosfolipídeos, polinucleotídeos. Esse elemento é um nutriente essencial para as plantas, pois reage facilmente com as substâncias do solo. (NUVOLARI, 2003; VON SPERLING, 2005; SANT'ANNA JR., 2010).

A existência de fósforo na água está relacionada à fontes naturais, carreamento de solo, dissolução de rochas, decomposição de matéria orgânica, lançamento de esgotos, fertilizantes, detergentes e pesticidas. A maior parte dos detergentes comerciais possui bastante fósforo, o qual provoca um efeito tóxico em zooplâncton que é o predador de algas, assim acelerando o processo de eutrofização (PIVELI e KATO 2006; PARRON et al., 2011).

Em wetlands os mecanismos de retenção de fósforo presente nas águas residuais, incluem processos biológicos, físicos e químicos. Para a retirada desse macro nutriente, é por meio da incorporação na biomassa das plantas e a poda constante (ARIAS et al., 2001; PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.5.3 Remoção de Matéria Orgânica

Os compostos de carbono, presentes nos efluentes, interagem fortemente com os WCs e podem ser quantificados em DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) ou DQO (Demanda Química de Oxigênio), em geral são degradados aerobicamente na presença de oxigênio, por micro-organismos. A degradação anaeróbica ocorre em sistemas saturados de efluente, evidencialmente em ausência de oxigênio, no caso dos WCFH (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

As duas principais fontes de carbono são os produtos químicos orgânicos e o dióxido de carbono (CO₂). Organismos que usam carbono orgânico para a formação de tecido celular são chamados heterotróficos e os que utilizam o dióxido de carbono são chamados autotróficos. Ambos os grupos usam luz solar ou uma reação química de oxidação-redução como fonte de energia para a síntese celular (IWA, 2000).

Nos WCs a remoção da DBO carbonácea é diretamente proporcional à concentração no meio, por seguir uma cinética de degradação de primeira ordem (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

3.5.3.1 Degradação aeróbia

A degradação aeróbica da matéria orgânica solúvel é governada por bactérias heterotróficas aeróbicas conforme a Eq. 4 (IWA, 2000):



Ainda conforme (IWA, 2000), o grupo de bactérias autotróficas que degradam compostos orgânicos que contém nitrogênio em condições aeróbicas são as bactérias nitrificantes, pelo processo de amonificação, já discutido anteriormente.

Ambos os grupos consomem orgânicos, mas a maior taxa metabólica é nos heterotróficos, significa que principalmente eles são responsáveis pela diminuição da DBO do sistema. Um suprimento insuficiente de oxigênio para este grupo diminui muito o desempenho da oxidação biológica aeróbia. No entanto, se o fornecimento de oxigênio não for limitado, a degradação aeróbia é governada pela quantidade de matéria orgânica ativa disponível para os organismos (COOPER et al., 1996).

A degradação biológica pode ocorrer dentro dos efluentes, ainda que as taxas

sejam geralmente baixas devido ao pequeno número de bactérias presentes (POLPRASERT, 1998 apud IWA, 2000).

3.5.3.2 Degradação anaeróbia

A degradação anaeróbia é um processo de múltiplos passos que ocorre dentro dos WCs na ausência de oxigênio (COOPER et al., 1996). O processo pode ser realizado por bactérias anaeróbias obrigatórias ou facultativas, que ocorrem em duas etapas. O primeiro passo é a conversão da matéria orgânica, geração de álcoois, ácidos e os gases CO_2 e H_2 . A segunda fase é por meio de bactérias formadoras de metano, tendo-se a contínua conversão da matéria orgânica para a síntese de novas células, o metano (CH_4) e CO_2 . Abaixo é apresentada a Eq. 5 de forma simplificada (IWA, 2000; PHILIPPI e SEZERINO, 2004):

matéria orgânica + bactérias \rightarrow álcool, ácidos e novas células \rightarrow bactérias Eq. 5
 $\rightarrow \text{CH}_4, \text{H}_2\text{S}, \text{NH}_3, \text{CO}_2, \text{H}_2\text{O},$ novas células

A degradação anaeróbia dos compostos orgânicos é muito mais lenta do que a degradação aeróbia. No entanto, quando o oxigênio é limitante nos WCs, predomina a degradação anaeróbia (COOPER et al., 1996).

3.5.4 Remoção de Sólidos

Nos efluentes estão presentes vários poluentes relacionados com a quantidade de matéria sólida, compostos químicos orgânicos e metais pesados. Os sólidos são classificados segundo suas características físicas (tamanho e estado), evidenciando os dissolvidos ou em suspensão, e as propriedades químicas (fixos ou voláteis) (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; VON SPERLING, 2005).

Nos WCs de escoamento subsuperficial os sólidos em suspensão que não foram retidos nas unidades de tratamento primário, são removidos por sedimentação e filtração, ambos são associados às baixas velocidades de deslocamento dos efluentes nos wetlands, relativo ao substrato e a presença de plantas (COOPER et al., 1996; KADLEC e KNIGHT, 1996).

A remoção de sólidos no tratamento primário é importante para evitar que

ocorra o processo de colmatação do material filtrante ao longo do tempo de operação do sistema de tratamento.

3.5.5 Temperatura

Von Sperling (2005), descreve a temperatura como a medição da intensidade de calor ou a sua transferência por radiação, condução e convecção. O aumento da temperatura eleva as taxas de reações físicas, químicas e biológicas.

3.5.6 pH

O Potencial hidrogeniônico (pH), representa a concentração de íons hidrogênio H⁺ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 2005).

3.5.7 Turbidez

A turbidez é uma propriedade que indica o grau de interferência com a passagem da luz através da água, conferindo-lhe uma aparência turva, que é causado por uma grande variedade de sólidos em suspensão (VON SPERLING, 2005).

3.5.8 Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) é uma medida da capacidade de uma solução para conduzir uma corrente elétrica. Como a corrente elétrica é transportada pelos íons em solução, a condutividade aumenta à medida que a concentração de íons aumenta (METCALF e EDDY, 2003).

3.6 LEGISLAÇÃO

A Resolução do CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE (CONAMA) nº 430, de 13 de maio de 2011 dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357/2005. No Art. 3º é estabelecido

que os efluentes de qualquer fonte poluidora somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências dispostos nesta Resolução e em outras normas aplicáveis. No Art. 16º constam as condições de lançamento de efluentes:

- pH entre 5 a 9;
- Temperatura: inferior a 40°C, sendo que a variação de temperatura do corpo receptor não deverá exceder a 3°C no limite da zona de mistura;
- Materiais sedimentáveis: até 1 mL/L em teste de 1 hora em cone Imhoff. Para o lançamento em lagos e lagoas, cuja velocidade de circulação seja praticamente nula, os materiais sedimentáveis deverão estar virtualmente ausentes;
- Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO 5 dias a 20°C): remoção mínima de 60% de DBO sendo que este limite só poderá ser reduzido no caso de existência de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

4. MATERIAL E MÉTODOS

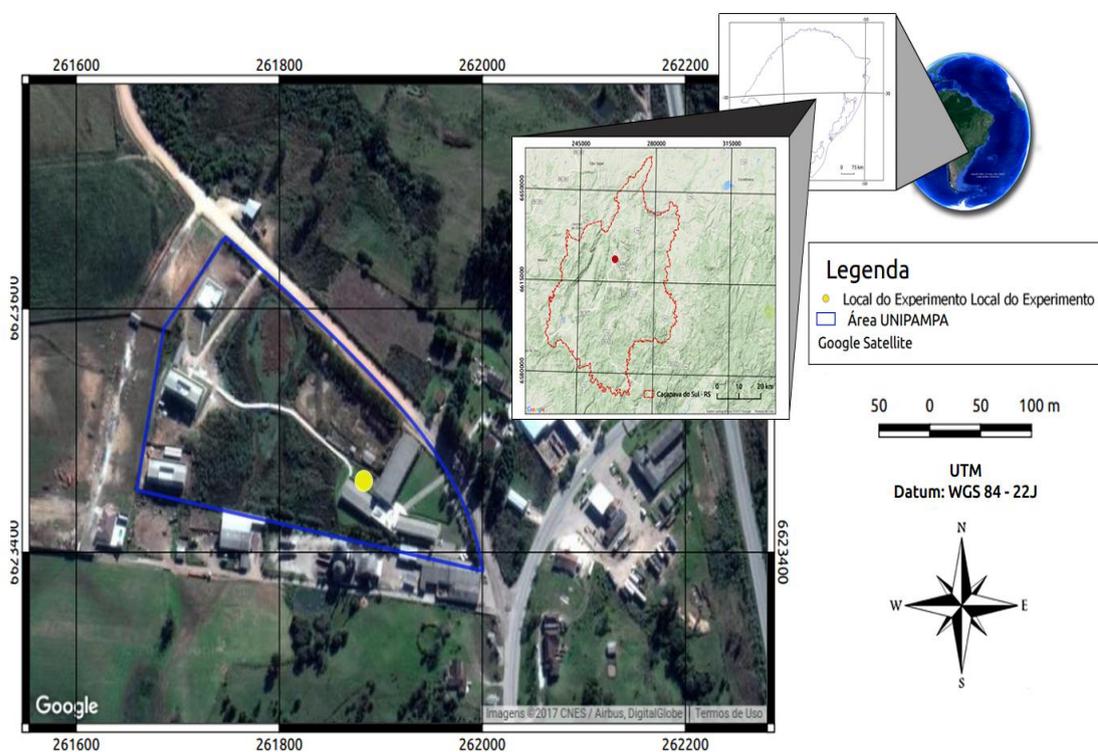
Nesta seção são apresentados todos os procedimentos, equipamentos e materiais utilizados no trabalho.

4.1 Área de estudo, coleta de amostras e análises laboratoriais

As análises físico-químicas foram realizadas no Laboratório de Química da Universidade Federal do Pampa - Unipampa, campus Caçapava do Sul-RS.

As unidades experimentais dos wetlands construídos de fluxo vertical foram instaladas na área externa anexa ao Laboratório de Petrologia e Mineralogia da Unipampa (latitude de 30°29'51.67" e 53°28'51.07" de longitude), local que está exposto às condições climáticas, tais como: radiação solar, umidade, vento e temperatura (Figura 11).

Figura 11 - Local de instalação dos wetlands experimentais



Fonte: Adaptado de Google Earth (2017) e QGIS (2017)

O efluente que foi utilizado neste experimento é proveniente do abatedouro, localizado no município de Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul. A operação do abate é conforme a demanda, mas a média é de 155 cabeças/mês, sendo 110 bovinos e 45 ovinos. A capacidade produtiva desse abatedouro é de 360 animais/mês, sendo 200 bovinos e 160 ovinos.

No estabelecimento há uma estação de tratamento de efluentes (ETE), composta por duas caixas de gordura, uma esterqueira e quatro lagoas sendo na seguinte ordem: anaeróbica, facultativa, aeróbica e maturação.

O sangue gerado no processo de abate é recolhido separadamente com os demais resíduos e encaminhado para uma empresa licenciada pela Fundação Estadual de Proteção Ambiental (FEPAM), onde é utilizado na fabricação de ração animal.

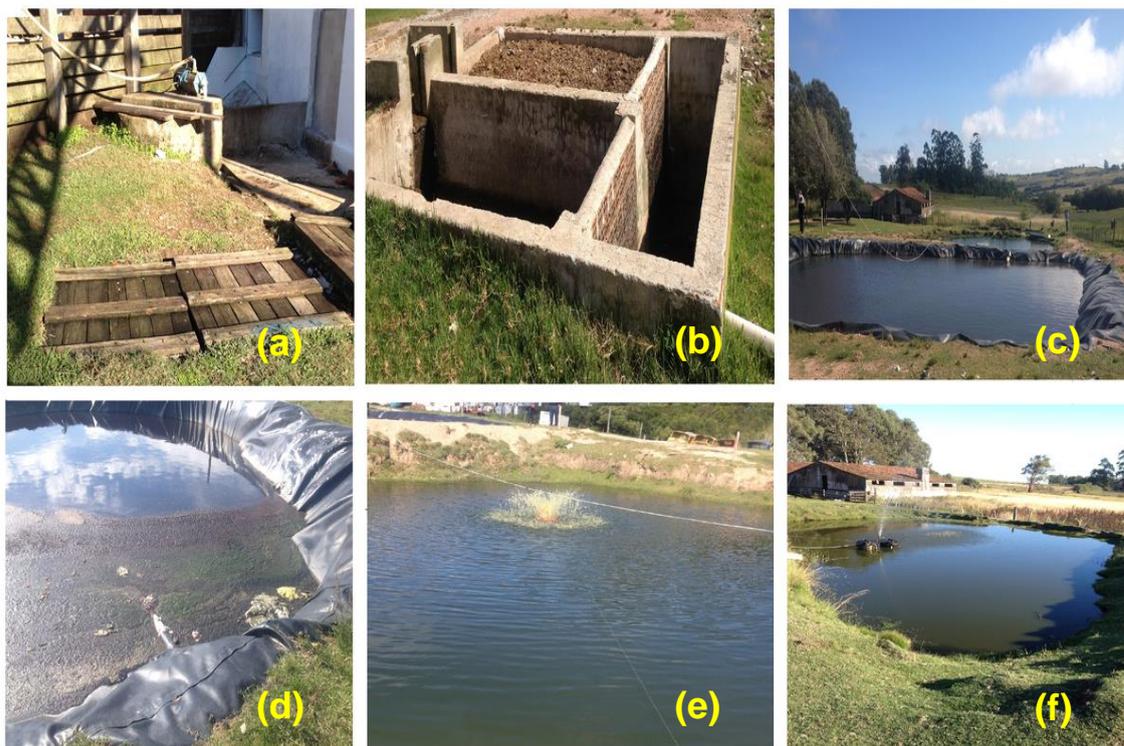
O conteúdo ruminal e o esterco são recolhidos nas caixas de gordura e na esterqueira, que são limpas mensalmente. O resíduo é reaproveitado como adubo na propriedade rural do empreendedor. Já os resíduos sólidos, tais como couro, graxa, ossos e peles são segregados e recolhidos por uma empresa terceirizada que utiliza como matéria prima de seu processo.

A ETE recebe apenas o efluente gerado no processo de abate, não havendo inserção de nenhum outro material ao processo. O sistema de tratamento do efluente é constituído por processos naturais, não havendo adição de produtos químicos.

A lagoa aeróbica possui um aerador, que promove a oxigenação por meio da agitação no efluente, melhorando a eficiência do sistema.

A vazão média de lançamento de efluentes após o tratamento na lagoa de maturação é 6 m³/dia. Na Figura 12 está representado o sistema de tratamento de efluentes do abatedouro.

Figura 12 – Estação de tratamento das águas residuárias do abatedouro



(a) caixa de gordura. (b) esterqueira. (c) vista geral das quatro lagoas. (d) sólidos em suspensão na lagoa anaeróbica. (e) lagoa aeróbica. (f) lagoa de maturação.

Fonte: A autora (2017)

As amostras do efluente foram coletadas três vezes por semana (segunda, quarta e sexta) às 8h15min. Os pontos de captação são próximos à tubulação da última lagoa, maturação, por meio de bombonas plásticas de 50 L. Após a coleta as amostras foram encaminhadas para a universidade em temperatura ambiente (máximo 15,52° C e mínimo 14,64° C) para realização dos experimentos e caracterização. Na Tabela 3 são apresentados os parâmetros e métodos utilizados para a caracterização do efluente.

Tabela 3 - Parâmetros e métodos para a caracterização do efluente

Parâmetros	Método/Equipamento	Unidade
Temperatura	Termométrico	° C
pH	Potenciométrico: pHmetro HI 2214-01- HANNA	-
Turbidez	Turbidímetro – HACH 2100 N	NTU
Condutividade elétrica	Condutivímetro – CG1800	µS/cm
DQO	Refluxo aberto, Colorimétrico - APHA, 2012	mg/L
DBO	Winkler – CETESB, 1978	mg/L
ST	Gravimétrico – GARCEZ, 2004	mg/L

Fonte: A autora (2017)

4.2 Implantação do sistema experimental com wetlands construídos

O sistema experimental é composto por um reservatório que alimenta dois WCFV em paralelo (Figura 13). Tanto o reservatório quanto os WCFV foram montados utilizando bombonas plásticas de 0,40 m x 0,285 m x 0,47 m de comprimento, largura e altura, respectivamente.

Figura 13 - Esquema representativo do sistema experimental com wetlands construídos



Fonte: A autora (2017)

Os componentes presentes nos wetlands construídos de fluxo vertical são:

- 1 - Bombona plástica
- 2 - Adaptador com flange (25 mm)
- 3 - Registro de esfera (25 mm)
- 4 - Tê (25 mm)
- 5 - Joelho em PVC 90° (25 mm)
- 6 - Tubo PVC (25 mm)
- 7 - Tampão cano PVC (25 mm)
- 8 – Dreno (25 mm)

O efluente do reservatório é distribuído por gravidade aos WCFV simultaneamente por meio de tubos de PVC de 25 mm de diâmetro. A tubulação de distribuição é composta por orifícios de 6 mm de diâmetro espaçados a cada 1 cm. Os tubos foram colocados nas extremidades superiores de cada unidade WCFV para garantir a percolação vertical em todo o leito até atingir o dreno inferior de coleta. Os materiais utilizados para a construção do sistema de distribuição do efluente são apresentados na Figura 14.

Figura 14 - Materiais para a construção do sistema experimental



Fonte: A autora (2017)

Para evitar o desnivelamento do terreno, o experimento foi montado em paletes de madeira e, também, foi colocado uma lona plástica transparente para não ter interferência da precipitação (Figura 15).

Figura 15 – Sistema experimental das wetlands



(a) parte externa. (b) parte interna.

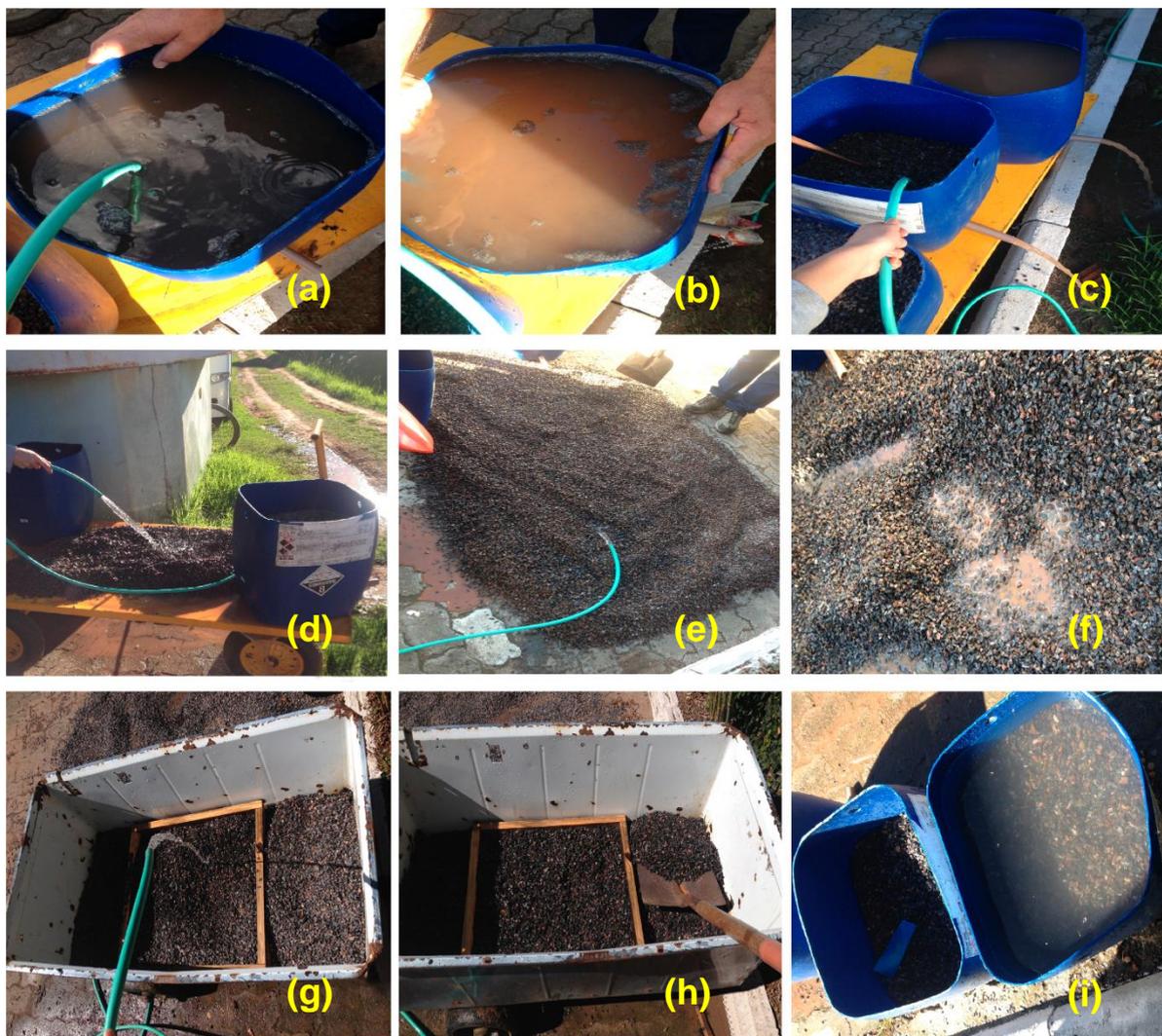
Fonte: A autora (2017)

O substrato utilizado nos wetlands são constituídos por brita nº 0, que foi previamente lavada antes da montagem das unidades de tratamento para a remoção de resíduos, evitando assim a colmatção do material filtrante (Figura 16).

A lavagem da brita ocorreu-se em ambiente externo a universidade, que passou por vários processos, em que o primeiro deles foi realizado em uma bombona com água corrente. Na sequência notou-se que pela grande quantidade de substrato seria necessário um recipiente maior para promover uma limpeza eficiente, então, optou-se por espalhar o substrato no calçamento e lavá-lo novamente. Finalizado esse processo, o material foi seco a temperatura ambiente.

O preenchimento do substrato nos wetlands foi realizado até alcançar 30 cm de profundidade, sendo o perfil nos wetlands visualizado na Figura 17.

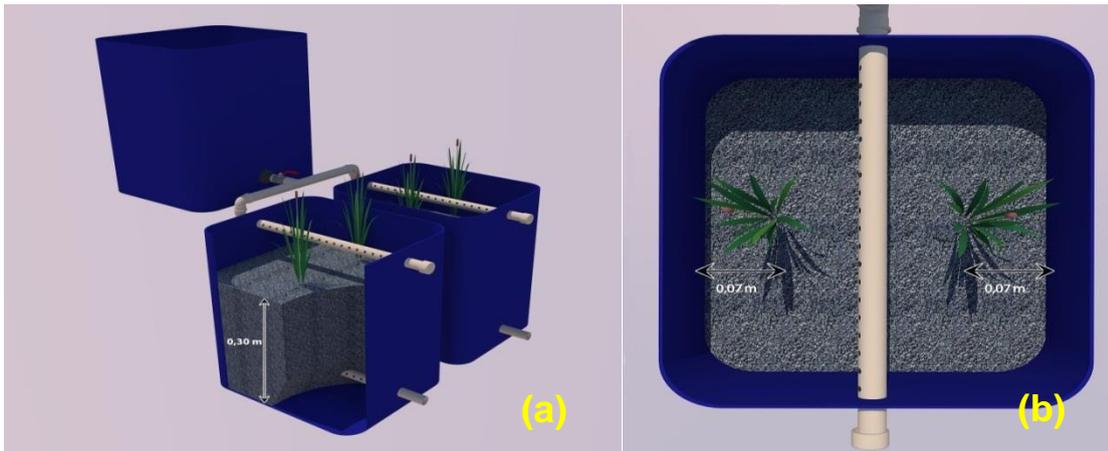
Figura 16 - Lavagem dos substratos



(a) mangueira. (b) gordura em suspensão. (c) esvaziamento da água pelas bombonas. (d) disposição no carrinho. (e) substrato no chão. (f) água suja. (g) lavagem do material. (h) pá usada para retirada das britas. (i) evolução das lavagens.

Fonte: A autora (2017)

Figura 17 - Perfil ilustrativo nos WC



(a) Camada de brita. (b) disposição da taboa.

Fonte: A autora (2017)

A brita utilizada como substrato foi submetida a um ensaio de porosidade de leito de partículas e ensaio de granulometria, para a determinação do coeficiente de uniformidade e diâmetros d_{10} e d_{60} , segundo NBR 7.181 (ABNT, 1984), no Laboratório de Engenharia de Meio Ambiente do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM). Para Philippi e Sezerino (2004), o procedimento é necessário, pois as características do material influenciam na condutividade hidráulica e adsorção de compostos inorgânicos, como amônio (NH_4) e fosfato (PO_4^{3-}).

A planta utilizada nesse estudo foi a *Typha domingensis Pers.*, conhecida como Taboa, muito utilizada em wetlands construídos por ser uma planta tolerante a ambientes com excesso de água (capacidade de adaptação), além de apresentar rapidez no crescimento, grande produtividade de biomassa e formação de um volumoso sistema radicular (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A macrófita, encontrada no próprio campus da universidade, foi retirada manualmente do seu habitat natural (Figura 18) e suas raízes foram lavadas com água potável corrente para a retirada de toda a matéria orgânica. Em seguida foi cortado o pseudocaulo, deixando aproximadamente 30 cm do rizoma, e transplantadas duas mudas em cada wetland construído, com distância de 0,07 m (largura) da planta até a borda, apresentando uma densidade de 0,057 mudas/m². O procedimento de transplante (Figura 19) foi realizado no dia 22/05/2017 conforme recomendações de Olijnyk (2008).

Figura 18 - *Typha domingensis* Pers. encontradas no campus da UNIPAMPA



Fonte: A autora (2017)

Figura 19 - (a) Mudanças da Taboa e (b) transplante no WCFV no WCFV



Fonte: A autora (2017)

Para obtenção da matéria seca e do teor de umidade da biomassa, as folhas de Typhas de cada WCFV foram coletadas, cortadas e, posteriormente, submetidas a secagem em estufa sob temperatura de 70° C, até a massa constante, conforme mostrado na Figura 20.

Figura 20 - Determinação da matéria seca



(a) antes e depois (b) da secagem.

Fonte: A autora (2017)

4.3 Operação Experimental

4.3.1 Alimentação das unidades

Para a alimentação dos wetlands, primeiro foram realizados testes hidráulicos com água, para determinar o volume distribuído e a quantidade de pulsos (bateladas) por dia. A quantidade de aplicações de efluente por dia é um fator fundamental ao sistema de fluxo vertical, pois entre uma aplicação e outra irá ocorrer a oxigenação do material filtrante, com o arraste do efluente (COOPER et al., 1996).

A operação do experimento iniciou-se em 25/05/2017. Inicialmente os WCFV foram alimentados com carga orgânica média de $203,50 \text{ g DQO.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e Taxa de Aplicação Hidráulica (TAH) de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Para cada dia foram aplicados 48 L, distribuídos em três bateladas de 16 L às 9h, 12h e 15 h (teoricamente 24 L para cada WC). Na Tabela 4 estão apresentados os volumes de batelada e as TAH.

Tabela 4 - Testes hidrodinâmicos

Volume de cada batelada do WCFV1 (L)	Volume de cada batelada do WCFV2 (L)	TAH planejada para cada WCFV ($L.m^{-2}.dia^{-1}$)	TAH real do WCFV1 ($L.m^{-2}.dia^{-1}$)	TAH real do WCFV2 ($L.m^{-2}.dia^{-1}$)
7,5	8,8			
7,61	8,5	210,52	180,35	220,17
5,45	7,8			

A diferença de volume de cada batelada do WCFV1 e WCFV2 pode estar associada ao desnivelamento do terreno, que mesmo utilizando o paletes como suporte para os wetlands, ainda ocorreu uma diferença de altura que promoveu uma maior alimentação no WCFV2.

A partir do dia 21/08/2017 cada WCFV foi alimentado com uma TAH menor, igual a $52,62 L.m^{-2}.dia^{-1}$ e uma carga orgânica média de $15,21 g DQO.m^{-2}.dia^{-1}$, a fim de avaliar a resposta do sistema.

A determinação da vazão do afluente foi realizada por meio da mensuração da variação do nível verificada pelo visor de nível instalado no reservatório (Figura 21) e registro do tempo com cronômetro. Já para o efluente dos wetlands construídos foi realizado um hidrograma de vazão. Essa avaliação é essencial para representar a variação da vazão ao longo do tempo de drenagem, após o recebimento de uma batelada; a medição será através de aferição manual (cronômetro, régua e balde).

Figura 21 - Visor de nível



Fonte: A autora (2017)

De acordo com Kadlec e Wallace (2009) para dimensionar o tempo de detenção hidráulico teórico (Equação 6) em wetlands construídos, o volume do substrato utilizado deve ser multiplicado pela sua porosidade e dividido pela vazão do efluente, conforme Metcalf e Eddy (2003).

$$TDH = \frac{LW\alpha d}{Q} \quad \text{Eq. 6}$$

Onde:

TDH = tempo de detenção hidráulica (d)

L = comprimento da wetland (m)

W = largura da wetland (m)

Q = vazão do afluente (m^3/d)

α = porosidade do substrato (-)

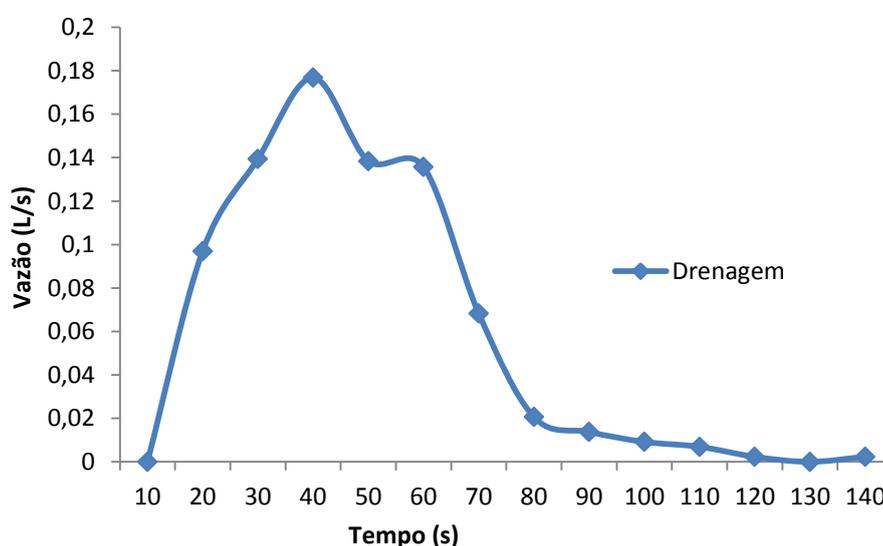
d = profundidade da wetland (m)

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Condições de drenagem

O ensaio de drenagem realizada no WCFV com água no dia 19/05/17 é mostrado na Figura 22, onde é possível verificar a variação da vazão a longo do tempo, após uma batelada de 8 L. O tempo inicial ($t = 10$) se refere ao momento que se inicia a saída da água.

Figura 22 - Hidrograma de vazão do efluente do WCFV



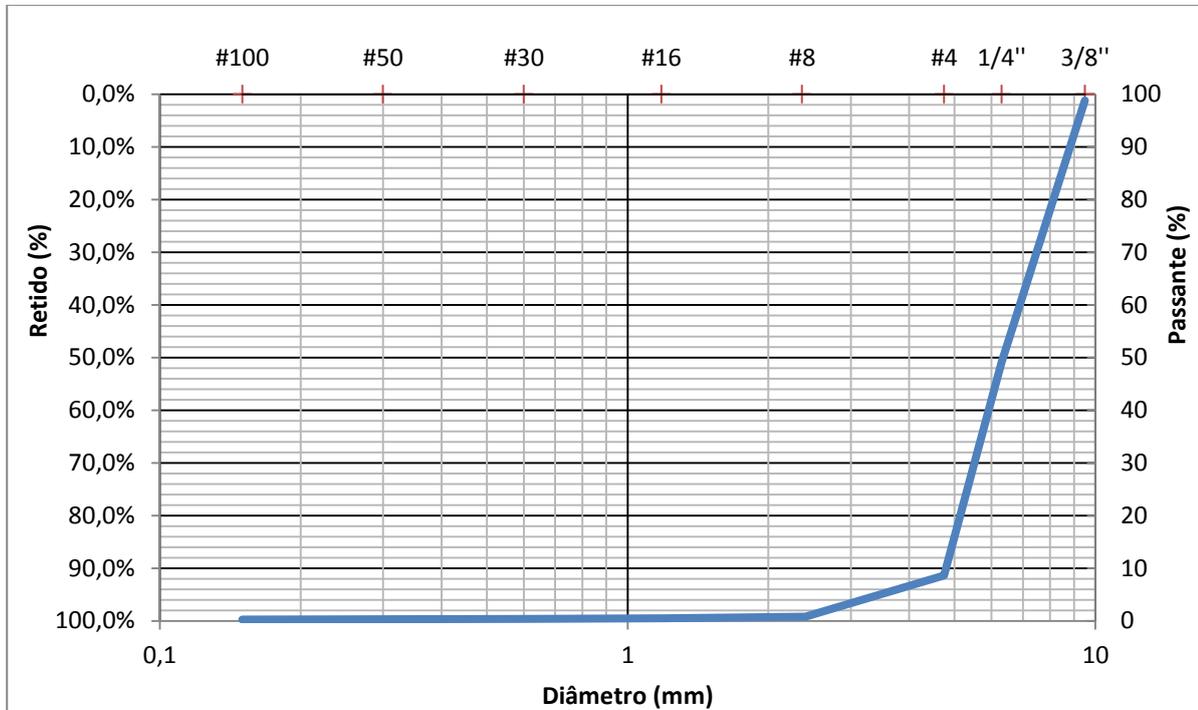
A vazão máxima registrada foi de 0,1768 L/s que ocorreu cerca de 40 segundos após o início da aplicação de uma batelada.

5.2 Substrato

Os coeficientes obtidos a partir da curva granulométrica (Figura 23) foram: $d_{10} = 4,75$ mm; $d_{30} = 4,75$ mm; $d_{60} = 6,3$ mm; coeficiente de uniformidade (U) = 1,33; coeficiente de curvatura (CC) = 0,75. Esses valores são considerados aceitáveis para utilização em WC, na literatura as recomendações são dos seguintes valores: coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades e o diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm (BUCKSTEEG, 1990; CONLEY *et al.*, 1991; COOPER *et al.*, 1996; PLATZER, 1999; ARIAS; DEL BUBBA; BRIX, 2001 *apud*

PHILIPPI e SEZERINO, 2004, p.52). O valor encontrado da porosidade do meio suporte foi de 0,4303.

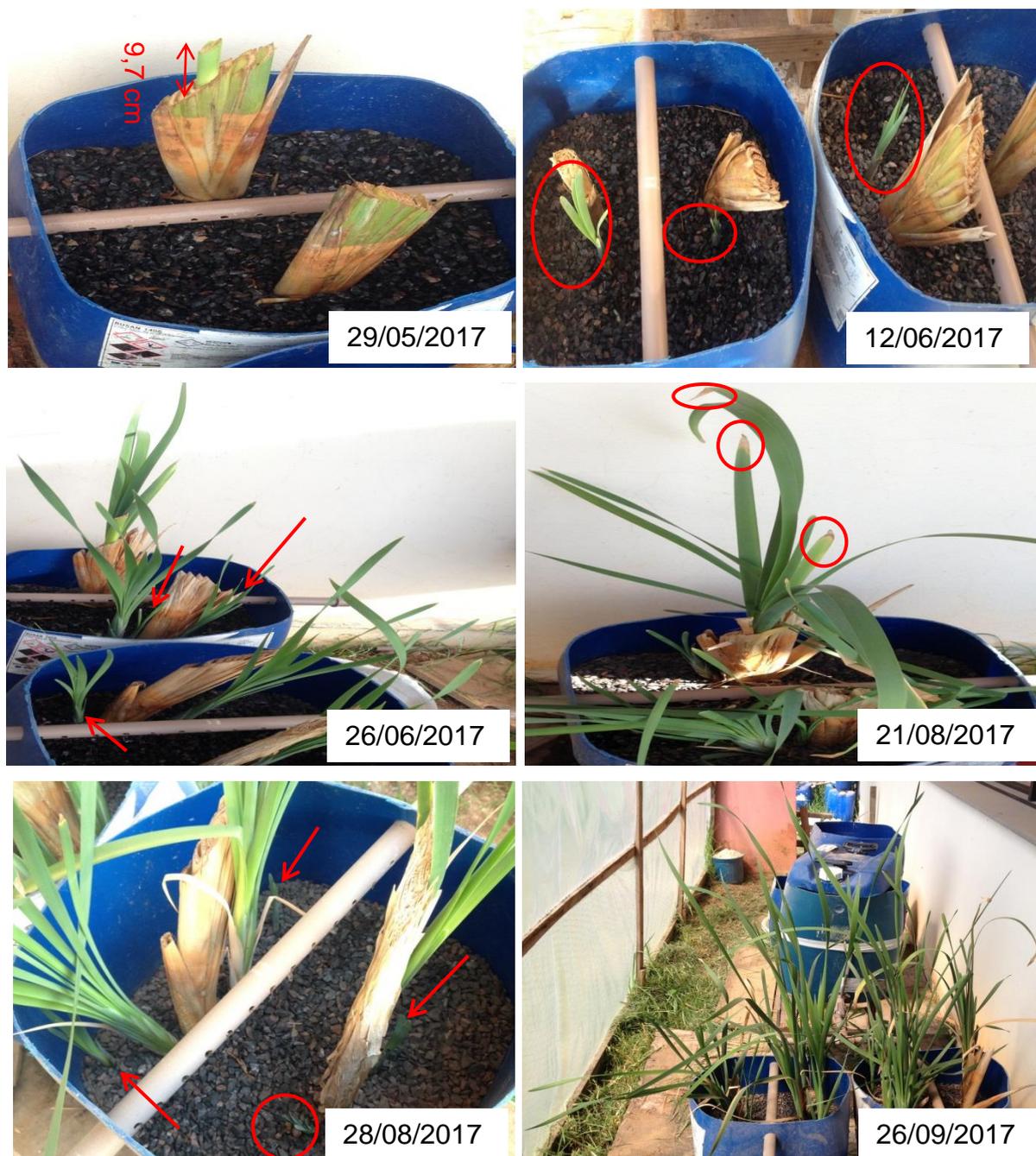
Figura 23 - Curva granulométrica da brita nº 0



5.3 Desenvolvimento da macrófita

A partir da segunda semana do transplântio (29/05/2017), foi possível observar o desenvolvimento da planta no WCFV1, através do surgimento de uma haste com altura de 9,7 cm. Após 21 dias iniciou o aparecimento de alguns brotos (12/06/2017). Durante o inverno, foi constatado que as pontas dos hastes da *Typha* estavam secas, isso deve ter ocorrido pelo fato das baixas temperaturas. No período do monitoramento não foi necessário fazer a manutenção dos WCFV, como limpeza nos orifícios da tubulação de distribuição do efluente e também não apresentou nenhuma planta invasora. Assim, a macrófita *Typha domingensis* apresentou uma boa adaptação e desenvolvimento nos wetlands (Figura 24).

Figura 24 - Desenvolvimento *Typha domingensis* no WCFV



Fonte: A autora (2017)

5.4 Teor de umidade da biomassa

Neste ensaio foram coletadas 155,37 g de biomassa procedente do WCFV1 e 159,07 g procedente do WCFV2. Após 54 horas de secagem na estufa atingiu-se uma massa seca constante de 23,97 g e 26,49 g, respectivamente para o WCFV1 e WCFV2. Assim, a umidade média da biomassa é cerca de 84% (base úmida).

5.5 Tempo de Detenção Hidráulico

O tempo de detenção hidráulica (TDH) calculado foi igual a 54,67 s e 115,10 s para as TAH de 421,04 L.m⁻².dia⁻¹ e 52,62 L.m⁻².dia⁻¹, respectivamente. Na Tabela 5, estão apresentados os valores do volume aplicado para cada batelada e a vazão para fins de obtenção do TDH.

$$TDH = (V \times \text{porosidade})/Q \rightarrow (0,0535 \text{ m}^3 \times 0,4303) / Q (\text{m}^3/\text{s})$$

Tabela 5 - Tempo de detenção hidráulico teórico

Vol. Aplicado (L)	Q (m³/s)	TDH (s)
16	0,016/38	54,67 s
2	0,002/10	115,10 s

O cálculo apresentado acima refere-se ao TDH teórico, o mesmo não representa o tempo de detenção hidráulica real, pois a porosidade do meio diminui com o passar do tempo (PAOLI, 2010).

5.6 Caracterização físico-química

Os resultados apresentados referem-se a quatro meses de monitoramento (maio/2017 a setembro/2017). Na Tabela 6 são apresentados os resultados das análises dos parâmetros físico-químicos, expressos pela média, desvio padrão (DP) e os valores mínimo e máximo, determinado para as correntes afluentes (efluente da lagoa de maturação) e efluentes aos WCFV. Os dados do monitoramento são apresentados no apêndice A.

O efluente gerado no frigorífico demonstrou variações qualitativas ao longo do período de estudo, esse fato ocorreu devido a alterações realizadas na configuração das lagoas de estabilização. Deste modo, os wetlands receberam uma carga orgânica variável no período da realização dos experimentos.

Tabela 6 - Valores médios, mínimos e máximos e desvios-padrão (DP) obtidos em análises dos efluentes da lagoa de maturação, do WCFV1 e WCFV2 (maio/2017 a setembro/2017).

Parâmetros	Efluente bruto			WCFV1			WCFV2		
	Média ± DP	Mín	Máx	Média ± DP	Mín	Máx	Média ± DP	Mín	Máx
Temperatura (° C)	17,0 ± 3,2	11	21	17,0 ± 3,2	11	21	17,1 ± 3,1	11	21
pH	8,1 ± 0,2	7,6	8,4	8,0 ± 0,3	7,4	8,3	7,9 ± 0,4	7,2	8,4
Turbidez (NTU)	125,5 ± 55,2	63,3	202,6	107,3 ± 61,7	39	198,6	103,9 ± 65,1	31	195
CE (µS/cm)	2,6 ± 0,4	2	3,1	2,6 ± 0,3	2	3,1	2,5 ± 0,4	2	3,1
DQO (mg.L ⁻¹)	395 ± 129,9	180	555	355,8 ± 135,4	105	550	338,0 ± 146,8	110	560
DBO (mg.L ⁻¹)	340,5 ± 89,7	209,3	487	328,9 ± 98,2	170,8	435,7	330,7 ± 67,3	213,6	401,5
ST (mg.L ⁻¹)	2232,9 ± 2748,9	476,6	9872,6	1899,5 ± 499,1	1089	2484	1827,9 ± 394,9	1210	2366

5.6.1 Temperatura e pH

Nas Figuras 25 e 26 estão apresentados os valores de temperatura do efluente bruto e efluente dos WCFV referentes a um total de 7 amostras para a TAH de 421,04 L.m⁻².dia⁻¹ e 6 amostras para a TAH de 52,62 L.m⁻².dia⁻¹. Verifica-se que a temperatura não sofreu nenhuma alteração, isso pode estar associado ao baixo tempo de detenção hidráulico nos WCFV.

Segundo Kickuth (1984), a eficiência de purificação de uma planta de tratamento de zona de raiz diminui em aproximadamente 20% durante o inverno. As temperaturas ótimas para as atividades biológicas estão entre 25 °C a 35 °C (METCALF e EDDY, 2003).

Figura 25 - Comportamento da temperatura do efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de 421,04 L.m⁻².dia⁻¹.

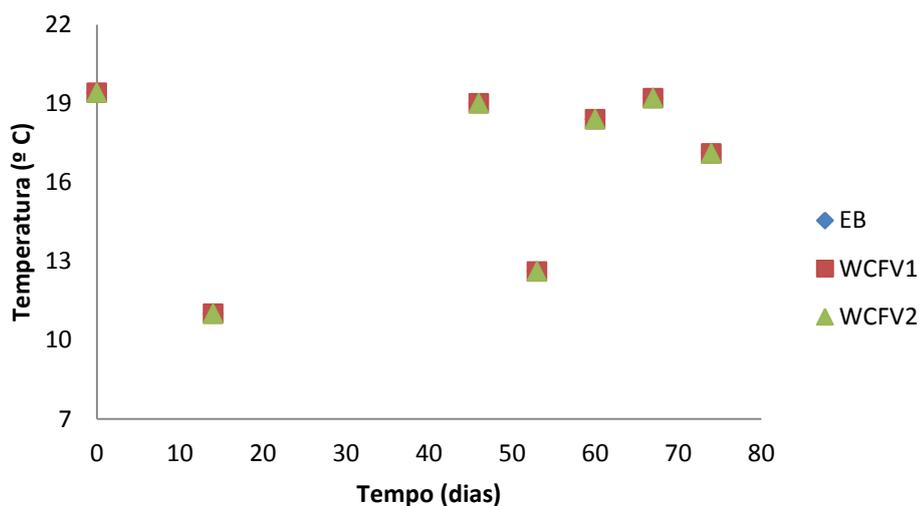
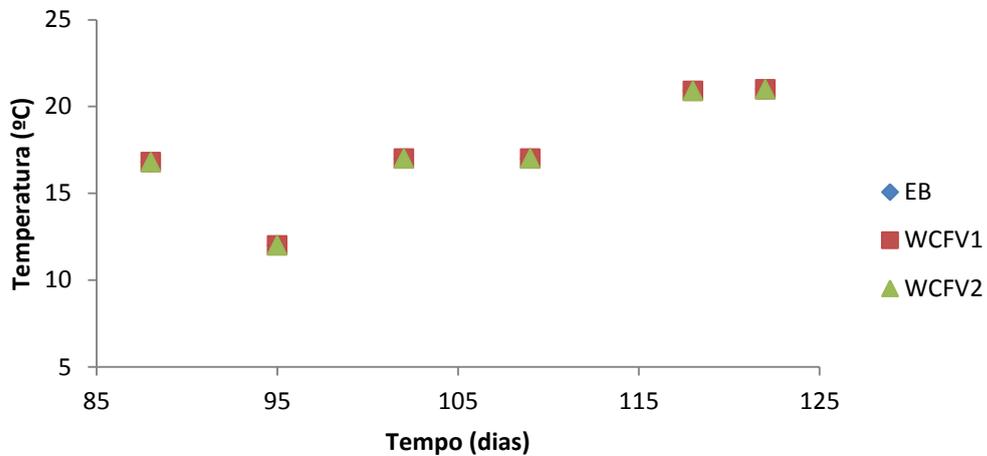


Figura 26 – Comportamento da temperatura do efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.



Nas Figuras 27 e 28 são apresentados os valores de pH para as diferentes taxas de aplicação hidráulica. Para ambas as TAH, o pH tanto dos WCFV quanto do efluente bruto, apresentou valores ideais para o tratamento da atividade biológica, que está entre a faixa de 6,5 a 9 (METCALF e EDDY, 2003).

Comparandos os dados, verificou-se que os efluentes das Wetlands operando com TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ apresentaram em média um pH mais básico.

Figura 27 - Variação do pH no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

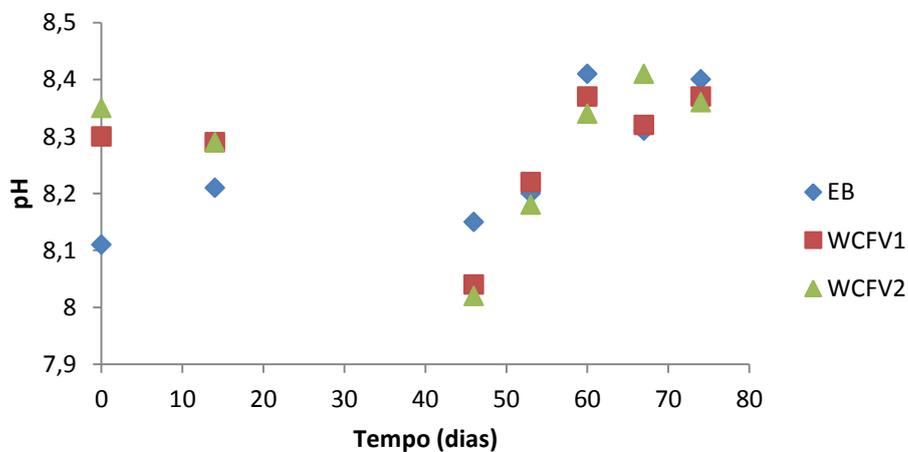
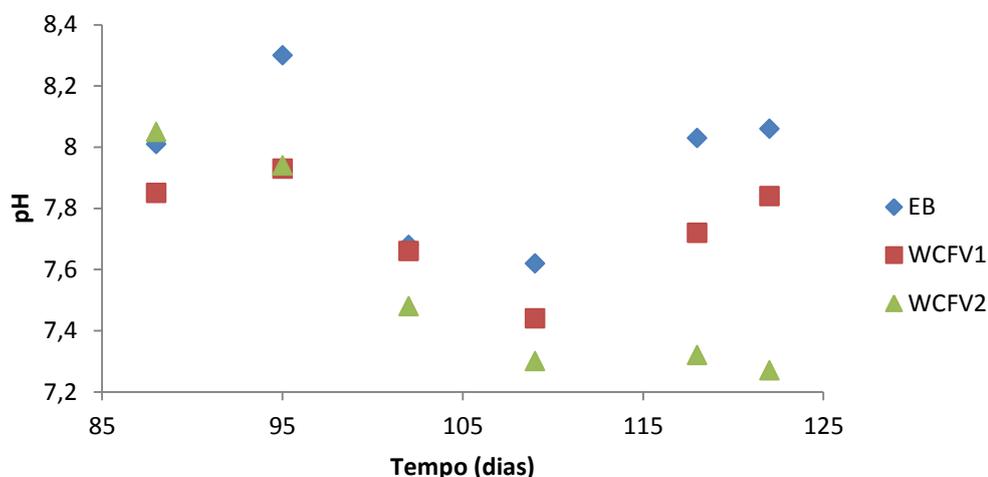


Figura 28 - Variação do pH no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.



5.6.2 CE e Turbidez

Quanto a condutividade elétrica, observa-se que o efluente bruto apresentou concentração média de $2,97 \mu\text{s/cm}$ e $2,29 \mu\text{s/cm}$, respectivamente para TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, para o WCFV1 obteve-se concentração média de $2,92 \mu\text{s/cm}$ e $2,26 \mu\text{s/cm}$ ($421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$) e para o WCFV2, apresentou concentração média de $2,97 \mu\text{s/cm}$ e $2,19 \mu\text{s/cm}$, respectivamente para taxa de aplicação hidráulica de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Portanto, tanto o efluente bruto quanto os WCFV estão situados em faixas semelhantes (Figura 29 e 30), porém nos wetlands ainda apresentam valores inferiores, indicando que a macrófita possui capacidade de absorver íons, considerando a faixa avaliada.

Figura 29 - Variação da CE no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

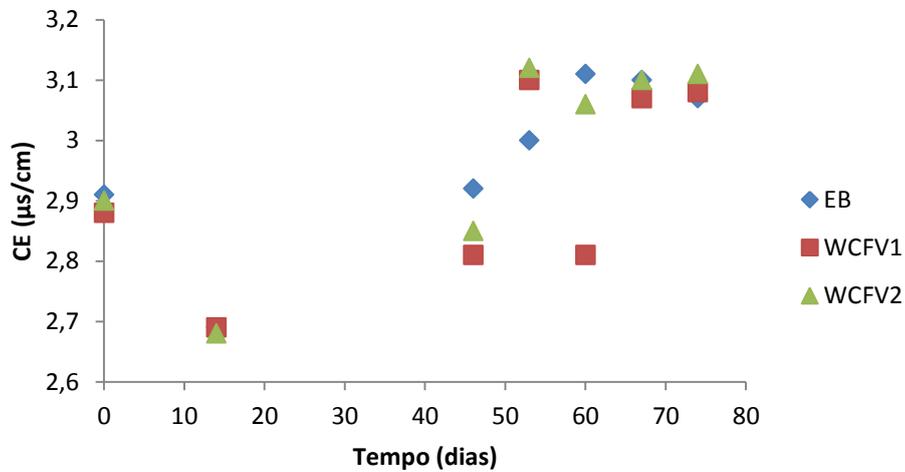
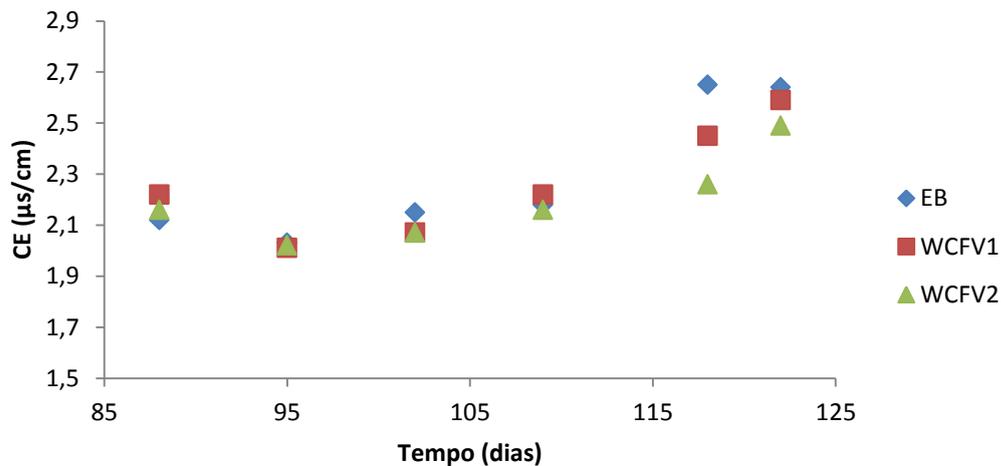


Figura 30 - Variação da CE no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.



Destaca-se na Figura 31, que utilizando uma taxa de aplicação hidráulica de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ foi possível obter uma remoção média na turbidez de 9% para o WCFV1 e 6% para o WCFV2. Para a TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ (Figura 32) verificou-se uma remoção de 23% e 40%, respectivamente para o WCFV1 e WCFV2. Segundo a Resolução do Conama nº 357/2005, o lançamento do efluente em corpos d'água de classe 2, deve apresentar um valor de turbidez de até 100 UNT. Portanto, o tratamento com WCFV a uma TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ alcançou a remoção recomendada por esta resolução, ou seja, o efluente apresentou uma turbidez inferior ao limite estabelecido.

Figura 31 - Variação da turbidez no efluente bruto e dos efluentes dos WCFV a TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

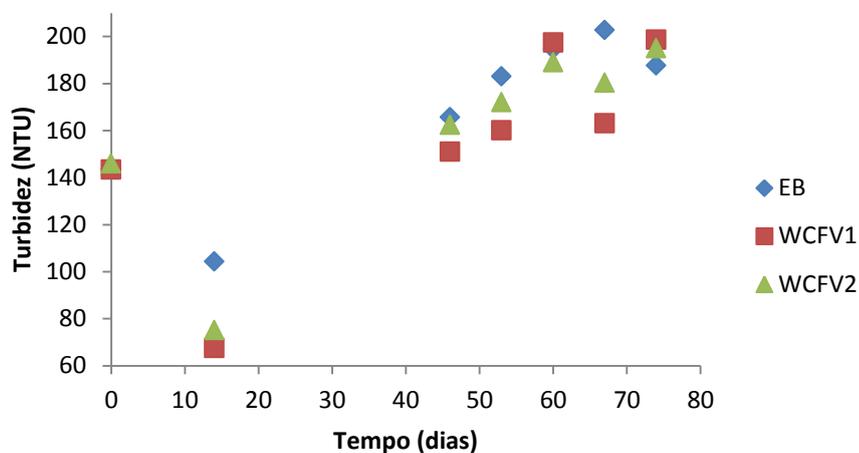
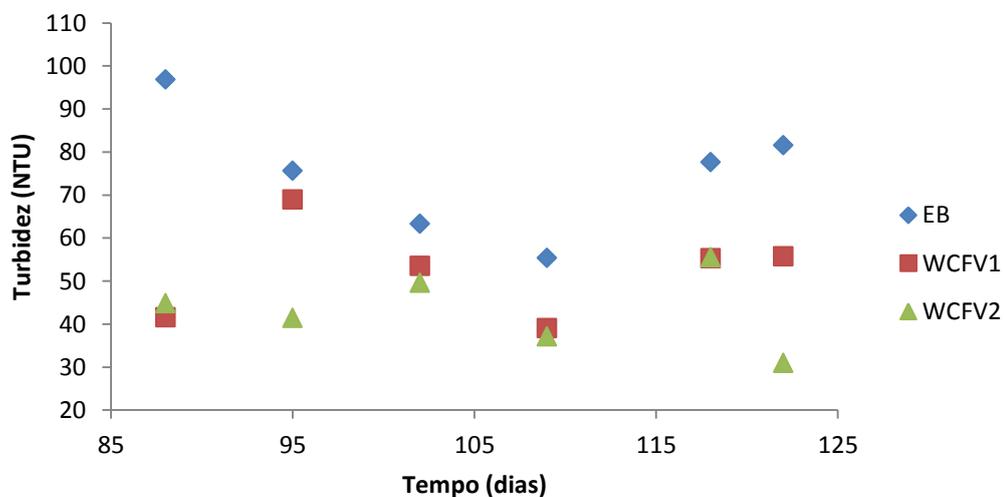


Figura 32 - Variação da turbidez no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

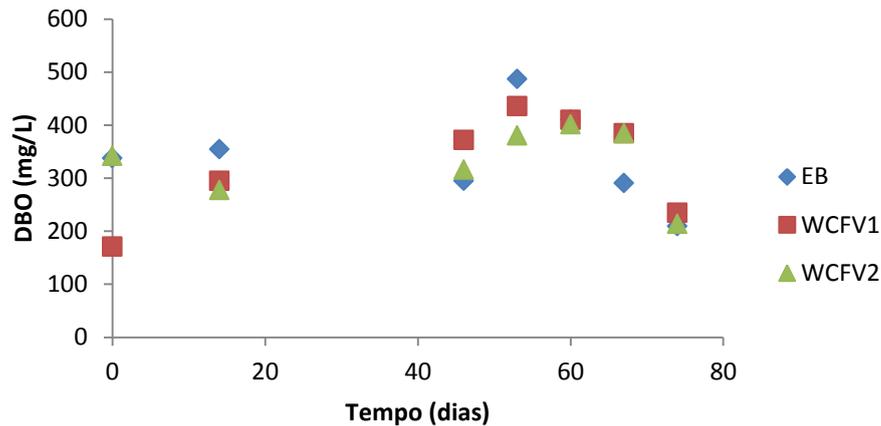


5.6.3 Matéria orgânica carbonácea e sólidos totais

Nas Figuras 33 a 35, são apresentados os valores da remoção de matéria orgânica carbonácea em termos de DBO e DQO. Durante o período de estudo a concentração média de DBO do efluente bruto foi de $340,54 \text{ mg.L}^{-1}$, no efluente do WCFV1 foi de $328,94 \text{ mg.L}^{-1}$ e para o WCFV2 foi de $330,77 \text{ mg.L}^{-1}$. A baixa

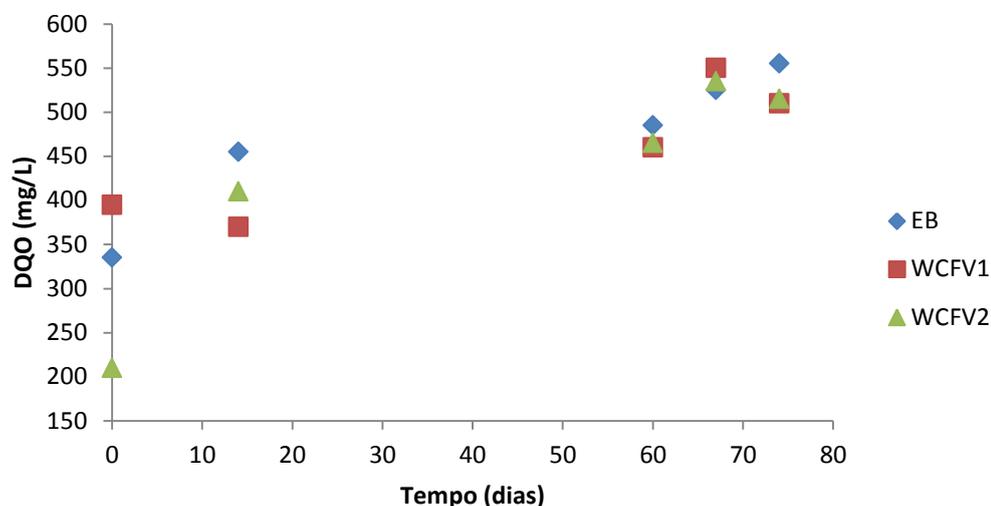
eficiência obtida podem estar relacionada ao pequeno tempo de operação, a cobertura escassa de vegetação durante o tempo que foi realizado as análises, e outro fator pode está relacionado ao baixo TDH (Figura 33).

Figura 33 - Variação da DBO no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.



Em relação a DQO, a concentração média do afluente aos wetlands foi de $483,33 \text{ mg.L}^{-1}$, para o efluente do WCFV1 foi $411,25 \text{ mg.L}^{-1}$, apresentando uma remoção média de 3% e no WCFV2 de $403,75 \text{ mg.L}^{-1}$ uma eficiência de 8%, a diferença entre as duas unidades pode está relacionada ao fato do WCFV2 possuir mais taboas que o WCFV1. Na Figura 34, é indicado os valores de DQO para o efluente bruto e os efluentes do WCFV, sob um total de 6 amostragens para a TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

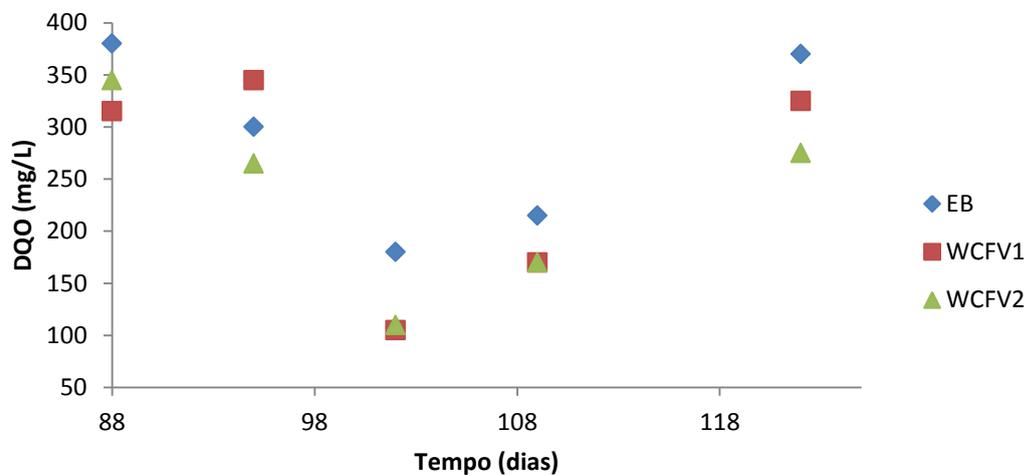
Figura 34 - Variação da DQO no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de 421,04 L.m⁻².dia⁻¹.



A baixa eficiência de remoção da DQO pode ser referente a alta carga orgânica (203,50 g.m⁻².dia), a pequena área dos WC e também devido ao baixo tempo de detenção hidráulica do efluente no sistema, que é proporcionado pela alta vazão e pela não retirada do lodo de fundo. Em geral, aplicações de altas taxas hidráulicas correspondem a uma redução no tempo de contato entre os micro-organismos e o afluente, assim ocorrendo o desprendimento do biofilme e reduzindo o oxigênio disponível, conseqüentemente, diminuindo a eficiência de remoção dos poluentes (TREIN, 2015).

Com a redução da TAH para 52,62 L.m⁻².dia⁻¹ (ambos os WCFV), obteve-se uma melhoria no sistema, que foi submetido a carregamentos de 15,21 g DQO.m⁻².dia⁻¹, promoveu a eficiência média de remoção igual a 15% para WCFV1 e 21% para WCFV2 (Figura 35).

Figura 35 - Variação da DQO no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.



Na Figura 36, são apresentados os valores encontrados para os sólidos totais (ST), para um total de 5 amostragens para a TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e 6 amostragens para a TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$. Identificou-se um aumento de ST no efluente dos WCFV em relação ao efluente bruto, essa alta concentração pode estar associada ao desprendimento da biomassa que fica aderida no substrato.

Figura 36 - Variação dos sólidos totais (ST) no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.

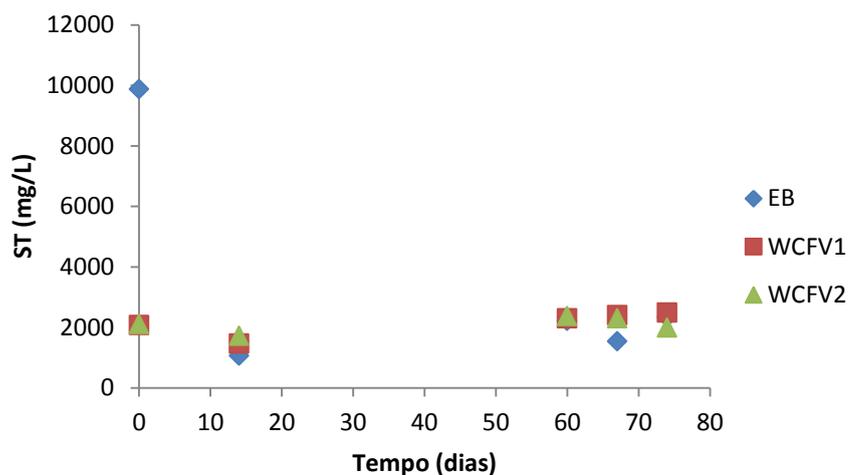
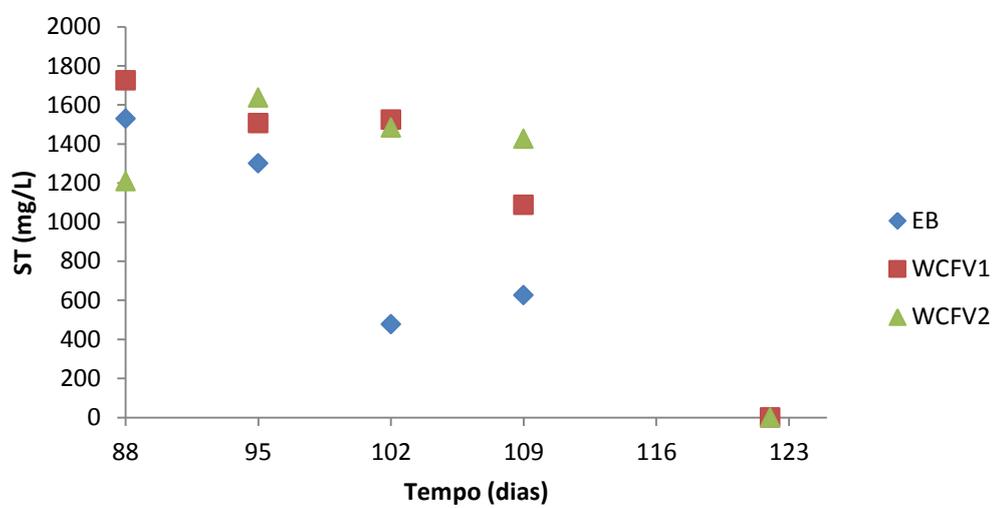


Figura 37 - Variação dos sólidos totais (ST) no efluente bruto e nas unidades de tratamento para uma TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$.



6 CONCLUSÕES

Com base no monitoramento físico-químico do sistema de tratamento composto pelos wetlands construídos de fluxo vertical em escala de bancada, utilizando brita nº 0, plantado com *Typha domingensis* Pers., pelo período de quatro meses de operação, pode-se concluir que:

- Com a TAH de $421,04 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ o WCFV1 promoveu a remoção igual a 3% e 9%, enquanto que o WCFV2 foi de 8% e 6% para DQO e turbidez, respectivamente.

- Utilizando a TAH de $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ o WCFV1 obteve a remoção de 15% e 23%, já para o WCFV2 foi de 21% e 40% para DQO e turbidez, respectivamente.

- O WCFV2 mostrou melhor desempenho comparado ao WCFV1, em termos de qualidade do efluente tratado, fato este pode ter ocorrido pelo maior desenvolvimento das macrófitas.

- Os valores de turbidez e pH estão de acordo com a legislação para o lançamento dos efluentes nos corpos receptores de classe 2.

- A temperatura não variou do afluente e efluente aos WCFV, porém em baixas temperaturas a *Typha* mostrou-se com folhagem seca.

- Os valores de pH estava dentro dos ideais para o tratamento da atividade biológica.

- Nenhuma das duas taxas de aplicação hidráulica utilizadas no experimento promoveu a remoção de sólidos totais.

- A estrutura física proporcionada pelos sistemas não apresentou tempo de detenção hidráulico suficiente para permitir uma alta eficiência de remoção dos poluentes, portanto deve-se adotar a experimentos futuros uma área maior.

7 RECOMENDAÇÕES

Mediante ao estudo desenvolvido e nos resultados obtidos durante a operação dos wetlands construídos de fluxo vertical, recomenda-se:

- Manter o monitoramento físico-químico semanal com uma TAH menor que $52,62 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ a longo prazo.
- Realizar análises de nutrientes (N e P) e bacteriológico.
- Quantificação do volume de raízes.
- Utilizar área maior para construção dos WCFV, a fim de verificar a eficiência da remoção da matéria orgânica carbonácea e sólidos totais.

REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7181-84**. Solo: Análise Granulométrica, Rio de Janeiro, 1984.

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

ARIAS, C. A.; DEL BUBBA, M.; BRIX, H. Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds. **WaterResearch**, v. 35, n. 5, p.1159-1168, Abril, 2001.

ARRUDA, V. C. M. **Tratamento Anaeróbio De Efluentes Gerados Em Matadouros De Bovinos**. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco. Pós-Graduação em Engenharia Civil. Pernambuco, 148 p. 2004.

BENTO, A.P. **Caracterização da microfauna no sistema insular de tratamento de esgotos de Florianópolis/SC: um instrumento de controle operacional e avaliação da eficiência do processo**. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina. 131p. 2000.

BRAILE, P. M; CAVALCANTI, J. E. W. A. **Manual de tratamento de águas residuárias**. São Paulo: CETESB, 1993.

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

BRIX, H. **Treatment of Wastewater in the Rhizosphere of Wetland Plants - The Root-Zone Method**. *Water. Science and Technology*. Vol. 19. p.107-118. 1987.

CALIJURI, Maria do Carmo; CUNHA, Davi Gasparini Fernandes. **Engenharia Ambiental: Conceitos, Tecnologia e Gestão: Tratamento de Águas Residuárias Industriais**. Rio de Janeiro: Elsevier, 2013. 789 p.

CALLELY, A.G; FORSTER, C.F; STAFFORD, D.A. **Treatment of industrial effluents**. Hodder & Stoughton. Great Britain. 1977. 378 p.

CAPUTO, H.P. **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos**. 6ª ed., v. I. Rio de Janeiro: LTC Editora. 233 p. 1996.

CETESB. **Determinação de Oxigênio Dissolvido em Águas - Método de Winkler modificado pela azida sódica: método de ensaio**. L5.169. São Paulo, 9 p. 1978.

CETESB. **Guia técnico ambiental de frigoríficos industrialização de carnes (bovina e suína) – Série P+L**. São Paulo, 85 p. 2006.

CONAMA – CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução n. 430**, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brasília, 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>. Acesso em: 20.mai.2017

CONLEY, L.M., DICK, R.I., LIOW, L.W. **An assessment of the root zone method of wastewater treatment**. Research Journal of the WPCF, v.63, n.3, pp. 239-247. 1991.

CONTE, M.L.; LEOPOLDO, P.R.; ZUCCARI, M.L. e DAMASCENO, S. **Tratamento de águas servidas no meio rural através de processos fito-pedológico: resultados preliminares**. In Anais do XXI Congresso Brasileiro de Engenharia Agrícola, Anais. Santa Maria, RS.pp. 1018-1029. 1992.

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

COOPER, P. F.; JOB, G.D.; GREEN, M.B.; SHUTES, R.B.E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Swindon: WRc plc. p.184, 1996.

DOMINGOS, S.S. **Vertical flow constructed wetlands for the treatment of inorganic industrial wastewater**. 2011. Thesis (PhD in Environmental Engineering) – Murdoch University. Australia. 2011.

ESTEVES, F.A. **Fundamentos de Limnologia**. 2ªed. Editora Interciencia. Rio de Janeiro, 1998.

FIESP/CIESP. **Conservação e Reúso de Água – Manual de orientações para o setor industrial**. São Paulo, v. 1, 2004.

FINLAYSON, M., CHICK, A., OERTZEN, I. V., MITCHEL, D. Treatment of piggery effluent by an aquatic plant filter. **Biological Wastes**, v. 19, n. 3, pp. 179-196. 1987.

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

GARCEZ, L. N. **Manual de procedimentos e técnicas laboratoriais voltado para análises de águas e esgotos sanitário e industrial**. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.

GOOGLE, Google Earth. Version 7.1.8.30.36. Caçapava do Sul, Rio Grande do Sul. Disponível em: goo.gl/uLLJ3A. Acesso em: 25.mar.2017.

HAMMER, Donald A. (ed). **Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural**. Chelsea, Michigan: Lewis publishers, INC, 831 p. 1989.

HILL, V. R., SOBSEY, M.D. **Pathogens reductions in constructed wetlands treating swine wastewater**. In: 7th International Conference on Wetland Systems for

Water Pollution Control. Proceedings. Lake Buena Vista, FL: University of Florida/IWA. Pp. 511-517. 2000.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Estatística da Produção Pecuária.** Brasil, 78 p. 2017. Disponível em: ftp://ftp.ibge.gov.br/Producao_Pecuaria/Fasciculo_Indicadores_IBGE/abate-leite-couro-ovos_201604caderno.pdf>. Acesso em: 31 mar.2017.

IWA. Internation Water Association. Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical Report No.8. London, England: IWA Publishing. 156p. 2000.

KADLEC, R.H.; KNIGHT, R.L. **Treatment Wetlands.** Florida: Lewis Publishers. p. 893, 1996.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands.** 2nd Ed. Boca Raton: CRC Press, 2009. 366p.

KICKUTH, R. **Das Wurzelraumverfahren in der Praxis.** Landschaft + Stadt, 16, 145-153. 1984.

LANGERGRABER, Günter; HABERL, Raimund; LABER, Johannes; PRESSL, Alexander. **Evaluation of substrate clogging process in vertical flow constructed wetlands.** Wat. Sci. Tech., v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

LONG, R. W.; LAKELA, O. **A flora of tropical florida.** Banyen Books, Miami-FL,1976.

MATOS, A. T. **Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais.** Departamento de Engenharia Agrícola e Ambiental / UFV. Fundação Estadual do Meio Ambiente. 2005.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering treatment, disposal and reuse.**

4th ed. Boston: McGraw-Hill (McGraw-Hill series in civil and environmental engineering). 1819 p. 2003.

MOSHIRI, G.A. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers. 632 p. 1993.

NUVOLARI, A. **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. Edgard Blucher: São Paulo, 2003.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da Nitrificação e Desnitrificação de Esgoto Doméstico Empregando Filtros Plantados com Macrófitas (Wetlands) de Fluxos Vertical e Horizontal – Sistemas Híbridos**. 2008. Dissertação (Mestrado) em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis 2008. 113p.

OOPKAUP, K., TRUU, M., NÕLVAK, H., LIGI, T., PREEM, J-K., MANDER, Ü, TRUU, J. Dynamics of Bacterial Community Abundance and Structure in Horizontal Subsurface Flow Wetland Mesocosms Treating Municipal Wastewater. **Water**, v. 8, p. 457, 2016.

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

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Embrapa Florestas, 2011. 69p.

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

PELISSARI, C.; GUIVERNAU, M.; VIÑAS, M.; SOUZA, S. S.; GARCÍA, J.; SEZERINO, P. H.; ÁVILA, C. Unraveling the active microbial populations involved in nitrogen utilization in a vertical subsurface flow constructed wetland treating urban wastewater. **Science of the Total Environment** , v. 584-85, p. 642-650, 2017.

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. Florianópolis/SC. p. 144, 2004.

PIVELI, R.P.; KATO, M.T. **Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos**. São Paulo: ABES, 2006.

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

PLATZER, C. **Development of Reed Bed Systems – A European Perspective**. Proceedings of the IWA 7th International Conference on *Wetland* Systems for Water Pollution Control Lake Buena Vista, Florida-USA, 2000.

PREVEDELO, C.L. **Física do solo com problemas resolvidos**. Curitiba: SAEFS. 446 p. 1996

QGIS, SHERMAN GE, SUTTON T, BLAZEK R, HOLL S, DASSAU O, MORELY B, MITCHELL T AND LUTHMAN L. 2011. Quantum GIS User Guide - Version 2.18.5 Las Palmas de G.C. Disponível em: goo.gl/NakCb. Acesso em: 25.mar.2017.

REITZ, R. Tifáceas: **Flora ilustrada catarinense**. Herbário Barbosa Rodrigues. Itajaí/SC. 1984. 14 p.

RIGO, E. **Aplicação de lipases como auxiliar no pré-tratamento de efluentes de frigoríficos de suínos e bovinos**. 2004. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Alimentos) – Departamento de Ciências Agrárias, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, Erechim, 2004.

ROSTON, D. M.; MANSOR, M.T. Tratamento de esgoto por sistema de leitos cultivados de vazão sub-superficial: avaliação da remoção de nitrogênio. In: 20º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD Room - Anais. Rio de Janeiro, RJ: ABES. pp. 519-524. 1999.

SALATI JR., E.; SALATI, E.; SALATI, E. **Wetlands projects developed in Brazil.** Water Science and Technology, v. 40, n. 3, p. 19-25. 1999.

SANT'ANNA JR., G.L. **Tratamento biológico de efluentes: fundamentos e aplicações.** Editora Interciência, 2 ed. 2010. 400p.

SENAI. Serviço Nacional da Indústria. Porto Alegre. **Princípios básicos de produção mais limpa em Matadouros e Frigoríficos.** Série manuais de produção mais limpa. Porto Alegre, 59 p. 2003.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais.** Eng Sanit Ambient. V.20, n. 1, p. 151-158, 2015.

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

SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L.S. **Tratamento de esgotos utilizando o potencial solo-planta.** In: XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitaria y Ambiental. CD Room – anais. Lima, Peru: AIDIS. 9p. 1998.

SEZERINO, P.H., REGINATTO, V., SANTOS, M.A., KAYSER, K., KUNST, S., PHILIPPI, L.S., SOARES, H.M. **Nutrient removal of pippery effluent using vertical constructed wetlands in southern Brazil.** Wat.Sci.Tech., v. 48, n.2, pp.129-135. 2003.

SCARASSATI, D.; CARVALHO, R.F.; DELGADO, V.L.; CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; TONSO, S.; SOBRINHO, G.D.; PELEGRINI, R. **Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos**. In III Fórum de Estudos Contábeis, [online], Claretianas, 2003. Disponível em: <http://www.ctec.ufal.br/professor/elca/TRATAMENTO%20DE%20EFLUENTES%20D E%20MATADOUROS%20E%20FRIGOR%C3%8DFICOS.pdf>. Acesso em: 04.jun. 2017.

SIEVERS, D.M. **Performance of four constructed wetlands treating anaerobic swine lagoon effluent**. Transactions of the American Society of Agricultural Engineers, v. 40, n. 3, pp. 769-775. 1997.

STEGEMAN, C. **Na raiz do problema**. Rev. Globo Rural, ano 10, n. 117, pp. 7-9. 1999.

STEVENSON, D. G. **Flow and filtration through granular media – the effect of grain size and particle size distribution**. Wat. Res., v. 31, n. 2, p. 310-322, Feb. 1997.

TILLEY, E.; LUTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRUGG, C. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. Eawag Dubendorf, 2 ed. p.158. 2008.

TREIN, C.M. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**. Dissertação (Mestrado) – Programa de pós-tratamento em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2015.

TRUU, M.; JUHANSON, J.;e TRUU, J. **Microbial biomass, activity and community composition in constructed wetlands**. Science of the Total Environment, v.407, n.13, p.3958-3971, 2009.

UNEP. United Nations Environment Programme & Danish Environmental Protection Agency. Danish Ministry of Environment and Energy. **Cleaner production assessment in meat processing**. Denmark, 83p. 2000.

VON SPERLING, M. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; v.1. 3ª Ed. Belo Horizonte: UFMG/DESA, 2005.

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

VYMAZAL, J. **Use of reed-bed systems for the treatment of concentrated waste from agriculture**. In: International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control. Proceeding. Cambridge, UK: IAWPRC. pp. 347-358. 1990.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands for wastewater treatment. **Ecological Engineering**. 25, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J. The use constructed wetlands with horizontal subsurface flow for various types of wastewater. **Ecological Engineering**, v. 35, p.1-17, 2009.

APÊNDICE A - Resultados do monitoramento físico-químico

Tabela A.1 - Resultados do monitoramento do esgoto bruto quanto aos parâmetros físico-químicos.

Amostra	Data	T (°C)	pH	CE (µs/cm)	Turbidez (NTU)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)
1	27/05/2017	19,4	8,11	2,91	143,33	337,49	335	9872,66
2	10/06/2017	11,0	8,21	2,69	104,33	354,58	*	1058,66
4	12/07/2017	19,0	8,15	2,92	165,67	294,77	455	*
5	19/07/2017	12,6	8,20	3,00	183,00	487,01	485	*
6	26/07/2017	18,4	8,41	3,11	194,67	410,11	525	2216,00
7	02/08/2017	19,2	8,31	3,10	202,67	290,50	555	1540,66
8	09/08/2017	17,1	8,40	3,07	187,67	209,33	545	2338,00
9	23/08/2017	16,8	8,01	2,12	96,90	*	380	1530,00
10	30/08/2017	12,0	8,30	2,03	75,66	*	300	1300,66
11	06/09/2017	17,0	7,68	2,15	63,33	*	180	476,66
12	13/09/2017	17,0	7,62	2,18	55,36	*	215	625,33
13	22/09/2017	20,9	8,03	2,65	77,66	*	*	*
14	26/09/2017	21,0	8,06	2,64	81,56	*	370	1371,00

Tabela A.2 - Resultados do monitoramento do efluente do *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) com brita 0, quanto aos parâmetros físico-químicos.

Amostra	Data	T (°C)	pH	CE (µs/cm)	Turbidez (NTU)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)
1	27/05/2017	19,4	8,30	2,88	143,33	170,88	395	2072,00
2	10/06/2017	11,0	8,29	2,69	67,56	294,77	*	1460,00
4	12/07/2017	19,0	8,04	2,81	151,00	371,66	370	*
5	19/07/2017	12,6	8,22	3,10	160,00	435,74	460	*
6	26/07/2017	18,4	8,37	2,81	197,33	410,11	550	2300,00
7	02/07/2017	19,2	8,32	3,07	163,00	384,48	510	2405,33
8	09/08/2017	17,1	8,37	3,08	198,66	234,96	480	2484,00
9	23/08/2017	16,8	7,85	2,22	41,6	*	315	1726,00
10	30/08/2017	12,0	7,93	2,01	68,93	*	345	1507,00
11	06/09/2017	17,0	7,66	2,07	53,53	*	105	1524,00
12	13/09/2017	17,0	7,44	2,22	39,06	*	170	1089,00
13	22/09/2017	20,9	7,72	2,45	55,3	*	*	*
14	26/09/2017	21,0	7,84	2,59	55,76	*	325	2428,00

Tabela A.3 - Resultados do monitoramento do efluente do *wetland* construído de fluxo vertical (WCFV) com brita 0, quanto aos parâmetros físico-químicos.

Amostra	Data	T (°C)	pH	CE (µs/cm)	Turbidez (NTU)	DBO _{5,20} (mg/L)	DQO (mg/L)	ST (mg/L)
1	27/05/2017	19,9	8,35	2,90	146,00	341,76	210	2107,33
2	10/06/2017	11,0	8,29	2,68	75,13	277,68	*	1720,00
4	12/07/2017	19,0	8,02	2,85	162,33	316,13	410	*
5	19/07/2017	12,6	8,18	3,12	172,00	380,21	465	*
6	26/07/2017	18,4	8,34	3,06	189,00	401,57	535	2366,00
7	02/08/2017	19,2	8,41	3,10	180,33	384,48	515	2299,33
8	09/08/2017	17,1	8,36	3,11	195,00	213,60	560	1988,66
9	23/08/2017	16,8	8,05	2,16	44,86	*	345	1210,00
10	30/08/2017	12,0	7,94	2,02	41,46	*	265	1637,33
11	06/09/2017	17,0	7,48	2,07	49,63	*	110	1483,33
12	13/09/2017	17,0	7,30	2,16	37,16	*	170	1426,00
13	22/09/2017	20,9	7,32	2,26	55,53	*	*	*
14	26/09/2017	21,0	7,27	2,49	31,00	*	275	2260,00