

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
DEPARTAMENTO ACADÊMICO DE CONSTRUÇÃO CIVIL
CURSO DE ENGENHARIA CIVIL

BRUNA MEIRA DE JESUS
VANESSA LEAL WINCKLER

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE *WETLANDS* CONSTRUÍDO NO
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO.**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

CURITIBA
2015

BRUNA MEIRA DE JESUS
VANESSA LEAL WINCKLER

**AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE *WETLANDS* CONSTRUÍDO NO
PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO.**

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina de Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso de Engenharia Civil do Departamento Acadêmico de Construção Civil – DACOC – da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito parcial para a obtenção do título de bacharel.

Orientador: Profa. Dra. Karina Querne de Carvalho Passig.

CURITIBA
2015

FOLHA DE APROVAÇÃO

AVALIAÇÃO DE UM SISTEMA DE *WETLANDS* CONSTRUÍDO NO PÓS-TRATAMENTO DE EFLUENTE DE FRIGORÍFICO.

Por

BRUNA MEIRA DE JESUS
VANESSA LEAL WINCKLER

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Civil, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, defendido e aprovado em 19 de fevereiro de 2015, pela seguinte banca de avaliação:

Prof. Orientador – Karina Querne de Carvalho Passig, Dra.
UTFPR

Prof. Cristiane Kreutz, Dra.
UTFPR

Prof. Fernando Hermes Passig, Dr.
UTFPR

Prof. Flavio Bentes Freire, Dr.
UTFPR

AGRADECIMENTOS

À Deus, sempre presente em nossas vidas.

Agradecemos aos nossos pais e irmãs, pelo carinho, atenção e principalmente pela compreensão nos momentos de ausência.

À nossa família, pelo carinho e confiança.

À professora Karina, pela paciência e por ter sido muito mais que uma orientadora, uma amiga, sempre disposta a ajudar, até nos momentos mais complicados.

À professora Janine Nicolosi Correa, pela ajuda com a estatística e pelo carinho.

Ao pessoal do laboratório, por ter nos orientado e pela paciência durante a fase de ensaios do nosso trabalho.

À banca examinadora, Prof. Dra. Cristiane Kreutz, Prof. Dr. Fernando Hermes Passig e Prof. Dr. Flavio Bentes Freire, por terem compartilhado suas experiências e conhecimento conosco.

Agradecemos ao Schorr e Wagner que sempre nos incentivaram para que conseguíssemos chegar ao final deste trabalho.

Aos amigos.

Aos engenheiros Antonieta Costa da Costa e Luiz Carlos Petelinkar, pelo grande apoio na obtenção do efluente.

Ao pessoal do frigorífico, pela paciência e compreensão em todas as coletas realizadas.

Ao Programa de Bolsas de Fomento às Ações de Graduação e Educação Profissional, edital 024/2014, pela bolsa de estudos concedida.

RESUMO

JESUS, B. M. de; WINCKLER, V. L. **Avaliação de um sistema de *wetlands* construído no pós-tratamento de efluente de frigorífico**. 2015. 90 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Civil) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2015.

A produção de suínos representa um importante segmento da indústria brasileira. Porém, o despejo dos efluentes líquidos gerados nos corpos receptores causa degradação da qualidade da água e afeta o equilíbrio ambiental, bem como, a saúde dos seres humanos. Desta forma, este trabalho teve por objetivo avaliar a eficiência de remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada de um sistema de *wetland* construído, de escoamento vertical, aplicado no pós-tratamento de efluente proveniente de frigorífico de suínos. Foram montados dois sistemas de *wetlands*, sendo um composto por filtro construído com 13 cm de areia grossa e 14 cm de brita de granulometria 1 e o outro plantado com mudas da macrófita *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite) sobre a camada de brita e areia. Os sistemas foram operados em batelada durante os meses de outubro a dezembro de 2014 para determinação dos parâmetros físico-químicos pH, temperatura do líquido, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo total. Com os resultados obtidos foi possível comparar a eficiência do sistema plantado com o sistema não plantado (filtro). Os ensaios foram realizados com coletas de amostras do efluente em intervalos de duas horas durante período de 8 h. Com os resultados da remoção de matéria orgânica em termos de DQO foram feitos ajustes cinéticos pelos modelos de 1ª e 2ª ordem para obtenção das constantes aparentes de consumo de matéria orgânica. Foi verificada maior eficiência média de remoção de DQO, nitrogênio amoniacal e fósforo no sistema plantado ($90\% \pm 11\%$, $86\% \pm 6\%$ e $86\% \pm 7\%$, respectivamente) em relação ao filtro ($81\% \pm 22\%$, $84\% \pm 9\%$ e $63\% \pm 43\%$, respectivamente). Porém, no filtro foi verificada maior produção de nitrato ($6,23 \pm 5,81 \text{ mg.L}^{-1}$) comparada àquela verificada no sistema plantado ($0,52 \pm 0,39 \text{ mg.L}^{-1}$). Para o nitrito, foi notada remoção no sistema plantado ($65\% \pm 26\%$) e produção no filtro ($266\% \pm 468\%$). O sistema plantado foi mais eficiente na remoção de fósforo ($86\% \pm 7\%$) do que o sistema filtro ($63\% \pm 43\%$). Os modelos cinéticos de 1ª e 2ª ordem para remoção de DQO apresentou ajuste inferior a outros trabalhos reportados na literatura ($R^2 < 0,6$) para os sistemas plantado e filtro. Em relação ao modelo de 1ª ordem, o coeficiente aparente de remoção de matéria orgânica em termos de DQO variou de 0,3730 a $1,8383 \text{ h}^{-1}$ para o filtro e de 0,7330 a $1,8383 \text{ h}^{-1}$ para o sistema plantado. Enquanto para o modelo de 2ª ordem este coeficiente variou de 0,0012 a $0,0397 \text{ h}^{-1}$ para o filtro e de 0,0036 a $0,0397 \text{ h}^{-1}$ para o sistema plantado.

Palavras chaves: macrófita, modelo cinético, *Zantedeschia aethiopic*.

ABSTRACT

JESUS, B. M. de; WINCKLER, V. L. **Evaluation of a wetlands system built in the post-treatment of effluent refrigerator.** 2015. 90 p. Completion of course work (Bachelor of Civil Engineering) – Federal Technological University of Paraná. Curitiba, 2015.

The production of swines is an important branch of the Brazilian industry. However, the discharge of generated effluents in the water bodies causes degradation of the water quality and affects the environmental equilibrium and the human health. Therefore, this work sought to evaluate the removal efficiency of carbonaceous, nitrogen and phosphorus matter of a constructed wetland system, vertical flow, applied in the post-treatment effluent from pig fridge. Two wetlands systems were set, being one build with 13 cm of coarse sand and 14 cm of graded gravel 1 and the other one planted with seedlings of *Zantedeschia aethiopica* macrophyte (calla lily) under the bed of sand and grit. The systems were operated in batch mode during the months of October to December of 2014 to determine the physical-chemical parameters pH, liquid temperature, COD, ammonia, nitrite, nitrate and total phosphorous. It was possible to compare the efficiency obtained by the systems based on the results of the cultivated and non-cultivated systems (filter). The assays were carried out with collection of the samples in intervals of 2 h during the period of 8 h. With the results of the removal of organic matter in terms of COD were made adjustments by kinetic models of 1st and 2nd order to obtain the apparent constant consumption of organic matter. Was found higher average removal efficiency of COD, ammonia nitrogen and phosphorus in the planted system ($90\% \pm 11\%$, $86\% \pm 6\%$ and $86\% \pm 7\%$, respectively) in relation to the filter ($81\% \pm 22\%$, $84\% \pm 9\%$ and $63\% \pm 43\%$, respectively). However, higher production of nitrate was observed in the filter ($6.23 \pm 5.81 \text{ mg.L}^{-1}$) compared to that noted in the cultivated system ($0,52 \pm 0,39 \text{ mg.L}^{-1}$). Removal of nitrite was verified in the cultivated system ($65\% \pm 26\%$) and production in the filter ($266 \pm 468\%$). The planting system was more efficient in removing phosphorus ($86\% \pm 7\%$) of the filter system ($63\% \pm 43\%$). The kinetic models of 1st and 2nd order for removal of COD presented adjustment less than other works reported in the literature ($R^2 < 0,6$) for planted and filter systems. Regarding the 1st order model, the apparent coefficient of removal of organic matter in terms of COD ranged from 0,3730 to 1,8383 h⁻¹ for the filter and 0,7330 to 1,8383 h⁻¹ for the system planted. As for the 2nd order model, this ratio ranged from .0012 to 0.0397 h⁻¹ for the filter and 0.0036 to 0.0397 h⁻¹ for planting system.

Keywords: macrophyte, kinetic model, *Zantedeschia aethiopic*.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – <i>Wetland</i> natural	18
Figura 2 – Desenho esquemático de um <i>wetland</i> de escoamento horizontal.....	22
Figura 3 – Desenho esquemático de <i>wetland</i> de escoamento vertical.....	23
Figura 4 – Desenho esquemático de <i>wetland</i> híbrido.....	24
Figura 5 – Classificação das macrófitas	27
Figura 6 – Corte esquemático do biofilme.	31
Figura 7 – Desenho esquemático das transformações do nitrogênio.....	35
Figura 8 – Vista aérea do local de instalação dos <i>wetlands</i>	43
Figura 9 – (a) Caixas de PVC; (b) Tubulação de drenagem.....	44
Figura 10 – Desenho esquemático da caixa W-01	44
Figura 11 – Corte transversal do tanque séptico	51
Figura 12 – Médias das bateladas nos sistemas plantado e filtro: a) pH; b) T; c) DQO; d) N-amoniacal; e) Nitrito; f) Nitrato; g) Fósforo.	64

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores ótimos para nitrificação	36
Tabela 2 – Características dos efluentes agroindustriais.....	41
Tabela 3 – Métodos de análise e referências utilizados na caracterização do meio filtrante	45
Tabela 4 – Limites granulométricos para o agregado miúdo	46
Tabela 5 – Limites granulométricos para o agregado graúdo	47
Tabela 6 – Métodos de análise e referência utilizadas para os ensaios físicos – químicos do efluente	52
Tabela 7 – Características das campanhas realizadas.....	53
Tabela 8 – Intervalos e níveis de confiança da Teoria dos Erros.....	56
Tabela 9 - Resultados da caracterização do meio filtrante	57
Tabela 10 – Resultados da caracterização do afluente usado como substrato na alimentação dos sistemas	59
Tabela 11 – Resultados da caracterização físico-química do efluente dos sistemas com filtro e plantado	61
Tabela 12 – Resultados obtidos com ajuste de modelos cinéticos para os perfis 2, 3 e 4.	68
Tabela 13 - Comparação estatística com nível de confiança de 95,45% entre o sistema com filtro e com planta para as campanhas 2, 3 e 4.....	71

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Possibilidades de aplicação dos <i>wetlands</i>	21
Quadro 2 – Vantagens e desvantagens dos <i>wetlands</i> de escoamento vertical e horizontal.....	23
Quadro 3 – Funções dos membros das macrófitas	28
Quadro 4 – Formas de nitrogênio.....	34

LISTA DE SIGLAS

Cias	Central de Inteligência de Aves e Suínos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
UASB	<i>Upflow Anaerobic Sludge Blanket</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UFSCAR	Universidade Federal de São Carlos
IWA	<i>International Water Association</i>
PROSAB	Programa de Pesquisas em Saneamento Básico
RIISPOA	Regulamento de Inspeção Industrial e Sanitária de Produtos de Origem Animal
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
ASTM	<i>American Society for Testing and Materials</i>

LISTA DE ABREVIATURAS

DQO	Demanda Química de Oxigênio
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
mg.L ⁻¹	Miligrama por litro
mm	Milímetro
m.s ⁻¹	Metro por segundos
TDH	Tempo de Detenção Hidráulica
U	Coefficiente de Uniformidade
Ks	Coefficiente de condutividade hidráulica
O ₂	Oxigênio
J	Massa
Q	Vazão
C	Concentração
D	Coefficiente de difusão
NO ₂	Nitrito
NO ₃	Nitrato
NO	Óxido Nítrico
N ₂ O	Óxido Nitroso
N ₂	Nitrogênio
K	Constante Cinética
NH ₄ ⁺	Amônia
PO ₄ ⁻	Ortofosfato

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	OBJETIVOS	15
2.1	Objetivo geral.....	15
2.2	Objetivos específicos	15
2.3	Justificativa	16
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	17
3.1	Sistemas de <i>wetlands</i>	17
3.1.1	<i>Wetlands</i> naturais	17
3.1.2	<i>Wetlands</i> construídos	18
3.1.3	Tipos de <i>wetlands</i> construídos	20
3.1.4	Elementos atuantes nos <i>wetlands</i>	24
3.1.5	Transporte de oxigênio nos <i>wetlands</i>	31
3.1.6	Remoção de nitrogênio nos <i>wetlands</i>	33
3.1.7	Remoção de fósforo nos <i>wetlands</i>	37
3.1.8	Cinética da remoção de matéria orgânica	38
3.2	Efluente proveniente da indústria frigorífica	40
3.2.1	Efluentes agroindustriais tratados com <i>wetlands</i>	42
4	MATERIAL E MÉTODOS	43
4.1	Sistema de tratamento.....	43
4.2	Caracterização do meio filtrante	45
4.2.1	Ensaio de Granulometria	45
4.2.2	pH.....	47
4.2.3	Teor de umidade.....	48
4.2.4	Teor de cinzas	48
4.2.5	Teor de material volátil.....	49
4.3	Efluente de frigorífico	51
4.3.1	Local de coleta.....	51
4.3.2	Características do efluente	52
4.4	Procedimento experimental	52
4.4.1	Estudo cinético	54
4.4.2	Análise estatística	55
5	RESULTADOS E DISCUSSÕES	57
5.1	Caracterização do meio filtrante	57
5.2	Caracterização do afluente	58
5.3	Caracterização do efluente	60
5.4	Estudo cinético.....	66
5.5	Análise estatística	69
6	CONCLUSÕES	73
6.1	Sugestões para trabalhos futuros	74
	REFERÊNCIAS.....	75
	APÊNDICES.....	83

1 INTRODUÇÃO

O setor da suinocultura vem contribuindo significativamente para o crescimento econômico do país. Segundo dados da Associação brasileira de proteína animal (ABPA, 2013), o Brasil está entre os 10 maiores produtores de suínos do mundo, com 3 milhões de cabeças abatidas em 2013. Na atividade agroindustrial ocorre consumo significativo de água, Sperling (1996) aponta consumo de água de 0,2 a 4 m³ por animal abatido. O consumo de água está relacionado às atividades de limpeza do local utilizado para este tipo de atividade. Aliado a esse crescimento há a preocupação ambiental, visto que a produção de cortes e embutidos desses animais gera efluente com altas concentrações de matéria orgânica de 3.000 a 9.000 mgDQO.L⁻¹ (TAVARES et al., 2007) e nitrogênio de 180 mg.L⁻¹ (MORAES e JUNIOR, 2004).

O lançamento de efluentes agroindustriais nos corpos receptores causa problemas aos ecossistemas aquáticos como contaminação por organismos patogênicos e desoxigenação, além do acúmulo de micropoluentes e sedimentos. Portanto, deve haver tratamento prévio para lançamento destes rejeitos líquidos.

Nas Resoluções n° 357/05 e 430/11 do Conselho nacional do meio ambiente (CONAMA) são apresentados os padrões de lançamento de poluentes em corpos receptores, como a concentração máxima de matéria orgânica de 120 mg.L⁻¹ em termos de DBO e nitrogênio amoniacal de 20 mg.L⁻¹ e a concentração de fósforo de 0,030 mg.L⁻¹ para rios Classe 2.

Existem diversas alternativas consolidadas para tratamento de efluentes e cada vez mais pesquisas têm sido realizadas não só para atender a legislação em vigor, mas também para promover a conservação ambiental.

Um dos processos mais utilizados no Estado do Paraná é o Reator Anaeróbio de Manto de Lodo e Fluxo Ascendente, que apresenta eficiência de remoção de matéria orgânica, em termos de DQO, de 65% a 75%, gera menor quantidade de lodo, requer menor consumo de energia, economia da área de construção, além de possibilidade de aproveitamento do biogás quando comparado a processos aeróbios convencionais (SPERLING, 1996).

Apesar de possuir todas estas vantagens, a remoção de matéria orgânica, nitrogênio, fósforo e patógenos não é satisfatória neste sistema (77 a 84%, 10 a 25%, 10 a 20% e 60 a 90%, respectivamente) sendo recomendado pós-tratamento antes

do lançamento nos corpos hídricos receptores, para atendimento da legislação ambiental vigente (CALIJURI et al., 2009; SPERLING, 1996).

O excesso de nitrogênio causa crescimento exagerado de algas, ocasionando a eutrofização dos rios. Além disto, os processos de transformação da amônia em nitrato consomem oxigênio dissolvido do meio afetando a vida aquática. O nitrogênio na forma de amônia também pode ser tóxico para os peixes em concentrações superiores a de $0,01 \text{ mg.L}^{-1}$ e para os humanos, o excesso de nitrogênio nas águas está associado a doença metahemoglobinemia (síndrome do bebê azul) (SPERLING, 1996).

O fósforo em excesso também pode causar eutrofização dos rios, pois é um elemento fundamental para o crescimento das algas (SPERLING, 1996).

Os sistemas de *wetlands* têm sido utilizados no pós-tratamento de efluentes de processos anaeróbios. Segundo Calijuri et al. (2009), estes sistemas são constituídos por filtros de alta condutividade hidráulica que dão suporte ao crescimento de macrófitas e permitem a formação de um biofilme. Esse arranjo apresenta elevada capacidade de remoção de matéria orgânica (entre 48 e 74%) (VALENTIM, 2003), sólidos (cerca de 70%), nutrientes (35 a 60%) (CALIJURI et al., 2009) e patógenos (99,58 a 99,97%) (ALMEIDA et al., 2007).

Além destas características, outras vantagens como baixo custo de implantação, simplicidade de operação e auto sustentabilidade tornam estes sistemas uma alternativa interessante para pós-tratamento de efluentes anaeróbios. Por outro lado, a maior desvantagem é a necessidade de grandes áreas para tratamento de grandes volumes quando comparados a filtros biológicos (BEDA, 2011; VALENTIM, 2003).

Muitas pesquisas vêm sendo realizadas utilizando *wetlands* como pós-tratamento de efluente de abatedouros ou frigoríficos. Estes estudos são importantes, pois este tipo de efluente é altamente poluidor, uma vez que é rico em material orgânico devido à presença de sangue, gordura, esterco e nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo (KREUTZ, 2012).

Pelisari (2013) avaliou a aplicabilidade de *wetlands* plantados com *Typha domingensis* no tratamento do efluente proveniente de uma instalação de bovinocultura e obteve eficiência média de remoção de 87% de matéria orgânica em termos de DQO, 80% de nitrogênio amoniacal e 16% de fósforo. Matos et al. (2010) avaliaram a eficiência de *wetlands* plantados com *Typha Latifolia L.*, *Alternanthera*

philoxerooides e *Cynodon dactylon* Pers. No tratamento de água residuária de suinocultura e obtiveram eficiência média de remoção de 89% de matéria orgânica em termos de DQO, 52% de nitrogênio amoniacal e 50% de fósforo total. Tavares et al. (2007) estudaram o desempenho da macrófita *Lemna valdiviana* plantada em um sistema *wetland* no tratamento terciário de efluente de suinocultura e chegaram a obter eficiência de 95% na remoção de matéria orgânica em termos de DQO.

Diante do exposto, pretende-se estudar a eficiência do sistema *wetland* construído plantado com macrófita no pós-tratamento de efluente de tanque séptico tratando efluente de frigorífico suíno.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste Trabalho de Conclusão de Curso é verificar a eficiência do sistema de *wetland* construído no pós-tratamento de efluente de abatedouro suíno quanto à remoção de matéria carbonácea, nitrogenada e fosforada.

2.2 Objetivos específicos

Para cumprimento do objetivo geral são propostos os seguintes objetivos específicos:

- Caracterizar o afluente e o efluente a ser tratado nos sistemas de *wetlands* construídos através de determinações de parâmetros físico-químicos;
- Determinar a eficiência de remoção de matéria orgânica, nitrogenada e fosforada nos sistemas;
- Obter as constantes cinéticas aparentes de consumo de matéria orgânica e;
- Comparar os resultados dos sistemas por meio da ferramenta estatística da Teoria de Erros.

2.3 Justificativa

Processos de tratamento de efluentes convencionais como reatores anaeróbios podem ser falhos na remoção de nutrientes nocivos à saúde pública (SEZERINO, 2006).

O sistema *wetland* construído pode ser incluído como uma tecnologia de pós-tratamento no polimento de efluentes e seu uso torna-se vantajoso uma vez que exige menor manutenção com funcionamento independente de energia elétrica, dispensando utilização de produtos químicos, o que o torna interessante do ponto de vista ambiental e econômico.

O Brasil tem deficiência em investimentos na área de ações e serviços de saneamento ambiental (SEZERINO, 2006). Este fator somado às vantagens de um sistema *wetland* construído torna sua aplicação interessante no pós tratamento de águas residuárias da indústria agropecuária.

A justificativa deste trabalho de conclusão de curso está baseada na ampliação de estudos envolvendo *wetlands* como unidades de pós-tratamento de efluente proveniente de abatedouro suíno.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Sistemas de *wetlands*

3.1.1 *Wetlands* naturais

O termo *wetland* é utilizado para caracterizar ecossistemas naturais que ficam parcial ou totalmente inundados durante o ano e que apresentam condições apropriadas para o crescimento de macrófitas (SALATI, 2000).

Alguns exemplos destes sistemas são as várzeas dos rios, banhados, pântanos, manguezais, formações lacustres de baixa profundidade ou em grandes ou pequenas áreas com manancial subterrâneo elevado, porém nem sempre com afloramento superficial, dentre outros.

Segundo Chernicharo et al. (2006), nestes ecossistemas formados pela interação entre solo, água e plantas ocorrem mecanismos químicos, físicos e biológicos que promovem o tratamento dos esgotos lançados nestes locais. A eficiência de remoção de matéria orgânica em termos de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nutrientes e patógenos é similar à dos sistemas por disposição no solo.

Os *wetlands* naturais servem de recargas para aquíferos e dão suporte para diversidade de vida selvagem. Além disto, servem como proteção das linhas de contorno dos lagos e rios, evitando erosão. As macrófitas possuem altas taxas de crescimento em águas eutotróficas, uma vez que possuem capacidade de remoção de nutrientes e são eficientes para fitodepuração (KIVAISI, 2001).

Estes sistemas recebem descargas de água poluídas durante vários anos, mas apenas recentemente foram reconhecidos como um sistema de tratamento potencialmente eficiente (CUNHA, 2006).

De acordo com Salati (2000), as principais funções destes sistemas, além do tratamento de efluentes, são:

- Regularização do fluxo de água, amortecendo picos de enchentes;
- Capacidade de modificar e controlar a qualidade das águas;
- Proteção à biodiversidade, como área de refúgio da fauna terrestre e;
- Controle da erosão, evitando o assoreamento dos rios.

Na Figura 1 é ilustrada imagem de um sistema de *wetland* natural.



Figura 1 – *Wetland* natural
Fonte: Wikimedia commons (2013).

3.1.2 *Wetlands* construídos

Os sistemas de *wetlands* construídos são sistemas projetados que utilizam tecnologia com o objetivo de reproduzir os sistemas de *wetlands* naturais (BEDA, 2011). Estes sistemas consistem na utilização de plantas aquáticas em substratos feitos de materiais inertes. As interações entre planta e substrato formam um biofilme que abriga população de microrganismos responsáveis pelos mecanismos químicos, físicos e biológicos para tratamento das águas residuárias (SOUZA et al., 2004).

Segundo Calijuri et al. (2009), os *wetlands* podem ser uma opção para pós-tratamento de efluentes, uma vez que apresentam capacidade de remoção média de 70, 80 e 60% para sólidos suspensos totais, $DBO_{5,20}$ e DQO, respectivamente.

A remoção de nutrientes ocorre através de mecanismos químicos no solo e absorção pela biomassa vegetal. Pelisari (2013) avaliou a aplicabilidade de *wetlands* plantados com *Typha domingensis* no tratamento do efluente proveniente de uma instalação de bovinocultura e obteve 5% de remoção de nitrogênio e 3% de remoção de fósforo pelo tecido foliar da planta.

A remoção de bactérias ocorre pela presença de bacteriófagos, floculação e precipitação de partículas que arrastam as bactérias para o fundo do sistema. Costa et al. (2003) avaliaram um sistema de *wetland* construído plantado com *Typha spp* no tratamento da água proveniente de um córrego poluído com esgoto doméstico e obtiveram uma média de 99% de eficiência de remoção de bactérias.

Como tratamento secundário ou terciário os *wetlands* construídos produzem efluentes de qualidade aceitável para lançamento em corpos hídricos ou reutilização para fins considerados não nobres (BEDA, 2011).

Estes sistemas são projetados com maior grau de controle, comparando-se com os sistemas naturais, uma vez que é possível definir a composição do substrato, escolher o tipo de vegetação, selecionar o local, definir o tempo de detenção e realizar o controle hidráulico (CUNHA, 2006).

Segundo Cunha (2006), esta tecnologia permite tratar esgotos sanitários ou efluentes industriais a partir de um processo integrado e autossustentável. Porém, para confirmar esta sustentabilidade, a planta depois de removida do sistema deve ser utilizada para algum fim, seja para geração de energia, produção de biofertilizantes ou ração animal.

Segundo Valentim (2003), a vantagem de utilizar estes sistemas é o menor custo de implantação e operação, menor requerimento por manutenção e fácil operação. Este tipo de tecnologia mais acessível é direcionada principalmente para comunidades isoladas, pequenas e com poucas condições financeiras e tecnológicas.

Como ainda não há padronização na terminologia dada aos sistemas de *wetlands* construídos, há certa dificuldade no reconhecimento dos estudos e na consolidação deste sistema no Brasil (ZANELLA, 2008). Como exemplo desta variação, podem ser citados:

- Alagados construídos;
- Banhados construídos;
- Filtro plantado com macrófita;
- Fitorremediação;
- Leito de macrófitas;
- Leitões cultivados;
- Sistema alagado construído;
- Sistema de plantas aquáticas emergentes;

- Zona de raízes ou *Root zone*;
- Zona alagadiça e;
- Zonas artificiais.

3.1.3 Tipos de *wetlands* construídos

Estes sistemas podem ser construídos para tratamento de diversos efluentes, tais como esgotos domésticos (níveis preliminar, primário, secundário e terciário), efluentes industriais e agroindustriais, líquidos percolados de aterros sanitários, efluente de drenagem ácida de mina, águas de drenagem pluvial, águas subterrâneas, águas para reúso, efluentes da indústria de suinocultura e indústrias de papel (IWA, 2000). No Quadro 1 é apresentada uma síntese das aplicações dos *wetlands* no tratamento de efluentes.

Aplicação	Conceito	Utilização
Tratamento primário e secundário	Completo tratamento da água, incluindo remoção de nutrientes	Indicados para pequenas comunidades, hotéis, condomínios, casas isoladas e tratamento de dejetos de confinamentos (gado leiteiro e de corte, suinocultura)
Desinfecção	Determina as condições de remoção de vários indicadores de microrganismos e suas condições de eliminação e monitoramento	Remoção dos micro-organismos patogênicos da água
Polimento terciário	Caracterizado por Tempo de Detenção Hidráulica (TDH) elevado, principalmente para remoção de fósforo	Tratamento de efluentes de indústrias de processamento de alimentos, papel, petroquímicas e abatedouros
Escoamento superficial	Identificação de estratégias e locais apropriados ao manejo de escoamento superficial	Possibilidade de utilização em microbacias
Manejo de materiais tóxicos	Conhecimento e modelagem da remoção de substâncias tóxicas	Tratamento de águas de minas de carvão e de chorume de aterro sanitário

Aplicação	Conceito	Utilização
Tratamento de Águas destinadas ao reúso	Desenvolvimento de acordo com os níveis de tratamento dos efluentes exigidos para o reúso pretendido	Com uso potencial para indústrias de processamento de alimentos e confinamentos de animais (gado leiteiro, suinocultura e gado de corte)

Quadro 1 - Possibilidades de aplicação dos *wetlands*

Fonte: Adaptado de Costa (2013, p. 31).

Segundo Zanella (2008), algumas classificações foram realizadas para diferenciar os tipos de *wetlands* e consideram os seguintes parâmetros:

- Nível de água;
- Tipo de leito;
- Sentido do escoamento hidráulico e;
- Espécie de vegetação utilizada.

De acordo com esta classificação, pode-se dizer que os *wetlands* construídos são classificados em escoamento horizontal, vertical e híbrido.

3.1.3.1. Escoamento horizontal

Neste sistema a água ou efluente escoam em um caminho mais ou menos horizontal até a saída do sistema (OLIJNYK, 2008). O oxigênio requerido para degradação da matéria orgânica é suprido por incorporação de ar pela atmosfera.

Na Figura 2 é apresentado um desenho esquemático deste sistema.

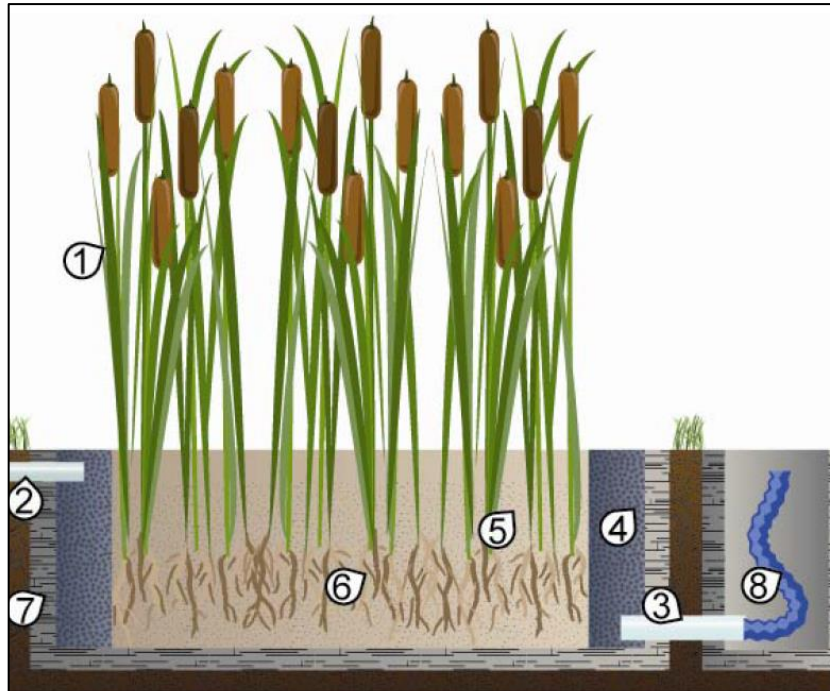


Figura 2 – Desenho esquemático de um *wetland* de escoamento horizontal
Legenda: 1) Macrófitas; 2) Tubulação de alimentação perfurada; 3) Tubulação de coleta perfurada; 4) Brita na zona de entrada e de saída; 5) Areia no leito filtrante; 6) Raízes e rizomas; 7) Impermeabilização da lateral e do fundo; 8) Tubulação de controle de nível.
 Fonte: Olijnyk (2008).

3.1.3.2. Escoamento vertical

Este sistema é composto por um leito filtrante (brita ou areia) plantado com macrófitas emergentes. O efluente a ser tratado é disposto continuamente ou por batelada e é drenado verticalmente em sentido descendente através do filtro (IWA, 2000).

No fundo do sistema, o efluente é coletado através de um sistema de drenagem. Após a drenagem do efluente, o leito filtrante fica livre, o que permite a reentrada de ar no leito. Na próxima purga, o esgoto apreende o ar dos poros do leito e, juntamente com a aeração causada pela rápida alimentação, há a transferência de oxigênio. Esta oxigenação permite a decomposição da matéria orgânica e a nitrificação do nitrogênio amoniacal total (IWA, 2000).

Na Figura 3 é apresentado um desenho esquemático deste sistema.

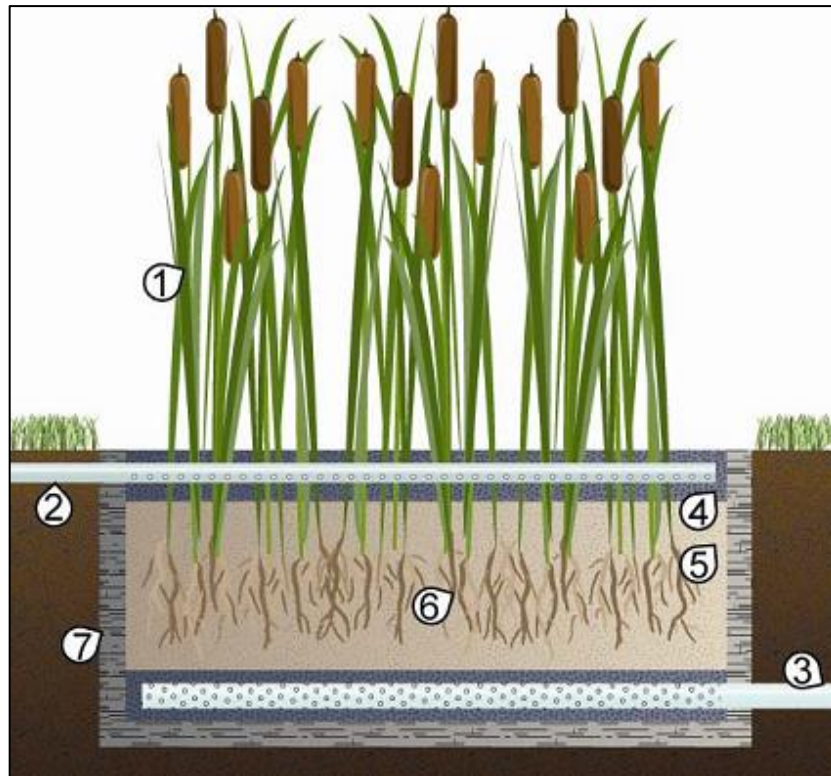


Figura 3 – Desenho esquemático de *wetland* de escoamento vertical.

Legenda: 1) macrófitas; 2) tubulação de alimentação perfurada; 3) sistema de drenagem; 4) brita; 5) areia; 6) raízes e rizomas; 7) impermeabilização.

Fonte: Olijnyk, 2008.

No Quadro 2 é apresentado um resumo das vantagens e desvantagens dos sistemas de *wetlands* com escoamento vertical e horizontal.

Tipo	Vantagem	Desvantagem
Escoamento vertical	Nitrificação, devido a capacidade de transferência de oxigênio, o que também permite remoção de DBO e DQO	Não é muito indicado para remoção de sólidos suspensos
Escoamento horizontal	Remoção de sólidos suspensos e bactérias Remoção de DBO Desnitrificação (desde que seja provido de oxigênio oriundo do nitrato)	Baixa nitrificação, devido a capacidade limitada de transferência de oxigênio

Quadro 2 – Vantagens e desvantagens dos *wetlands* de escoamento vertical e horizontal

Fonte: Adaptado de Olijnyk (2008, p.27).

3.1.3.3. Sistema híbrido

O sistema híbrido consiste na associação de *wetlands* com escoamentos horizontais e verticais.

Este sistema permite associar as características dos sistemas horizontais e verticais e promover a ocorrência dos processos de nitrificação e desnitrificação nos filtros de fluxo vertical e de fluxo horizontal, respectivamente, pois os sistemas verticais são oxigenados e os sistemas horizontais encontram-se em condições anóxicas (COOPER et al., 1999).

Na Figura 5 é apresentado um desenho esquemático deste sistema.

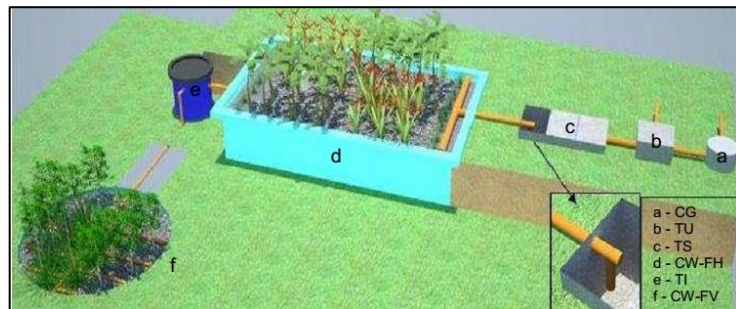


Figura 4 – Desenho esquemático de *wetland* híbrido.

Legenda: a) caixa de gordura; b) tanque de união; c) tanque de sedimentação; d) *wetland* de fluxo horizontal; e) tanque de alimentação; f) *wetland* de fluxo vertical.

Fonte: Adaptado de Azevedo (2009, p. 06).

3.1.4 Elementos atuantes nos *wetlands*

Os principais elementos atuantes nos *wetlands* são o meio filtrante, as macrófitas e os micro-organismos.

3.1.4.1. Meio filtrante

A principal função deste elemento é manter as condições hidráulicas para que o processo de tratamento ocorra. Desta forma, os materiais constituintes devem

ser capazes de manter condições adequadas para o fluxo, aliado ao potencial reativo ao longo do tempo, ou seja, capaz de promover adsorção de compostos inorgânicos, como amônia (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^-) (SEZERINO, 2006).

Esta associação não é facilmente encontrada, pois alguns materiais filtrantes, como areia, possuem um ótimo fluxo, porém pouca capacidade adsortiva. As argilas possuem alta capacidade de adsorção, mas são praticamente impermeáveis (SEZERINO, 2006).

Os sistemas de *wetlands* são compostos por areia, brita e pedrisco. Na literatura há recomendações quanto aos índices físicos e granulometria destes materiais inertes (BUCKSTEEG, 1990; CONLEY et al., 1991; COOPER et al., 1996; PLATZER, 1999; ARIAS et al., 2001), sendo:

- Diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20 mm;
- Coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5;
- Coeficiente de permeabilidade, ou condutividade hidráulica saturada (Ks), maior ou igual a 10^{-4} m/s.

O diâmetro efetivo e o coeficiente de uniformidade são obtidos pelo ensaio de granulometria normatizado pela ABNT NBR 7217 (ABNT, 1987).

O diâmetro efetivo – d_{10} – é o diâmetro correspondente a 10% em peso do total das partículas menores que este valor segundo a NBR 13969 (ABNT, 1997).

O coeficiente de uniformidade representa a distribuição do tamanho das partículas e é obtido pela Equação (1) (CAPUTO, 1996).

$$U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (1)$$

Em que:

U = coeficiente de uniformidade (adimensional);

d_{10} = diâmetro correspondente a 10% em peso total de todas as partículas menores que este valor (%);

d_{60} = diâmetro correspondente a 60% em peso total de todas as partículas menores que este valor (%).

Os índices d_{10} e d_{60} são obtidos através da curva granulométrica, a qual é formada a partir do ensaio de granulometria.

O coeficiente de permeabilidade pode ser obtido através de ensaios laboratoriais utilizando-se permeômetros de carga constante (SEZERINO, 2006).

Alguns pesquisadores vêm estudando *wetlands* com meios filtrantes alternativos com escórias e refugos de materiais da construção civil, casca de arroz, sabugos de milho, casca de ostras, dentre outros (SEZERINO, 2006).

A desvantagem de utilizar estes materiais é o emprego de características desconhecidas no sistema. Não se sabe se os métodos e procedimentos para determinação destas características são aplicáveis a estes materiais alternativos.

3.1.4.2. Macrófitas

Macrófita é a denominação mais adequada para caracterizar vegetais que habitam desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos, uma vez que o termo inclui desde plantas aquáticas vasculares até alguns tipos de algas. Estas plantas são fotoautotróficas, ou seja, utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico na produção de matéria orgânica, que servirá como fonte de energia para os seres heterotróficos que irão se desenvolver no sistema (BRIX, 1997).

Segundo informações da USEPA (2003), nem todas as espécies vegetais podem ser utilizadas para *wetlands*, pois a planta escolhida deve tolerar inundações contínuas e altas taxas de cargas orgânicas.

As ações atribuídas às macrófitas nos *wetlands* são (BRIX, 1997):

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

Segundo Esteves (1998), as macrófitas são classificadas segundo seu biótipo no ambiente aquático em:

- Emergentes: enraizadas, porém com folhas fora da água;
- Flutuantes fixas: enraizadas e com folhas flutuando na superfície da água;
- Flutuantes livres: flutuam na superfície da água;
- Submersas fixas: enraizadas, crescendo totalmente submersas na água e;
- Submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água.

Na Figura 6 é apresentado um desenho esquemático da classificação das macrófitas.

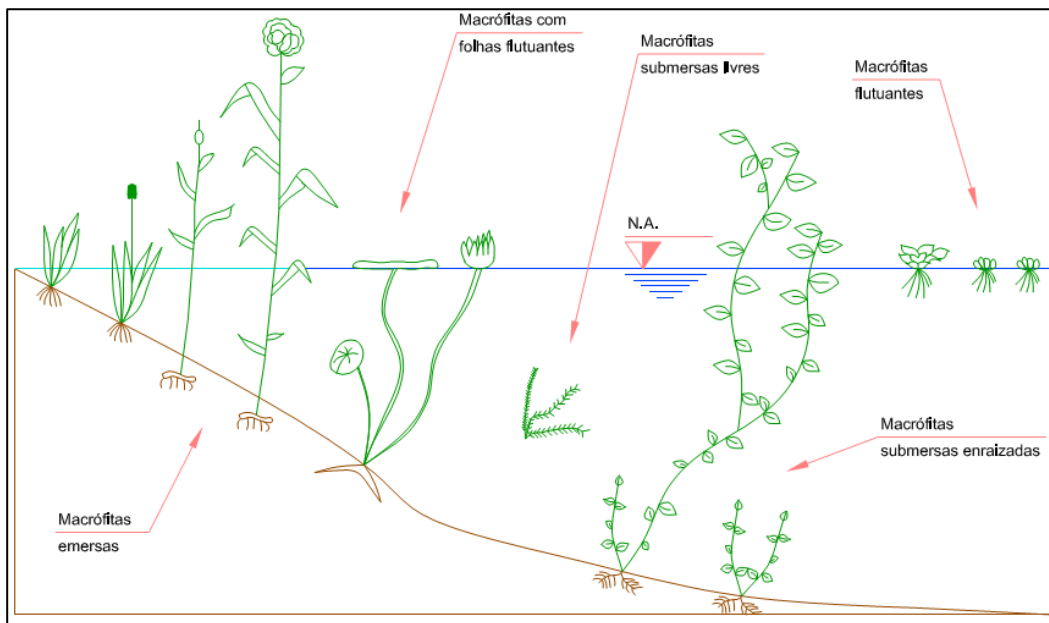


Figura 5 – Classificação das macrófitas

Fonte: Adaptado de PROBIO (2015).

No Quadro 3 – Funções dos membros das macrófitas

Fonte: Adaptado de Costa (2013, p. 35).

é apresentado um resumo das ações exercidas por alguns dos membros constituintes das macrófitas.

Membros	Função
Parte aérea vegetal	Atenuação da luminescência: redução do crescimento de fitoplâncton Influência no microclima – isolamento durante o inverno Armazenamento de nutrientes Potencial estético com aparência agradável
Tecido vegetal em contato com o efluente	Filtração: Filtram as partículas maiores Redução da velocidade de escoamento: aumento da taxa de sedimentação Sedimentação Liberação de oxigênio na fotossíntese – aumento da degradação aeróbia na matéria orgânica Retirada de nutrientes
Raízes e rizomas no sedimento	Prevenção de erosão Fornecimento de superfície e alimento para o crescimento bacteriano Liberação de oxigênio: auxílio na degradação aeróbia da matéria orgânica e na nitrificação Retirada de nutrientes

Quadro 3 – Funções dos membros das macrófitas

Fonte: Adaptado de Costa (2013, p. 35).

Segundo Esteves (1998), a variação sazonal na concentração de alguns elementos, como fósforo e nitrogênio e alguns compostos como proteínas e lipídios nas macrófitas, está relacionada com a dinâmica da comunidade e com a disponibilidade de nutrientes e fatores climáticos.

Desta forma, existe diferença na concentração de nutrientes da biomassa das macrófitas das regiões temperadas com as macrófitas da região tropical. Nas regiões tropicais ocorrem constante nascimento e morte dos indivíduos e a retirada e liberação de nutrientes também são constantes. Nas regiões temperadas, a primavera é caracterizada pelo nascimento de novos indivíduos a partir dos rizomas, sendo este período caracterizado por intenso metabolismo (ESTEVES, 1998).

Segundo o mesmo autor, o estoque de nutrientes é avaliado pela quantidade de elementos por m² de biomassa aérea. Desta forma, pode-se avaliar a contribuição destas plantas para a ciclagem de nutrientes na coluna de água.

Existem controvérsias na literatura sobre a influência das macrófitas nos *wetlands*. Keffala e Ghrabi (2005) não encontraram diferenças significativas na remoção de coliformes termotolerantes entre *wetlands* plantados com *Phragmites* e *Typha* no tratamento de esgoto doméstico e não plantados, notaram diferenças na

eficiência de remoção de nitrogênio total (27% para filtros plantados e 5% para não plantados) e nitrogênio amoniacal (19% para filtros plantados e 6% para não plantados).

Outra controvérsia existente é em relação à função da *macrófita* para manutenção da condutividade hidráulica do meio filtrante. Brix (1997) e Leclerc et al. (1999) afirmam que o crescimento de raízes e rizomas promove aberturas de caminhos por onde o esgoto escoar. Informações reportadas pela IWA (2000) indicam que este crescimento atrapalha a condutividade hidráulica, uma vez que diminui a porosidade do meio filtrante e os espaços para escoamento dos efluentes, acarretando na diminuição da remoção de coliformes termotolerantes.

Segundo Costa (2013), as espécies mais utilizadas em sistemas de *wetlands* são:

- *Phragmites australis* - Caniço-comum;
- *Typha latifolia* – Taboa ou Junco;
- *Gladiolus hortulanus* - Gladiolo, Palma ou Palma-de-santa-rita;
- *Scirpus lacustres* – Bunho e;
- *Brachiaria mutica* – Capim Angola.

Existem mais de 150 espécies de plantas conhecidas que podem ser utilizadas em *wetlands*, porém algumas espécies chamam a atenção devido à sua beleza e valor comercial. São as plantas ornamentais que proporcionam aparência agradável ao sistema e algum benefício econômico, pois podem ser comercializadas. Alguns exemplos destas espécies são (PRATA et al., 2013):

- *Heliconia psittacorum* – Helicônia;
- *Canna generalis* – Biri;
- *Zantedeschia aethiopica* – Copo de leite;
- *Strelitzia reginae* – Estrelícia;
- *Anthurium andreanum* – Antúrio e;
- *Agapanthus africanus* – Agapanto.

O gênero *Zantedeschia* é originário da África, sendo a espécie mais conhecida deste gênero o *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite branco). Esta macrófita pertencente à família da Araceae (angiosperma e monocotiledônea) possui 107 gêneros e cerca de 3.000 espécies, sendo a maioria característica de solos

ricos em matéria orgânica e brejos, ou seja, ecossistemas úmidos. Essas plantas podem chegar a 1 m de altura e crescem na presença de sol intenso. Suas flores são firmes e duráveis com frutos do tipo baga. Elas são frequentemente usadas como plantas domésticas e como decoração de jardins (JOLY, 1979).

3.1.4.3. Microrganismos

Existem diversos microrganismos presentes nos *wetlands*, como protozoários, micrometazoários e o grupo das bactérias. As bactérias são responsáveis pela decomposição da matéria orgânica, nitrificação e desnitrificação (OLIJNYK, 2008).

Os microrganismos encontram-se suspensos nos esgotos e aderidos no meio filtrante e rizomas das plantas, formando o biofilme. Os esgotos percolam pelo filtro plantado e passam sobre a população microbiana aderida, promovendo contato entre os microrganismos e a matéria orgânica (SPERLING, 1996).

Estes microrganismos contribuem com o tratamento de esgotos através dos mecanismos:

- Remoção de bactérias e contribuição para clarificação do efluente;
- Degradação da matéria orgânica e redução da matéria orgânica em termos de $DBO_{5,20}$ do efluente;
- Interação com os demais organismos e manutenção do equilíbrio ecológico do sistema e;
- Redução da produção de lodo através da ingestão de bactérias floculadas ou presentes em biofilmes.

Na Figura 6 é apresentado um corte esquemático do biofilme.

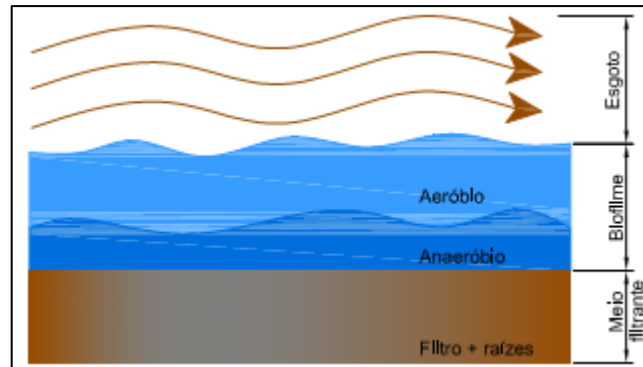


Figura 6 – Corte esquemático do biofilme.
Fonte: Adaptado de Olijnyk (2008, p. 40).

Segundo Sperling (1996), os elementos matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes necessários para desenvolvimento das bactérias são adsorvidos pela superfície do biofilme e transportados através de mecanismos de difusão, onde são metabolizados pelos micro-organismos.

Quando os microrganismos crescem, a espessura do biofilme aumenta e o oxigênio disponível no meio é consumido antes que possa penetrar nas camadas mais profundas, próximas à face de aderência entre filtro e micro-organismos. Este processo resulta na formação de uma camada anaeróbia do biofilme próxima a superfície do meio suporte.

Desta forma, a matéria orgânica é digerida e metabolizada antes de chegar a camadas mais profundas do biofilme e os microrganismos habitantes nestas camadas ficam sem matéria orgânica para sobreviver, passam por uma fase endógena de crescimento e perdem sua capacidade de aderência. Quando os esgotos infiltram por estes locais frágeis de aderência, carregam a camada biológica existente para que uma nova camada possa se formar. Este fenômeno tem a função de seleção de micro-organismos, pois mantém os organismos de maior capacidade metabólica no interior do filtro (OLIJNYK, 2008).

3.1.5 Transporte de oxigênio nos *wetlands*

Os mecanismos de convecção, difusão atmosférica e transferência via macrófitas são responsáveis pelo transporte de oxigênio (O_2) nos *wetlands*. O

transporte via convecção ocorre devido a diferença de pressão entre o atmosfera e o filtro. Nos filtros verticais esta diferença surge depois da aplicação dos esgotos, pois quando estes percolam pelo filtro deixam um vácuo por onde passaram, e este é preenchido pelo ar atmosférico (SEZERINO, 2006).

Segundo este autor, se o tempo de infiltração dos esgotos for menor que 10 min pode-se admitir que o volume de ar incorporado é igual ao volume de esgotos infiltrados. Desta forma, calcula-se a vazão de O₂ infiltrada por convecção pela Equação (2).

$$J = Q \cdot C \quad (2)$$

Em que:

J = vazão de O₂ (g/d);

Q = vazão de esgotos infiltrada (m³/d);

C = concentração de O₂ no ar (g/m³).

Segundo Schnoor (1996), o transporte via difusão também ocorre devido a diferença de pressão entre o atmosfera e o filtro de acordo com a 1ª Lei de Fick. Esta lei enuncia que a transferência de massa por difusão é proporcional a área da seção transversal na qual ocorre a transferência do O₂ (área superficial do *wetland*) (Equação 3).

$$J_m = -D \cdot A \cdot \frac{dC}{dx} \quad (3)$$

Em que:

J_m = vazão transferida por difusão (g/m².d);

D = coeficiente de difusão (m²/d);

C = concentração de O₂ no ar (g/m³).

A transferência de O_2 pelas macrófitas ocorre devido a capacidade destes organismos de transportarem gases da sua parte aérea até suas raízes. O O_2 transportado desta forma é utilizado para respiração das raízes e rizomas. Apenas o O_2 excedente é liberado para o exterior das macrófitas e aproveitado pelo ecossistema dos *wetlands*. Segundo Vymazal (2005) este excedente não é suficiente para suprir a necessidade de O_2 para conversão de matéria orgânica nem para transformação da amônia em nitrato, e desta forma este mecanismo foi excluído das equações de balanço de oxigênio.

Platzer (1999) desenvolveu equações de balanço de oxigênio para o meio filtrante composto de areia conforme descrito na Equação (4).

$$O_2 (Difusão) + O_2 (Convecção) - O_2 (Demanda) > 0 \text{ (g/d)} \quad (4)$$

Em que:

$O_2 (Difusão)$ = vazão de oxigênio transferida por difusão (g/d);

$O_2 (Convecção)$ = vazão de oxigênio transferida por convecção (g/d);

$O_2 (Demanda)$ = vazão de oxigênio necessária para decomposição da matéria orgânica e para nitrificação (g/d).

3.1.6 Remoção de nitrogênio nos *wetlands*

O nitrogênio encontrado nos *wetlands* é derivado do lançamento de esgotos e está presente na forma de compostos orgânicos e inorgânicos em diferentes estágios de oxidação. No Quadro 4 são apresentados alguns exemplos destes compostos.

Compostos	Formas encontradas
Orgânicos	Aminoácidos Uréia Ácido úrico Purinas Pirimidinas
Inorgânicos	Amônia (NH ₄ e /ou NH ₃) Nitrito (NO ₂) Nitrato (NO ₃) Óxido nítrico (NO) Óxido nitroso (N ₂ O) Nitrogênio gás (N ₂)

Quadro 4 – Formas de nitrogênio
Fonte: Sezerino (2006).

A remoção de nitrogênio nos *wetlands* se dá pelos processos sequenciais de nitrificação e desnitrificação em presença de oxigênio, portanto, só é possível em ambientes aeróbios. Após esta sequência de reações, o nitrogênio amoniacal é convertido em nitrogênio molecular, que se desprende para a atmosfera como gás da fase líquida (HAANDEL et al., 2009).

Resumidamente, o processo de conversão do nitrogênio ocorre em três processos: amonificação (ou assimilação de amônia); nitrificação e desnitrificação (HAANDEL et al., 2009).

Na Figura 7 é apresentado um desenho esquemático dos processos de transformação do nitrogênio.

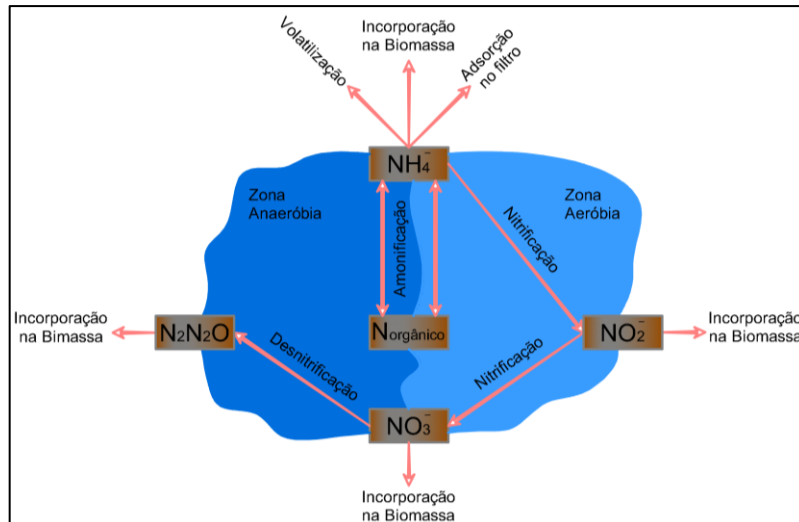


Figura 7 – Desenho esquemático das transformações do nitrogênio
Fonte: Adaptado de Sezerino (2006).

3.1.6.1. Amonificação

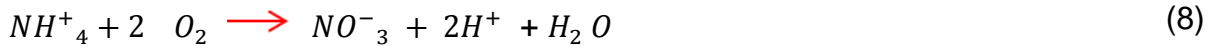
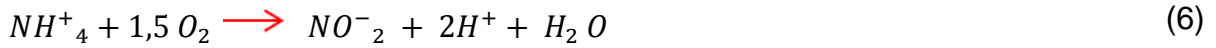
Segundo Haandel et al. (2009), a amonificação é o processo no qual o nitrogênio orgânico é transformado em nitrogênio inorgânico, principalmente em amônia por bactérias hidrolíticas. A assimilação é o processo inverso da amonificação, ou seja, a amônia é incorporada à biomassa, presente na forma de nitrogênio orgânico. O nitrogênio amoniacal terá a forma salina ionizada (NH_4^+) na presença de pH neutro (Equação 5).



3.1.6.2. Nitrificação

A nitrificação é o processo de conversão da amônia em nitrato com participação das bactérias do gênero *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. Este processo ocorre em duas etapas, sendo a primeira a nitritação com conversão da amônia em

nitrito pelas *Nitrosomonas*, seguida da nitratação com conversão de nitrito em nitrato pelas *Nitrobacter* (Equações 6, 7 e 8) (VAN HAANDEL et al., 2009).



A velocidade de nitrificação da amônia é proporcional ao crescimento das bactérias nitrificantes (VYMAZAL, 1995).

Alguns parâmetros como pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio podem ser modificados para otimização da nitrificação. Na Tabela 1 são apresentados alguns faixas ótimas destes parâmetros.

Tabela 1 – Valores ótimos para nitrificação

Parâmetros	Valores ótimos
pH	Faixa entre 7,5 e 8,6
Temperatura	Culturas puras: entre 25 e 35 °C Solos: entre 30 e 40 °C
Oxigênio	± 4,3 mg.L ⁻¹ de O ₂

Fonte: Sezerino (2006).

3.1.6.3. Desnitrificação

A desnitrificação é a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular pelas bactérias quimioheterotróficas como as do gênero *Micrococcus* e *Pseudomonas* (solo) e *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio* (ambiente aquático), sob condições anóxicas (SEZERINO, 2006).

A desnitrificação ocorre em duas etapas, onde a primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda é a redução do nitrito à nitrogênio gasosos, o qual escapa para a atmosfera (COOPER et al., 1996).

A presença de oxigênio dissolvido inibe o sistema enzimático necessário a desnitrificação, portanto é um parâmetro crítico a ser controlado. Temperatura e pH também são importantes para o processo, a faixa ótima de pH deve estar entre 7,0 e 8,0 (COOPER et al, 1996).

3.1.6.4. Assimilação de nitrogênio pelas macrófitas

Segundo Brix (1997), as macrófitas incorporam nitrogênio na sua biomassa através do processo de assimilação porque necessitam de nutrientes para se desenvolver. Este processo é o conjunto de vários processos biológicos de conversão de nitrogênio inorgânico em orgânico.

O nitrogênio assimilado pela planta é retirado do *wetland* através da poda. Se não houver o corte da planta, o nitrogênio assimilado irá retornar ao sistema devido à morte e decomposição de seus tecidos (BRIX, 1997).

A capacidade de nitrogênio assimilada pelas macrófitas pode variar na faixa de 200 a 2.500 kg/ha.ano (0,05 a 0,68 g/m².d), sob condições de clima temperado (BRIX, 1997).

3.1.7 Remoção de fósforo nos *wetlands*

A remoção de fósforo é obtida por meio de imobilização microbiana, retenção pelo subsolo, precipitação na coluna de água e essencialmente por absorção das plantas e através da precipitação e adsorção no meio filtrante. Diferentemente do nitrogênio e do carbono, o fósforo não pode ser incorporado nas zonas radiculares por processos metabólicos, não havendo perdas pela forma gasosa. Desta forma, o fósforo tende a acumular no sistema (AKRATOS e TSHIRINTZIS, 2007).

Durante a fase de crescimento, as plantas consomem fósforo, especialmente na época da floração e após este período é necessária colheita da vegetação, uma vez que o fósforo pode voltar ao sistema devido ao decaimento natural da planta.

O meio filtrante possui capacidade limitada de adsorção de fósforo e quando este limite é ultrapassado, este processo de eliminação de fósforo é reduzido (SOARES, 2012).

3.1.8 Cinética da remoção de matéria orgânica

Convecção, luz solar e temperatura, sedimentação, pH, toxicidade química, falta de nutrientes e competição são alguns fatores que causam decaimento bacteriano, afetando o equilíbrio do sistema (SPERLING,1996). Para avaliar a velocidade das reações do sistema na remoção de alguns parâmetros tem sido utilizadas basicamente 3 ordens de reações cinéticas em sistemas biológicos (Equações 9, 10 e 11).

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C^0 \quad (9)$$

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C^1 \quad (10)$$

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C^2 \quad (11)$$

Em que:

$\frac{dC}{dt}$ = velocidade de reação ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

K = constante cinética (h^{-1});

C = concentração do composto (mg.L^{-1}).

Na reação de ordem zero (Equação 9), a velocidade de reação é independente da concentração do reagente; na reação de primeira ordem (Equação 10), a velocidade de reação é diretamente proporcional à concentração do reagente;

na reação de segunda ordem (Equação 11), a velocidade de reação é proporcional ao quadrado da concentração do reagente.

A maioria dos autores utilizam reações de primeira ordem para estudar o decaimento bacteriano, porém não existe unanimidade entre os autores a respeito de modelos matemáticos que descrevem as reações nos *wetlands*.

Fia et al. (2012) utilizaram 3 modelos matemáticos para descrever a degradação da matéria orgânica, além da equação de primeira ordem (Equações 12, 13 e 14).

- Brasil et al. (2007):

$$C_e = C_a \cdot e^{-k \cdot TDH^n} \quad (12)$$

- Laber et al. (1999) e Cooper (1999):

$$C_e = C_a \cdot C^* \cdot e^{-k_{LC} \cdot \left(\frac{A}{Q}\right)} \quad (13)$$

- Kadlec e Walce (2008):

$$C_e = C_r + (C_a - C_r) \cdot e^{-k_{KW} \cdot TDH} \quad (14)$$

Em que:

C_e = concentração efluente (mg.L^{-1});

C_a = concentração afluyente (mg.L^{-1});

TDH = tempo de detenção hidráulica (h);

K = constante de 1ª ordem (h^{-1});

- K_b = constante de reação de 1ª ordem de Brasil et al. (2007) (h^{-1});
- k_{LC} = constante de reação de 1ª ordem de Laber et al. (1999) e Cooper (1999) (h^{-1});
- k_{KW} = constante de reação de 1ª ordem de Kadlec e Wallace (2008) (h^{-1});
- C_r = concentração residual ($mg.L^{-1}$);
- C^* = coeficiente que representa a fração residual do poluente (adimensional);
- A = área superficial do *wetland* (dm);
- Q = vazão afluente ($L.h^{-1}$);
- n = constante da equação e;
- C = concentração do composto ($mg.L^{-1}$).

Os autores concluíram que os modelos propostos por Brasil et al. (2007b) e Kadlec e Wallace (2008) foram os que mais se adequaram a cinética de remoção de matéria orgânica, com coeficiente de correlação (R^2) superior a 99%. O modelo de 1ª ordem e o modelo proposto por Laber et al. (1999) e Cooper (1999) apresentaram valores de DQO e DBO próximos a zero, o que não representa a realidade do que ocorre nos *wetlands*.

3.2 Efluente proveniente da indústria frigorífica

Segundo o Regulamento de Inspeção Industrial e Sanitária de Produtos de Origem Animal (RIISPOA), legitimado pelo Decreto nº 30.691/1952, existem três tipos de estabelecimentos utilizados para o abate bovino:

- Matadouro ou abatedouro;
- Frigoríficos; e
- Graxaria.

Segundo informações descritas no mesmo Decreto, os frigoríficos podem ser classificados em abatedouro industrial e frigorífico industrial, sendo que no primeiro

é feito abate e produção de derivados e subprodutos e no segundo processamento e geração de subprodutos.

De acordo com Radoll (2014), o efluente gerado neste tipo de indústria é proveniente de diversas etapas, tais como: água utilizada na lavagem de equipamentos e instalações, água utilizada em sistemas de resfriamento e geradores de vapor e água utilizada para limpeza e descarte de esgoto sanitário.

Vale enfatizar que o consumo de água nas indústrias depende dos fatores condições climáticas, capacidade de produção, *layout* da indústria e cultura da empresa (KRIEGER, 2007).

Segundo informações da USEPA (2002), os efluentes provenientes da indústria frigorífica são constituídos de componentes orgânicos biodegradáveis, gorduras e proteínas presentes tanto na forma particulada quanto dissolvida.

Grande parte das instalações agroindustriais possui um sistema de peneiramento para reduzir a concentração de material particulado antes do tratamento efetivo. Porém, esta medida não é suficiente para reduzir a carga de material orgânico, quando comparada àquela observada no efluente doméstico, com concentração em termos de DQO, DBO, sólidos suspensos totais, nitrogênio e fósforo (LIMA, 2012).

Lima (2012) afirma que sangue e fezes são significativas fontes de nitrogênio, fósforo e matéria orgânica e que o fósforo também pode ser oriundo de produtos de limpeza.

Na Tabela 2 é apresentado um resumo das principais características dos efluentes agroindustriais.

Tabela 2 – Características dos efluentes agroindustriais

Autores	Parâmetros					
	DQO (mg.L ⁻¹)	N-Amoniacal (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	pH
Gatti, 2013	2.775	137	47,80	0,10	0,50	6,80
Pelissari, 2013	1.008	55	5,20	0,00	23,30	7,20
Kreutz, 2012	1.048	191	0,10	0,04	0,40	7,20
Lima, 2012	421	238	4,20	2,60	-	7,80
Mees, 2006	212	60	-	-	50,00	7,90

Fonte: Autoria própria.

3.2.1 Efluentes agroindustriais tratados com *wetlands*

Pelissari (2013) estudou a eficiência do tratamento do efluente proveniente de uma instalação de bovinocultura de leite utilizando filtros horizontal e vertical plantados com *Typha domingensis*. O filtro horizontal apresentou maior desempenho do que o vertical, com eficiências médias de remoção de 87% de DQO, 80% de nitrogênio amoniacal e 68% de fósforo. As eficiências verificadas pelo autor para o filtro vertical foram 70% de DQO, 81% de nitrogênio amoniacal e 16% de fósforo.

Mees (2006) avaliou o desempenho da macrófita aquática *Eichornia crassipes* no tratamento de efluente oriundo de matadouro e frigorífico e obteve eficiências médias de remoção de 26% de DQO, 11% de nitrogênio amoniacal e 11% de fósforo.

Sezerino et al. (2007) estudaram a eficiência do tratamento do efluente proveniente de uma instalação processadora de aves e bovinos utilizando filtros de areia, sem macrófitas plantadas. Os autores obtiveram eficiências médias de remoção de 78% de DQO e de 93% a 98% de amônia.

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Sistema de tratamento

A unidade experimental foi instalada nas dependências do laboratório de Saneamento da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR – câmpus Curitiba, sede Ecoville.

Os sistemas de *wetlands* foram montados no lado externo do laboratório, expostos às intempéries climáticas. Na Figura 8 é apresentado o local de implantação dos sistemas de *wetlands*.



Figura 8 – Vista aérea do local de instalação dos *wetlands*

Fonte: Google maps

Para montagem dos sistemas foram utilizadas duas caixas de cloreto de polivilina (PVC) com 47,55 L de volume útil. Nas Figuras 10 e 11 são apresentados o local de implantação dos *wetlands* e um desenho esquemático das caixas utilizadas para montagem do experimento.

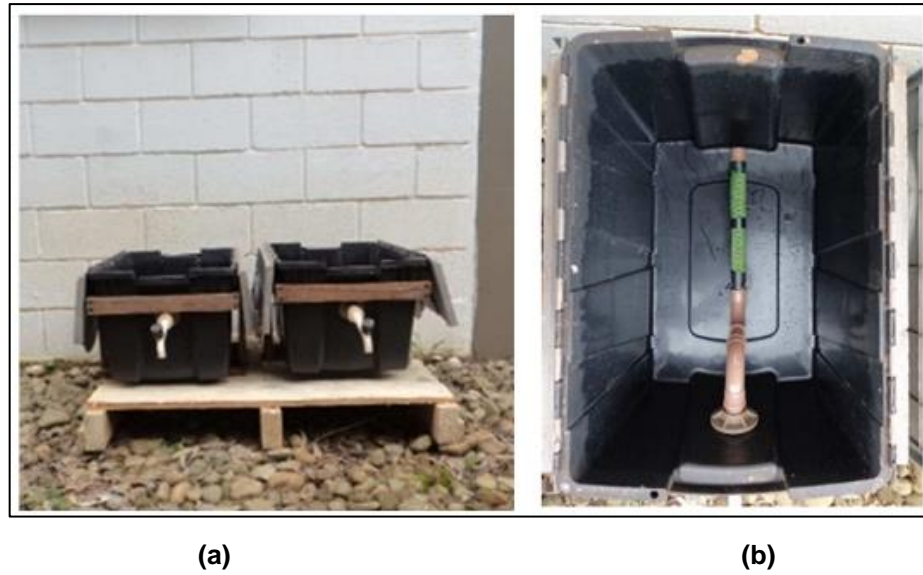


Figura 9– (a) Caixas de PVC; (b) Tubulação de drenagem
Fonte: Autoria própria.

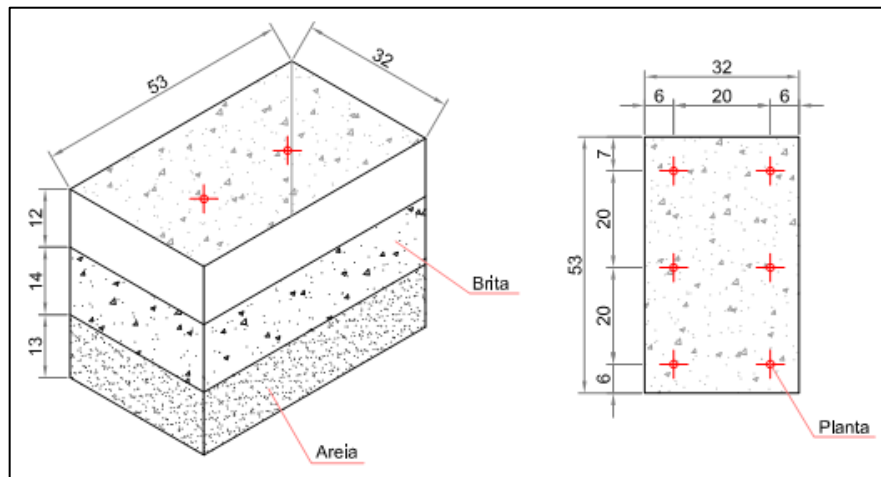


Figura 10 – Desenho esquemático da caixa W-01
Fonte: Autoria própria.

Pode-se observar na Figura 9 que as caixas de PVC possuem um sistema de drenagem, o qual é composto por uma tubulação com 30 cm de comprimento de PVC e diâmetro nominal de 25 mm, perfurada com orifícios de 0,5 cm, além de um registro de ½” e uma tela (sombrite) para revestimento da tubulação perfurada, a fim de evitar carreamento dos grãos de areia com o efluente tratado.

Para montagem dos sistemas, uma camada de 13 cm de areia grossa foi disposta na base das caixas, sobrepostas por uma camada de 14 cm de brita #1.

Em um dos sistemas foram plantadas mudas de *Zantedeschia aethiopica* (copo de leite branco).

O sistema plantado com macrófitas foi denominado de “P” e o não plantado de “F” (filtro).

4.2 Caracterização do meio filtrante

Os meios filtrantes utilizados nos sistemas P e F foram areia e brita. Estes materiais foram estudados para conhecer suas principais características e, com isso, avaliar sua influência nos resultados de eficiência dos sistemas.

Os parâmetros, os métodos de análise e as referências utilizadas são apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Métodos de análise e referências utilizados na caracterização do meio filtrante

Parâmetros	Unidades	Referência	Areia	Brita
Granulometria	-	NBR 7217 (ABNT, 1987)	x	x
pH	-	ASTM D 3838-80 (1999)	x	
Teor de umidade	%	NBR 9939 (ABNT, 1987)	x	x
Teor de cinzas	%	NBR 8289 (ABNT, 1987)	x	x
Teor de material volátil	%	ASTM D 5832-98 (2003)	x	x

Fonte: Autoria própria.

4.2.1 Ensaio de Granulometria

Para determinação da composição granulométrica dos materiais filtrantes (areia e brita) tomou-se como base o procedimento normatizado pela ABNT NBR 7217 (ABNT, 1987). Primeiramente foi feita a secagem da amostra do material em estufa (105 °C – 110 °C) e cada amostra foi dividida em duas partes iguais para determinação de suas massas.

Em seguida, as peneiras da série normal e intermediária foram encaixadas numa sequência crescente de aberturas da base para o topo do conjunto e, sob a peneira de 0,15 mm, foi encaixado o fundo das peneiras. Uma das amostras foi colocada sobre o conjunto de peneiras, o qual foi fechado para agitação mecânica por aproximadamente 10 minutos. Após a agitação, destacou-se e agitou-se manualmente cada peneira para remover o material retido em cada malha e os dois lados das peneiras foram escovados para que o material não ficasse retido nas malhas. Depois, as massas que ficou retida em cada uma das peneiras e no fundo do conjunto foram determinadas.

Estes passos descritos foram repetidos para cada amostra de material.

Com a massa do material retido em cada peneira foi possível calcular o percentagem do material retido em cada malha. Estas porcentagens não devem diferir em mais que 4% entre as amostras 1 e 2 de cada material. Desta forma, os materiais são classificados segundo a NBR 7211 (2009).

A classificação granulométrica da areia é apresentada na Tabela 4.

Tabela 4 – Limites granulométricos para o agregado miúdo

Peneira ABNT	Porcentagem, em peso, retida acumulada na peneira ABNT, para a			
	Zona 1 (muito fina)	Zona 2 (fina)	Zona 3 (média)	Zona 4 (grossa)
9,5 mm	0	0	0	0
6,3 mm	0 a 3	0 a 7	0 a 7	0 a 7
4,8 mm	0 a 5 ^(A)	0 a 10	0 a 11	0 a 12
2,4 mm	0 a 5 ^(A)	0 a 15 ^(A)	0 a 25 ^(A)	5 ^(A) a 40
1,2 mm	0 a 10 ^(A)	0 a 25 ^(A)	10 ^(A) a 45 ^(A)	30 ^(A) a 70
0,6 mm	0 a 20	21 a 40	41 a 65	66 a 85
0,3 mm	50 a 85 ^(A)	60 ^(A) a 88 ^(A)	70 ^(A) a 92 ^(A)	80 ^(A) a 95
0,15 mm	85 ^(B) a 100	90 ^(B) a 100	90 ^(B) a 100	90 ^(B) a 100

(A) Pode haver uma tolerância de até um máximo de 5 % em um só dos limites marcados com a letra A ou distribuídos em vários deles.

(B) Para agregado miúdo resultante de britamento, este limite pode ser 80.

Adaptado de: ABNT NBR 7211 (ABNT,2009).

A classificação da brita é apresentada na Tabela 5.

Tabela 5 – Limites granulométricos para o agregado graúdo

Graduação	Porcentagem retida acumulada, em peso, nas peneiras de abertura nominal, em mm, de						
	152	76	64	50	38	32	25
0	-	-	-	-	-	-	-
1	-	-	-	-	-	-	0
2	-	-	-	-	-	0	0 - 25
3	-	-	-	0	0 - 30	75 - 100	87 - 100
4	-	0	0 a 30	75 - 100	90 - 100	95 - 100	-
5	-	-	-	-	-	-	-

Graduação	Porcentagem retida acumulada, em peso, nas peneiras de abertura nominal, em mm, de					
	19	12,5	9,5	6,3	4,8	2,4
0	-	0	0 - 10	-	80 - 100	95 - 100
1	0 - 10	-	80 - 100	92 - 100	95 - 100	-
2	75 - 100	90 - 100	95 - 100	-	-	-
3	95 - 100	-	-	-	-	-
4	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-

Fonte: Adaptado de ABNT NBR 7211 (ABNT, 2009).

4.2.2 pH

O pH é um parâmetro importante, pois influencia no processo de adsorção, uma vez que determina as interações eletrostáticas (LOUREIRO, 2012).

Para determinação do potencial hidrogeniônico utilizou-se o processo normatizado pela norma ASTM D 3838-80 (1999). Vale ressaltar que esta norma é específica para determinação do pH de carvão ativado, porém, por falta de norma específica para areia, foram feitas adaptações desta norma para ensaiar o material.

Primeiramente, 10 g de areia foram misturadas com 100 mL de água ionizada, e esta mistura foi aquecida a 90 °C e agitada por 15 min. Em seguida, a mistura foi filtrada com papel filtro e deixou-se esfriar até atingir temperatura de

50 °C. Neste momento o pH foi determinado utilizando-se pHmetro, previamente calibrado.

4.2.3 Teor de umidade

Para determinação da umidade utilizou-se o processo de secagem em estufa, normatizado pela NBR 9939 (ABNT, 1987). Esta norma é específica para determinação da umidade em agregados graúdos, porém, como o teor de umidade é um parâmetro simples, optou-se por utilizar a mesma metodologia para determinação da umidade da areia.

Primeiramente, foram coletadas amostras de areia e brita e suas massas foram determinadas - $M_i(b)$ e $M_i(a)$. Em seguida, estas amostras foram levadas a estufa a 110 °C por 24 h. Decorrido este tempo, as amostras foram retiradas e novamente determinadas suas massas - $M_f(b)$ e $M_f(a)$. Desta forma foi possível calcular o teor de umidade pela Equação (15).

$$h (\%) = \frac{M_i - M_f}{M_f} \cdot 100 \quad (15)$$

Em que:

h = teor de umidade;

M_i = massa da amostra úmida e;

M_f = massa da amostra seca em estufa.

4.2.4 Teor de cinzas

As cinzas são impurezas minerais e sua procedência deve-se a combinação entre materiais orgânicos e inorgânicos (LOUREIRO, 2012). Os principais minerais encontrados nas cinzas são cálcio, magnésio, fósforo e silício (BARCELLOS, 2007).

Para determinação do teor de cinzas utilizou-se o método normatizado pela NBR 8289 (ABNT, 1987). Vale ressaltar que esta norma é específica para determinação do teor de cinzas de carvão mineral, porém, por falta de norma específica para brita e areia, foi feita adaptações desta norma para ensaiar a areia. Toda e qualquer consideração foi devidamente estudada e justificada, validando este método utilizado.

Primeiramente, quatro cadinhos de porcelana foram acondicionados em uma mufla a temperatura de 650 °C durante uma hora. Após esse período, os cadinhos foram retirados e colocados no dessecador até atingirem temperatura ambiente. Em seguida, os cadinhos foram envolvidos em papel filme para manter suas propriedades.

Amostras de aproximadamente 10 g de areia foram secas em estufa a 150 °C durante 3 h. Após esse período, as amostras foram acondicionados no dessecador para resfriamento e em seguida, foram divididas em duas partes iguais e cada parte foi colocada em cadinhos de porcelana.

Os cadinhos foram levados para mufla a 650 °C durante 8 h. Após este período, os cadinhos foram transferidos para dessecador para resfriamento e, posteriormente determinadas suas massas. Desta forma, foi possível calcular o teor de cinzas pela Equação (16).

$$\text{Teor de cinzas (\%)} = \frac{\text{massa de sólidos restantes}}{\text{massa inicial da amostra}} \cdot 100 \quad (16)$$

O mesmo procedimento foi realizado para a brita.

4.2.5 Teor de material volátil

Para determinação do material volátil da areia e da brita utilizou-se o método previsto pela norma ASTM D 5832-98 (2003). Vale ressaltar que esta norma é específica para determinação do material volátil presente no carvão ativado, porém,

por falta de norma específica para brita e areia, foram feitas adaptações desta norma para ensaiar os materiais citados.

Para aplicação da norma ASTM D 5832-98 (2003), é necessário determinar o teor de umidade do material. Neste trabalho de conclusão de curso a norma adotada para determinação da umidade foi a NBR 9939 (ABNT, 1987).

Após a determinação do teor de umidade descrito no item 1.1.3, um cadinho foi calcinado na mufla por aproximadamente 30 min a $950\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 25\text{ }^{\circ}\text{C}$ e em seguida, resfriado no dessecador. Sua massa foi determinada em balança analítica de precisão.

Foi adicionado material, determinado em balança analítica e o conjunto foi colocado novamente na mufla por $7\text{ min} \pm 10\text{ s}$ a temperatura de $950\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 25\text{ }^{\circ}\text{C}$. Em seguida, o conjunto foi resfriado no dessecador e sua massa novamente determinada.

Para obtenção do teor de material volátil foram usadas as Equações (17) e (18).

$$PP (\%) = \frac{M_i - M_f}{M_i - M_c} \cdot 100 \quad (17)$$

Em que:

PP = perda de peso em porcentagem;

M_i = massa do cadinho com a amostra inicial;

M_f = massa do cadinho com a amostra final, sem material volátil;

M_c = massa do cadinho.

$$MV (\%) = PP - h \quad (18)$$

Em que:

MV = porcentagem de material volátil;

PP = porcentagem de perda de peso;

h = umidade, determinada na Equação (11).

4.3 Efluente de frigorífico

4.3.1 Local de coleta

O efluente utilizado no experimento foi proveniente de um frigorífico que produz embutidos, mais especificamente linguiça suína, localizado na cidade de Curitiba, estado do Paraná.

No frigorífico, está instalada uma estação de tratamento de efluentes composta por um sistema de peneiramento seguido por um tanque séptico, dimensionado com base na ABNT NBR 7229 (ABNT, 1993).

O efluente gerado no frigorífico passa pela estação de tratamento e é encaminhado para um coletor tronco pertencente ao sistema de esgotamento sanitário de Curitiba.

O sistema de peneiramento é composto por duas malhas, sendo uma fina (superior) e a outra grossa. Esta caixa é responsável pela retenção dos sólidos presentes no efluente.

O tanque séptico é composto por duas câmaras em formato prismático com 1,80 m de largura, 3,60 m de comprimento, 6,46 m³ de volume da câmara 1 e 3,23 m³ de volume da câmara 2 e foi dimensionado para tempo de detenção hidráulica de 0,7 d. Este tanque possui 3 tampas para inspeção. Na figura a seguir está representado um corte transversal do tanque bem como o local de coleta.

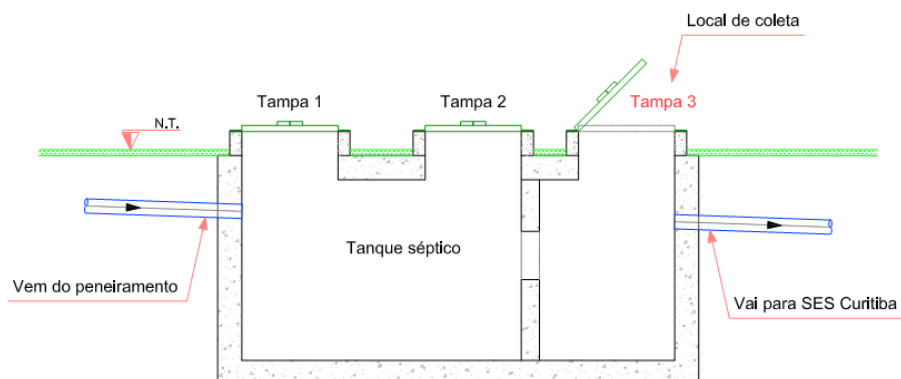


Figura 11 – Corte transversal do tanque séptico

Fonte: Autoria própria

Pode-se observar na Figura 10 – Desenho esquemático da caixa W-01 Figura 10 que o efluente utilizado nesta pesquisa foi coletado próximo à saída do tanque séptico, após o resíduo ter passado pelo tratamento físico de peneiramento e processo anaeróbio no tanque.

4.3.2 Características do efluente

Amostras do efluente eram coletadas pela manhã no frigorífico nos dias em que as campanhas foram realizadas, como descrito no item 4.4 e encaminhadas ao Laboratório de Saneamento da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.

No laboratório, o efluente de cada sistema era caracterizado para determinação dos parâmetros físico-químicos apresentados na Tabela 6, de acordo com metodologias descritas por Eaton et al. (2005) em duplicata.

Tabela 6 – Métodos de análise e referência utilizadas para os ensaios físico – químicos do efluente

Parâmetros	Unidade	Método de análises	Método N°	Referência
Temperatura do líquido	°C	-	-	-
pH	-	Potenciométrico	4.500_H ⁺	Eaton et al. (2005)
DQO	mg.L-1	Espectrofotométrico	5.220_D	Eaton et al. (2005)
Nitrogênio amoniacal	mg.L-1	Titulométrico	4.500_NH ₄ ⁺	Eaton et al. (2005)
Nitrito (N - NO ₂ ⁻)	mg.L-1	Espectrofotométrico	4.500_NO ²⁻	Eaton et al. (2005)
Nitrato (N - NO ₃ ⁻)	mg.L-1	Espectrofotométrico	4.500_NO ³⁻	Eaton et al. (2005)
Fósforo total	mg.L-1	Espectrofotométrico	4.500_P	Eaton et al. (2005)

Fonte: Autoria própria.

4.4 Procedimento experimental

Para cumprir os objetivos propostos foram realizadas quatro campanhas durante os meses de outubro e novembro de 2014. Porém, os dados da primeira campanha foram descartados em função de evento de chuva após duas horas do

início do experimento. Os dados desta primeira batelada serão apresentados no próximo capítulo.

Os sistemas foram operados em batelada com coleta de amostras do efluente para verificar a eficiência e comparar o comportamento dos sistemas no tratamento do efluente do frigorífico.

As datas e horários das campanhas, bem como o número e intervalo entre as coletas são apresentados na Tabela 7.

Tabela 7 – Características das campanhas realizadas

Campanhas	1 ^a	2 ^a	3 ^a	4 ^a
Data	17/10/2014	14/11/2014	21/11/2014	28/11/2014
Temperatura do ambiente (°C)	30°	22°	28°	28°
N° coletas	1	3	4	4
Intervalo entre as coletas (h)	2	2	2	2
Início da campanha (h)	14:00	11:15	08:50	07:55
Término da campanha (h)	16:00	17:15	16:50	15:55

Fonte: Autoria própria.

Cada campanha foi realizada em 5 etapas, sendo:

- a) **Coleta do efluente bruto:** A coleta das amostras do efluente bruto no frigorífico era feita no tanque séptico e estas eram armazenadas em duas bombonas de 20 L (cada) em temperatura ambiente.
- b) **Transporte do efluente bruto ao laboratório:** As bombonas contendo o efluente eram transportadas para o Laboratório de Saneamento da UTFPR, câmpus Curitiba, sede Ecoville.
- c) **Início da campanha e caracterização do efluente bruto:** No laboratório era feita a caracterização do efluente bruto e o enchimento dos sistemas de *wetlands* F e P com 4 L de efluente bruto (cada).
- d) **Primeira coleta:** Após duas horas do enchimento, era feita coleta de 100 mL de efluente tratado de cada sistema e as amostras eram caracterizadas segundo os parâmetros adotados na Tabela 6. As demais coletas eram realizadas em intervalos de duas horas.

e) Término da campanha: Ao término das campanhas, os sistemas eram alimentados com água do córrego existente no câmpus para manutenção das macrófitas e eficiência dos sistemas.

Com os resultados experimentais obtidos, foi possível calcular as eficiências dos sistemas F e P e realizar estudo cinético da remoção da matéria orgânica e a análise estática.

4.4.1 Estudo cinético

Com os resultados obtidos nos ensaios em batelada foi possível determinar as constantes cinéticas aparentes de consumo de matéria orgânica pelos modelos cinéticos de 1ª ordem (Equação 19) e de 2ª ordem (Equação 20).

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C^1 \quad (19)$$

$$\frac{dC}{dt} = -K \cdot C^2 \quad (20)$$

Em que:

$\frac{dC}{dt}$ = velocidade de reação ($\text{mg.L}^{-1}.\text{h}^{-1}$);

K = constante cinética (h^{-1});

C^1 =concentração do composto para modelos cinéticos de 1ª ordem (mg.L^{-1});

C^2 =concentração do composto para modelos cinéticos de 2ª ordem (mg.L^{-1}).

Com os ajustes cinéticos foi possível determinar as velocidades de consumo de matéria orgânica e os coeficientes de correlação R^2 .

4.4.2 Análise estatística

A fim de comparar estatisticamente os resultados entre o sistema plantado e com filtro, utilizou-se a ferramenta estatística da Teoria de Erros (VUOLO, 1996). Os parâmetros analisados foram pH, temperatura do líquido, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo para as campanhas 2, 3 e 4.

Primeiramente foi calculada a média dos resultados e seu desvio padrão pelas Equações 21 e 22.

$$\bar{y} = \sum_{i=1}^n y_i \quad (21)$$

$$\sigma_p = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum (y_i - \bar{y})^2} \quad (22)$$

Em que:

\bar{y} = média aritmética;

$y_i = y_1, y_2, y_3, \dots, y_i, \dots, y_n$, são os resultados obtidos nos ensaios;

σ_p = desvio padrão;

n = número de amostras.

Em seguida, os valores de σ_p foram corrigidos pelo coeficiente de *Student* para poucos dados e o erro médio é calculado pela Equação 23.

$$\sigma_m = \frac{\sigma_p * CS}{\sqrt{n}} \quad (23)$$

Em que:

σ_m = erro médio;

CS = coeficiente de *Student* para poucos dados.

Para verificar a diferença entre os resultados do sistema plantado e com filtro, compara-se o valor de $\bar{x} \pm \sigma_m$ obtido nos sistemas com filtro e com planta. Na Tabela 8 são apresentados os intervalos de confiança com seus respectivos níveis de confiança.

Tabela 8 – Intervalos e níveis de confiança da Teoria dos Erros

Intervalo de confiança	Confiança
$(\bar{Y} - \sigma_m) < \bar{Y} < (\bar{Y} + \sigma_m)$	68,27%
$(\bar{Y} - 2\sigma_m) < \bar{Y} < (\bar{Y} + 2\sigma_m)$	95,45%
$(\bar{Y} - 3\sigma_m) < \bar{Y} < (\bar{Y} + 3\sigma_m)$	99,73%

Fonte: Autoria própria.

Para este trabalho de conclusão de curso, foi utilizado nível de confiança de 95,45%.

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Neste capítulo apresentam-se primeiramente os resultados da caracterização do meio filtrante e, em seguida, os resultados e discussões obtidos a partir das quatro campanhas de monitoramento dos *wetlands* plantado e não plantado.

5.1 Caracterização do meio filtrante

Os ensaios para caracterização físico-química dos materiais constituintes do meio filtrante foram realizados em duplicata, e os resultados são apresentados na Tabela 9.

Tabela 9 - Resultados da caracterização do meio filtrante

Parâmetros	N	Areia	Brita
Granulometria	2	Grossa	# 1
pH	2	6,75 ± 1,05	8,80 ± 0,14
Teor de umidade (%)	2	4,50 ± 0,10	0,03 ± 0,01
Teor de cinzas (%)	2	0,42 ± 0,01	7,13 ± 6,00
Teor de material volátil (%)	2	0,20 ± 0,00	19,00 ± 10,00

Legenda: N: nº de amostras.

Fonte: A autoria própria.

O ensaio de granulometria dos materiais utilizados como meio filtrante nos sistemas resultou em areia grossa e brita #1. Nava e Lima (2012) trabalharam com areia média e brita #2 no tratamento de esgotos domésticos. Ribas e Fiorini (2004) utilizaram areia grossa e brita #2 no tratamento de esgotos sanitários. Sousa (2003) utilizou areia de granulometria média e brita com diâmetro inferior a 5 mm no pós-tratamento de efluente de um câmpus universitário.

O valor obtido para pH foi de 6,75 ± 1,05 para areia e de 8,80 ± 0,14 para brita. Dependendo da superfície do material, ou seja, se esta é básica ou ácida, pode-se determinar suas propriedades adsorptivas e também suas reações de decomposição (BANSAL; GOYAL, 2005).

Os valores para teor de umidade encontrado foram de $4,50 \pm 0,10\%$ e $0,03 \pm 0,01\%$ para areia e brita, respectivamente. Há importância em conhecer a umidade dos materiais, pois a água pode ocupar a superfície ativa do sólido, podendo dificultar a adesão e a atividade microbiana.

O teor de cinzas verificado para areia foi de $0,42 \pm 0,01\%$ e para brita de $7,13 \pm 6,00\%$. De acordo com Brandão (2006) essa análise fornece uma indicação do teor de matéria orgânica, pois por meio do aquecimento, as substâncias voláteis que se decompõem pelo calor são eliminadas e a matéria orgânica transformada em CO_2 , H_2O , dentre outros compostos.

O teor de material volátil encontrado foi de $0,20 \pm 0,00\%$ para areia e de $19,00 \pm 10,00\%$ para brita. Segundo Gontijo (1996), os parâmetros físicos que afetam diretamente o teor de material volátil são área superficial específica e distribuição de porosidade. Elevados valores de teor de material volátil geralmente significam valores baixos de área superficial específica.

Há uma dificuldade em padronizar a preparação dos *wetlands* construídos, pois ainda não há norma específica para este tipo de tratamento.

5.2 Caracterização do afluente

Para caracterização do esgoto proveniente de um frigorífico suíno realizou-se sete perfis de amostragem temporal com determinação dos parâmetros físicos, químicos pH, temperatura, DQO, N-amoniaco, nitrito, nitrato e fósforo.

Na Tabela 10 é apresentado um resumo dos valores médios obtidos na caracterização físico-química do efluente no período de outubro e novembro de 2014.

Tabela 10 – Resultados da caracterização do afluente usado como substrato na alimentação dos sistemas

Parâmetros	N	Efluente Bruto			
		x	DP	Mín	Máx
pH	4	7,13	0,74	6,20	8,00
T (°C)	4	23,85	1,91	21,30	25,80
DQO (mg.L-1)	4	921	241	612,26	1.190,43
N-amoniacal (mg.L-1)	4	76,11	49,75	41,93	150,05
Nitrito (mg.L-1)	4	0,12	0,04	0,08	0,18
Nitrato (mg.L-1)	4	3,36	4,96	0,18	10,70
Fósforo (mg.L-1)	4	41	17	23	64

Legenda: N: n° de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo.

Limites de detecção: DQO: < 10 mg.L⁻¹; N-amon: 0 mg.L⁻¹; Nitrito: 0,015 - 0,600 mg.L⁻¹ NO₂-N; – 15,0 mg.L⁻¹ PO₄; Nitrato: 5 – 35 mg.L⁻¹ NO₃ – N / 22 – 155 mg.L⁻¹ NO₃; Fósforo: 0,5 – 5,0 mg.L⁻¹ PO₄ - P

Fonte: Autoria própria

Na Tabela 10 é possível notar que o valor médio obtido de temperatura do líquido foi de $23,85 \pm 1,91$ °C, com pico mínimo de 21,30 °C e máximo de 25,80 °C. Os valores de pH variaram de 6,20 a 8,00, ou seja, ambos os parâmetros estão em faixas favoráveis à ocorrência de processos biológicos de tratamento de efluentes (SPERLING, 1993).

As concentrações de matéria orgânica em termos de DQO variaram de 612 a 1.190 mg.L⁻¹. Moraes (2004) obteve 2.183 mg.L⁻¹ na caracterização do afluente de suinocultura. Tavares et al. (2007) notaram DQO de 1.690 mg.L⁻¹ no efluente de suinocultura.

A concentração média de N-amoniacal obtida foi de $76,11 \pm 49,75$, com valor mínimo de 41,93 mg.L⁻¹ e máximo de 150,05 mg.L⁻¹. Tavares et al. (2007) obtiveram concentrações que variaram de $7,69 \pm 0,05$ a $17,26 \pm 0,36$ mg/L⁻¹ e Moraes (2004) de 164 mg.L⁻¹.

As concentrações de nitrato variaram de 0,18 a 10,70 mg.L⁻¹. Tavares et al. (2007) encontraram valores entre 0,38 mg.L⁻¹ e 2,69 mg.L⁻¹.

A concentração média de fósforo encontrada no efluente bruto foi de 41 ± 17 mg.L⁻¹. Pereira-Ramirez et al. (2003) caracterizaram o efluente suíno proveniente de um reator UASB e obtiveram faixa de valores de 50 a 95 mg.L⁻¹.

5.3 Caracterização do efluente

Na Tabela 11 é apresentado um resumo dos resultados obtidos nas 4 campanhas com coletas de amostras a cada duas horas, totalizando 4 amostras do efluente bruto e 12 amostras de efluente tratado. Foram calculadas as médias, desvio padrão e valores mínimo e máximo dos resultados obtidos.

Os resultados correspondem as variações de pH, temperatura do líquido, DQO, N-amoniaco, nitrito (N-NO_2^-), nitrato (N-NO_3^-) e fósforo (PO_4^{-3}) nas amostras do efluente dos sistemas com filtro e com planta.

As campanhas foram realizadas nos dias 17 de outubro e 14, 21 e 28 de novembro de 2014.

De maneira geral os valores de pH resultaram próximos à neutralidade, sendo maior no efluente do filtro que variou de 6,90 a 8,80 e no efluente do sistema plantado de 6,90 a 8,00.

Segundo Prata et al. (2013), faixas de pH próximas à neutralidade fornecem condições mais adequadas para degradação da matéria orgânica pelos microrganismos. De acordo com Metcalf e Eddy (1991), a faixa ótima de pH para o crescimento bacteriano situa-se entre 6,5 e 8,5. Isto pode ter influenciado na maior remoção de DQO no sistema plantado (88%) comparada a do sistema com filtro (80%).

Os valores médios obtidos para temperatura do efluente foram de 15,30 °C a 24,90 °C, com média de $20,48 \pm 3,81$ °C e no filtro de 16,30 °C a 25,90 °C com média de $21,10 \pm 3,95$ °C no sistema plantado. Segundo Sperling (1996), a faixa de temperatura ideal indicada para otimização de processos biológicos é a mesofílica (25 °C a 40 °C).

Tabela 11 – Resultados da caracterização físico-química do efluente dos sistemas com filtro e plantado

Parâmetros	N	Bruto				N	Filtro				Planta			
		x	DP	Mín	Máx		x	DP	Mín	Máx	x	DP	Mín	Máx
pH	4	7,13	0,74	6,20	8,00	12	7,48	0,65	6,90	8,80	7,29	0,41	6,90	8,00
T (°C)	4	23,85	1,91	21,30	25,80	12	20,48	3,81	15,30	24,90	21,10	3,95	16,30	25,90
DQO (mg.L ⁻¹)	4	921	241	612	1.190	12	184	127	10	357	111	122	10,00	418
N-amoniaco (mg.L ⁻¹)	4	76,11	49,75	41,93	150,05	12	10,62	5,24	0,00	17,28	6,72	1,93	3,43	9,15
Nitrito (mg.L ⁻¹)	4	0,12	0,04	0,08	0,18	12	0,52	0,54	0,03	1,25	0,04	0,02	0,02	0,10
Nitrato (mg.L ⁻¹)	4	3,36	4,96	0,18	10,70	12	6,23	5,81	0,55	15,90	0,52	0,39	0,04	1,27
Fósforo (mg.L ⁻¹)	4	41	17	23	64	12	12	9	5	27	4	2	0,3	8

Legenda: N: n° de amostras; x: média aritmética; DP: desvio padrão; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo

Limites de detecção: DQO: < 10 mg.L⁻¹; N-amon: 0 mg.L⁻¹; Nitrito: 0,015 - 0,600 mg.L⁻¹ NO₂-N;

Nitrato: 5 – 35 mg.L⁻¹ NO₃ – N / 22 – 155 mg.L⁻¹ NO₃; **Fósforo:** 0,5 – 5,0 mg.L⁻¹ PO₄

Fonte: Autoria própria.

Andrade (2012) avaliou o desempenho da espécie *Canna x generalis* no tratamento de esgoto sintético e obteve variações de temperatura de 16,30°C a 23,5°C. Segundo este autor, a temperatura determina a velocidade das reações, podendo retardar ou acelerar os processos de depuração dos efluentes. Kaldlec e Knight (1996) afirmam que nos sistemas de *wetlands* a atividade biológica é influenciada diretamente pela temperatura do efluente, que quando mais elevada pode aumentar a atividade microbiana.

A DQO no efluente variou de 10 a 357 mg.L⁻¹ (média de 184 ± 127 mg.L⁻¹) no filtro e de 10 a 418 mg.L⁻¹ (média de 111 ± 122 mg.L⁻¹) no sistema plantado, resultando em eficiência de 80% e 88%, respectivamente. Pode-se observar que a concentração média de DQO é menor que o desvio padrão, provavelmente isto aconteceu pelo arraste de sólidos no efluente sendo possível o desprendimento da biomassa aderida ao material de preenchimento e de partes do bulbo da macrófita. Segundo Almeida et al. (2007), grande parte da remoção de matéria orgânica em *wetlands* plantados se deve à maior translocação de oxigênio para a rizosfera, que estimula a quebra dos componentes carbonáceos. Prata et al. (2013) obtiveram eficiências de 75,5% em sistemas plantados com *Zantedeschia aethiopic* e 79,7% em sistemas plantados com culturas mistas de *Strelitzia reginae*, *Anthurium andreaeanum* e *Agapanthus africanus* tratando esgotos sanitários. Testa (2013) obteve eficiência de 75% no filtro e 84% no sistema plantado com *Eleocharis mutata* (L.) no tratamento de esgoto doméstico.

Sakori (1995) avaliou a eficiência das macrófitas *Scirpus acutus*, *Phragmites communis* e *Phalaris arundinacea*, *Typha sp.*, *Scirpus atrovirens georgianus* e *Scirpus cyperinus* no tratamento de esgotos sanitários e não encontrou diferenças na eficiência de remoção de DQO entre os sistemas plantados e os não plantados.

A concentração de nitrito variou de 0,03 a 1,25 mg.L⁻¹ (0,52 ± 0,54 mg.L⁻¹) no filtro e de 0,02 a 0,10 mg.L⁻¹ (0,04 ± 0,02 mg.L⁻¹) no sistema plantado. O nitrogênio permanece na forma de nitrito por períodos de tempo muito pequenos, uma vez que é um produto intermediário da nitrificação (ALMEIDA et al., 2007).

Em relação ao nitrato, observa-se que houve aumento na concentração no filtro e diminuição no sistema plantado, de 0,55 a 15,90 mg.L⁻¹ (6,23 ± 5,81 mg.L⁻¹) e de 0,04 a 1,27 mg.L⁻¹ (0,52 ± 0,39 mg.L⁻¹), respectivamente. Silva (2007) avaliou a eficiência da *Oriza Sativa L.* no tratamento de esgoto sanitário e encontrou aumento da concentração de nitrato nos sistemas plantados e não plantados (2 a 116%). A

autora justificou estes resultados à ocorrência do processo de nitrificação, estimulado pela quantidade de oxigênio existente no sistema. A diferença de concentração no filtro e no sistema plantado pode ser justificada pela presença das raízes das macrófitas que podem ter retido parte do N-NO_3^- , enquanto que no filtro, este elemento foi convertido quase que totalmente, ficando retido apenas pelo filtro composto de areia e brita.

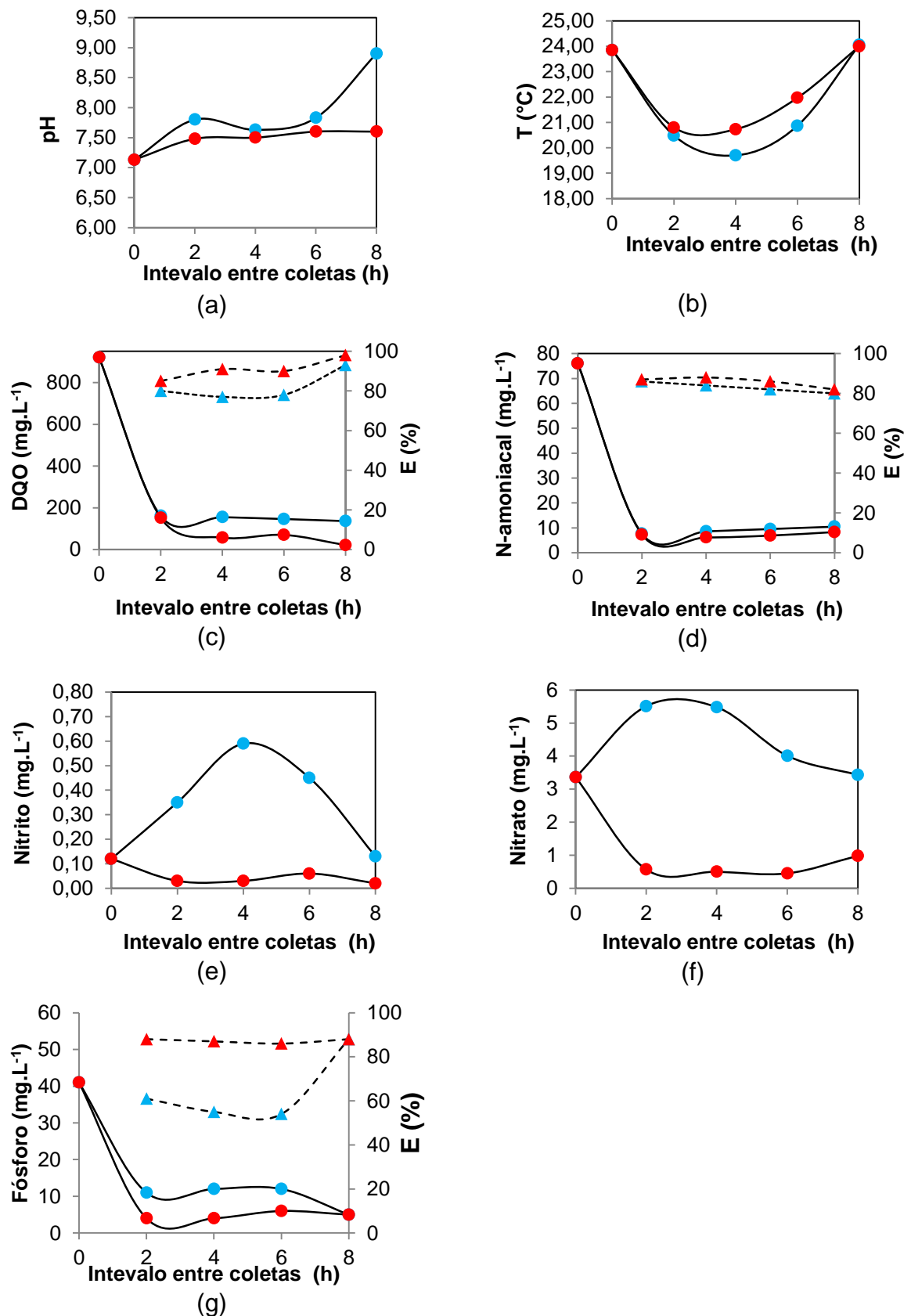
Almeida et al. (2007) estudaram a eficiência da *Typha angustifolia* L. no tratamento de esgoto doméstico e obtiveram eficiência de 50,45% de remoção de nitrato.

A concentração de fósforo variou de 5 a 27 mg.L^{-1} ($12 \pm 9 \text{ mg.L}^{-1}$) no filtro e de 0 a 8 mg.L^{-1} ($4 \pm 2 \text{ mg.L}^{-1}$) no sistema plantado. Testa (2013) obteve eficiências de remoção de 84% para o sistema plantado e 90% para o filtro. Segundo Silva (2007), a remoção de fósforo deve-se à parcela adsorvida somada à precipitada, imobilizada pelos microrganismos no filtro e à parcela absorvida pelas macrófitas no sistema plantado.

Segundo Silva (2007) a precipitação do fósforo ocorre junto com o cálcio, quando o pH varia de 7,0 a 7,5; e que para valores menores de pH, a precipitação do fósforo ocorre junto com alumínio e ferro.

Pelissari (2013) obteve eficiência de remoção de fósforo de 68% em filtros horizontais e 16% em filtros verticais plantados com *Typha domingensis* Pers para tratamento de efluente bovino. Segundo o autor, a baixa eficiência de remoção de fósforo pode ser explicada devido a saturação do sistema (material filtrante e macrófitas), uma vez que o sistema foi operado por mais de 9 meses.

Na Figura 12 são apresentadas as variações dos parâmetros físico-químicos pH, temperatura, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo, e as eficiências de remoção dos sistemas filtro e plantado ao longo do tempo.



Na Figura 12a é possível notar aumento do pH nos sistemas nas duas primeiras horas, seguido de comportamento constante. Após 6 horas foi verificado um pico no sistema filtro.

Na Figura 12b é possível notar que a temperatura de ambos os sistemas teve comportamento semelhante, com decréscimo nas 4 primeiras horas iniciais (que corresponde às treze horas do dia), seguido de acréscimo e recuperação a valor similar ao inicial.

Na Figura 12c é possível notar que a DQO também teve comportamento semelhante nos dois sistemas, com maior remoção nas duas primeiras horas. Também nas duas primeiras horas foi verificada, no sistema plantado, eficiência de remoção de 85% enquanto no filtro foi de 80%. Ao final de 8 h, foi observada eficiência de 98% no sistema plantado e 93% no filtro. Testa (2013) também obteve remoção acentuada de matéria orgânica no início da campanha, nas primeiras 8 horas, porém, com maior eficiência no filtro (81%) em relação ao sistema plantado (67%).

Na Figura 12d nota-se comportamento semelhante em relação à remoção de N-amoniacoal em ambos os sistemas. Assim, como a DQO, houve decréscimo acentuado nas duas primeiras horas, resultando em eficiência de 86% no filtro e 87% no sistema plantado. A eficiência final, após 8 horas de campanha, foi de 80% e 82% no filtro e no sistema plantado, respectivamente. Ucker, Almeida e Kemerich (2012) obteve eficiência média de 93,9% de remoção de N-amoniacoal para um *wetland* plantado com *Vetiveria zizanioides* L. Nash e 42% em sistema similar não plantado. Kadlec e Knight (1996) atentam para os diferentes processos de remoção do nitrogênio amoniacoal da fração líquida nos sistemas de tratamento por alagados construídos, destacando a incorporação na biomassa vegetal, a adsorção ao material filtrante e, com mais ênfase, a nitrificação seguida da desnitrificação. Abrantes (2009) explica que uma das explicações para a remoção de nitrogênio amoniacoal é a oxigenação do meio pelas plantas, nas quais as bactérias nitrificantes utilizam o oxigênio para oxidar o nitrogênio amoniacoal no processo de nitrificação.

Pela Figura 12e é possível notar que o nitrito resultou em concentrações de 0,02 a 1,25 mg.L⁻¹ nos sistemas, como verificado por Almeida (2007) que notou o mesmo comportamento em períodos de tempo pequenos. A baixa concentração está relacionada ao fato do nitrito ser um íon instável de transição que se converte rapidamente em nitrato ou nitrogênio.

Na Figura 12f é possível notar produção de nitrato nas primeiras duas horas ($5,51 \text{ mg.L}^{-1}$) no filtro e acentuada remoção ($0,57 \text{ mg.L}^{-1}$) no sistema plantado. Após 8 h de tratamento foi verificada concentração próxima à inicial de $3,73 \text{ mg.L}^{-1}$ no filtro e $0,98 \text{ mg/L}$ no sistema plantado. Mazola et al. (2005) obtiveram remoção no sistema plantado com *Typha sp.* e *Eleocharis sp.* (60%), porém, ressaltaram que inicialmente houve produção de nitrato, seguida de remoção.

Na Figura 12g, nota-se que os dois sistemas apresentaram remoção de fósforo nas duas horas iniciais da batelada. Após este período as concentrações reduziram a 4 mg.L^{-1} no sistema plantado e 11 mg.L^{-1} no filtro. Ao final das campanhas, as eficiências de remoção foram de 88% para os dois sistemas.

O efluente final enquadra-se em boa parte das diretrizes preconizadas nas Resoluções 357/2005 e 430/2011 do CONAMA, pois apresentou pH entre 5,0 e 9,0, temperatura inferior a $40 \text{ }^\circ\text{C}$. Contudo a concentração final de nitrogênio amoniacal foi maior que $0,2 \text{ mg.L}^{-1}$ e a concentração de fósforo não foi inferior a $0,03 \text{ mg.L}^{-1}$. Portanto, o tratamento proposto não foi suficiente para gerar efluente que atenda o padrão de lançamento em corpos hídricos classe 2.

Desta forma propõe-se que esta pesquisa seja aprofundada, utilizando maior tempo de detenção hidráulica maior.

5.4 Estudo cinético

Na Tabela 12 são apresentados os resultados obtidos a partir dos ajustes dos modelos cinéticos de 1ª e 2ª ordem para os parâmetros de DQO bruta das campanhas 2, 3 e 4, respectivamente.

A partir da Tabela 12 é possível verificar que os valores da constante cinética k_1 para o consumo de DQO variaram de $0,3730$ a $1,8383 \text{ h}^{-1}$ com R^2 entre $0,4329$ e $0,5000$ para o sistema com filtro e de $0,7330$ a $1,8383 \text{ h}^{-1}$ com R^2 entre $0,1529$ e $0,5886$ para o sistema plantado para o modelo cinético de 1ª ordem.

Chagas et al. (2011) obtiveram k_1 variando de $0,02$ a $0,07 \text{ h}^{-1}$ com R^2 variando entre $0,747$ a $0,991$ com a espécie *Hemerocallis flava* tratando esgotos domésticos. Fia (2009) verificou k_1 de $0,06$ a $0,063 \text{ h}^{-1}$, com R^2 de $0,9986$ a $0,9995$ ao utilizar a

espécie *Cynodon* ssp. no tratamento de efluente suinocultura para modelo de primeira ordem proposto por Brasil et al. (2007). Testa (2013) obteve k_1 entre 0,2667 e 1,1786 h^{-1} ao tratar esgotos sanitários de um câmpus universitário com a espécie *Eleocharis mutata*. Ormonde (2011) verificou k_1 0,07 e 0,075 h^{-1} para as espécies *Canna indica*, *Canna generalis* e *Colocassia esculenta* ao tratar efluente de lagoa de maturação localizada na cidade de Cuiabá, MT.

Para o modelo de 2ª ordem, os valores de k_2 variaram de 0,0012 a 0,0397 h^{-1} com R^2 entre 0,3117 e 0,5000 e de 0,0036 a 0,0397 h^{-1} com R^2 entre 0,0876 e 0,3052 para os sistemas com filtro e com planta, respectivamente. Testa (2013) verificou valores de k_2 entre 1,1494 a 5,0805 h^{-1} com R^2 entre 0,6958 e 0,9362 com a espécie *Eleocharis mutata* tratando esgotos sanitários de um câmpus universitário. Devido à escassez de trabalhos com o uso do modelo cinético de 2ª ordem, não foi possível fazer um comparativo mais aprofundado com os resultados desse trabalho.

Em relação ao coeficiente de correlação, o modelo de 1ª ordem foi o que melhor ajustou os dados de DQO bruta para o sistema com planta ($0,1529 < R^2 < 0,5886$) e filtro ($0,4329 < R^2 < 0,5000$). Estes valores obtidos foram inferiores aos comumente reportados na literatura como por Testa (2013) (R^2 médio de 0,9032) e Chagas (2008) ($R^2 = 0,977$), Chagas et al. (2011) (R^2 superior a 0,75).

Com base nos resultados de k_1 das bateladas 2 e 3, é possível concluir que a constante cinética de 1ª ordem resultou similar para os sistema com planta e filtro, porém no sistema com planta foi verificado um ajuste melhor, com R^2 médio de 0,5430 enquanto o sistema com filtro foi de 0,4608.

Tabela 12 – Resultados obtidos com ajuste de modelos cinéticos para os perfis 2, 3 e 4.

PERFIL	Filtro				Planta			
	Equação	R ²	K (2 h ⁻¹)	Velocidade (mg.L ⁻¹ .2h ⁻¹)	Equação	R ²	K (2 h ⁻¹)	Velocidade (mg.L ⁻¹ .2h ⁻¹)
Primeira Ordem								
2	$y = 0,1489x + 0,373$	0,4887	0,3730	133,2729	$y = 0,302x + 0,733$	0,4975	0,7330	84,73480
3	$y = 0,2182x + 0,9596$	0,4329	0,9596	121,00556	$y = 0,3487x + 0,9778$	0,5886	0,9778	30,80070
4	$y = 0,4596x + 1,8383$	0,5000	1,8383	18,38300	$y = 0,2804x + 1,8383$	0,1529	1,8383	18,38300
Segunda Ordem								
2	$y = 0,0002x + 0,0012$	0,3411	0,0012	153,19595	$y = 0,0009x + 0,0036$	0,3052	0,0036	48,10810
3	$y = 0,0008x + 0,004$	0,3117	0,0040	63,60484	$y = 0,0031x + 0,0049$	0,4303	0,0049	4,86203
4	$y = 0,0099x + 0,0397$	0,5000	0,0397	3,97000	$y = 0,005x + 0,0397$	0,0876	0,0397	3,97000

Fonte: Autoria própria

É importante ressaltar que para a Batelada 3, os valores de DQO bruta referentes às coletas de 2, 4, 6 e 8 h ficaram abaixo da faixa de medição do equipamento, o que explica a similaridade nos resultados da constante cinética de 1ª e 2ª ordem obtidos.

É possível perceber que o ajuste matemático dos valores de DQO pelos modelos cinéticos de 1ª e 2ª ordem não resultou em R^2 similar a 1,0. Isto provavelmente pode ter ocorrido devido à variação da concentração da matéria orgânica no efluente ($< 10 \text{ mg.L}^{-1}$ a 360 mg.L^{-1}) devido à presença de sólidos, que prejudicou o ajuste cinético.

Portanto sugere-se para trabalhos futuros que sejam feitas coletas do efluente destes sistemas em menores intervalos de tempo e em maior período, bem como sejam testados outros modelos cinéticos reportados na literatura.

5.5 Análise estatística

Na Tabela 13 são apresentadas as comparações entre os sistemas com filtro e com planta para os parâmetros pH, temperatura do líquido, DQO, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo para as campanhas 2, 3 e 4. A campanha 1 não foi contemplada neste tópico devido a falta de dados para comparação, uma vez que esta campanha foi abortada após duas horas do seu início.

É possível verificar a partir da Tabela 13, que para o parâmetro pH, o sistema plantado apresentou menor valor que o sistema com filtro apenas para a campanha 2. As campanhas 3 e 4 não tiveram diferença estatística.

Em relação à temperatura, não houve diferença estatística entre as 3 campanhas.

Em termos de DQO, a concentração de matéria orgânica foi menor no sistema plantado, apenas na campanha 2. As campanhas 3 e 4 não apresentaram diferenças em termos estatísticos.

A concentração de nitrogênio amoniacal foi menor no sistema plantado para as campanhas 2 e 3, porém para a campanha 4, a concentração de nitrogênio amoniacal foi menor no sistema com filtro.

No sistema plantado foram verificadas concentrações de nitrato inferiores as do sistema com filtro apenas para a campanha 2. As campanhas 3 e 4 não apresentaram diferença estatística.

As concentrações de nitrito foram menores no sistema plantado para as campanhas 2 e 4, a campanha 3 não apresentou diferenças estatísticas entre os sistemas.

Para o parâmetro fósforo, o sistema com planta teve concentrações menores para a campanha 1, mas na campanha 4 a concentração foi menor no sistema com filtro. A campanha 3 não apresentou diferença estatística.

Pode-se perceber que os resultados obtidos na campanha 1 se diferenciam das campanhas 2 e 3. Este fato pode ser explicado pela falta de chuva na primeira quinzena do mês de Novembro.

Tabela 13 - Comparação estatística com nível de confiança de 95,45% entre o sistema com filtro e com planta para as campanhas 2, 3 e 4.

Parâmetros	Filtro				Planta				São diferentes?
	\bar{Y}	σ_m	$\bar{Y} - 2\sigma_m$	$\bar{Y} + 2\sigma_m$	\bar{Y}	σ_m	$\bar{Y} - 2\sigma_m$	$\bar{Y} + 2\sigma_m$	
Campanha 2									
pH	7,7	0,04	7,62	7,78	7,4	0,09	7,22	7,58	Sim
T (°C)	15,8	0,52	14,76	16,84	16,4	0,04	16,32	16,48	Não
DQO (mg.L ⁻¹)	332,8	19,02	294,76	370,84	113	17,12	78,76	147,24	Sim
N-amon (mg.L ⁻¹)	11,4	1,16	9,08	13,72	8,3	0,29	7,72	8,88	Sim
Nitrito (mg.L ⁻¹)	1,2	0,031	1,138	1,262	0,1	0,008	0,084	0,116	Sim
Nitrato (mg.L ⁻¹)	13,3	1,91	9,48	17,12	0,7	0,39	-0,08	1,48	Sim
Fósforo (mg.L ⁻¹)	24,6	1,28	22,04	27,16	4,3	0,83	2,64	5,96	Sim
Campanha 3									
pH	6,9	0	6,90	6,90	7,6	0,94	5,70	9,45	Não
T (°C)	22,8	1,24	20,29	25,26	23,9	1,25	21,35	26,35	Não
DQO (mg.L ⁻¹)	101,4	23,87	53,70	149,16	58,5	48,93	-39,34	156,38	Não
N-amon (mg.L ⁻¹)	14,1	1,68	10,78	17,50	5,1	0,94	3,19	6,97	Sim
Nitrito (mg.L ⁻¹)	0,24	0,156	-0,076	0,550	0,05	0,023	0,000	0,092	Não
Nitrato (mg.L ⁻¹)	3,8	1,75	0,27	7,25	0,53	0,25	0,03	1,03	Não
Fósforo (mg.L ⁻¹)	6,5	1,00	4,45	8,45	4,4	1,83	0,75	8,09	Não

Tabela 13 - Comparação estatística com nível de confiança de 95,45% entre o sistema com filtro e com planta para as campanhas 2, 3 e 4. (continuação)

Parâmetros	Filtro				Planta				São diferentes?
	\bar{Y}	σ_m	$\bar{Y} - 2\sigma_m$	$\bar{Y} + 2\sigma_m$	\bar{Y}	σ_m	$\bar{Y} - 2\sigma_m$	$\bar{Y} + 2\sigma_m$	
Campanha 4									
pH	8,7	0,20	8,33	9,12	8,2	0,13	7,95	8,45	Não
T (°C)	22,4	0,93	20,52	24,23	22,4	1,21	19,97	24,83	Não
DQO (mg.L ⁻¹)	65,4	50,78	-36,13	167,01	43,6	53,39	-63,18	150,37	Não
N-amon (mg.L ⁻¹)	3,8	0,54	2,72	4,90	8,5	1,26	5,95	10,99	Sim
Nitrito (mg.L ⁻¹)	10,0	0	10,0	10,0	0,004	0,0080	-0,0118	0,0203	Sim
Nitrato (mg.L ⁻¹)	0,5	0,17	0,11	0,81	0,7	0,58	-0,45	1,85	Não
Fósforo (mg.L ⁻¹)	4,8	0,23	4,29	5,21	6,2	0,20	5,82	6,63	Sim

Legenda: T: temperatura do líquido; N-amon: nitrogênio amoniac
 \bar{Y} : média, σ_m : erro total

Fonte: Autoria própria

6 CONCLUSÕES

A partir do monitoramento e avaliação do comportamento dos sistemas plantado e com filtro, foi possível concluir que:

A caracterização físico-química do afluente resultou em pH de $7,13 \pm 0,74$, temperatura do líquido de $23,85 \pm 1,91$ °C, DQO de 921 ± 241 mg.L⁻¹, N-amoniaco de $76,11 \pm 49,75$ mg.L⁻¹, nitrito de $0,12 \pm 0,04$ mg.L⁻¹, nitrato de $3,36 \pm 4,96$ mg.L⁻¹, por fim, fósforo de 41 ± 17 mg.L⁻¹.

Na caracterização do efluente do filtro foram observados valores de pH de $7,48 \pm 0,65$, temperatura do líquido de $20,48 \pm 3,81$ °C, DQO de 184 ± 127 mg.L⁻¹, N-amoniaco de $10,62 \pm 5,24$ mg.L⁻¹, nitrito de $0,52 \pm 0,54$ mg.L⁻¹, nitrato de $6,23 \pm 5,81$ mg.L⁻¹ e fósforo de $12,25 \pm 9,36$ mg.L⁻¹.

Na caracterização do efluente do sistema plantado foram observados valores de pH de $7,29 \pm 0,41$, temperatura do líquido de $21,10 \pm 3,95$ °C, DQO de 111 ± 122 mg.L⁻¹, N-amoniaco de $6,72 \pm 1,93$ mg.L⁻¹, nitrito de $0,04 \pm 0,02$ mg.L⁻¹, nitrato de $0,52 \pm 0,39$ mg.L⁻¹ e fósforo de $4,14 \pm 2,32$ mg.L⁻¹.

Foi verificada maior eficiência média de remoção de matéria orgânica em termos de DQO bruta no sistema plantado ($90\% \pm 11\%$) quando comparado ao sistema com filtro ($81\% \pm 22\%$).

O sistema plantado foi mais eficiente na remoção de N-amoniaco ($86\% \pm 6\%$) do que o filtro ($84\% \pm 9\%$). Porém, neste último foi verificada maior produção de nitrato ($6,23 \pm 5,81$ mg.L⁻¹) quando comparada àquela verificada no sistema plantado ($0,52 \pm 0,39$ mg.L⁻¹). Para o nitrito, foi notada remoção no sistema plantado ($65\% \pm 26\%$) com concentração média de $0,04 \pm 0,02$ mg.L⁻¹ e aumento de concentração no filtro com média de $0,52 \pm 0,54$ mg.L⁻¹.

O sistema plantado foi mais eficiente na remoção de fósforo ($86\% \pm 7\%$) do que o filtro ($63\% \pm 43\%$).

Com o modelo cinético de 1ª ordem, foi obtido coeficiente de correlação médio R² de 0,4130, que resultou no melhor ajuste dos resultados de DQO, com valores de constante cinética aparente k₁ variando de 0,7330 a 1,8383 h⁻¹ para o sistema com planta e de 0,3730 a 1,8383 h⁻¹ para o sistema com filtro (R² de 0,4739).

Na análise estatística, foi possível observar que as concentrações de nitrito foram menores no sistema plantado para as campanhas 2 e 4. Para os parâmetros de DQO, fósforo e nitrato as concentrações foram menores em termos estatísticos no sistema plantado na campanha, confirmando a participação da espécie no tratamento do efluente em questão.

6.1 Sugestões para trabalhos futuros

Como sugestão para trabalhos futuros, propõe-se:

- Ensaios com outros tipos de efluentes;
- Avaliação técnica e econômica do uso do copo de leite nos *wetlands* para confecção de artesanato, manufaturados ou como cobertura vegetal;
- Avaliação do coeficiente de permeabilidade do meio filtrante;
- Avaliação da eficiência dos sistemas operados com fluxo contínuo de escoamento e;
- Estudos com modelos cinéticos propostos por Brasil et al. (2007).

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7211**: Agregado para concreto – Especificação. Código secundário: EB 4. 2009.

_____. **NBR 7217**: Agregados - Determinação da composição granulométrica – Método de ensaio. Código secundário: MB 7. 1987.

_____. **NBR 8289**: Carvão mineral - Determinação do teor de cinzas - Método de ensaio. Código secundário: MB 1891. 1987.

_____. **NBR 9939**: Agregado graúdo – Determinação do teor de umidade total – Método de ensaio. 2011.

_____. **NBR 13969**: Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. 1997.

ABPA. Associação brasileira de proteína animal. Produção mundial de carne suína. Disponível em: < <http://www.abipecs.org.br/pt/estatisticas/mundial/producao-2.html>> Acesso em: 22 fev. 2015

ABRANTES, L. L. M. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos utilizando *Typha angustifolia* e *Phragmites australis***. 2009. 141 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia do meio ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Programa de pós graduação *Stricto Sensu* em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2009.

ALMEIDA, R. A.; OLIVEIRA, L. F. C.; KLIEMANN, H. J. **Eficiência de espécies vegetais na purificação de esgoto sanitário**. Tese de doutorado, (Pós-graduação) – Agronomia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2007.

ANDRADE, Helisson Henrique Borsato. **Avaliação do desempenho de sistemas de zona de raízes (*wetlands* construídas) em escala piloto aplicados ao tratamento de efluente sintético**. 2012. 87p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, 2012.

AKRATOS, C.; TSIHRINTZIS, V., **Effect of temperature, HRT, vegetation and porous media on removal efficiency of pilot-scale horizontal subsurface flow constructed wetlands**. Ecological Engineering, 29 (2), 173-191, 2007.

AQUATIC, 2011. **Canada's Aquatic Environments**.

< <http://www.aquatic.uoguelph.ca/wetlands/chintro.htm> > Acesso em 15 de janeiro de 2015.

ARIAS, C. A., Del Bubba, M., Brix, H. (2001). **Phosphorus removal by sands for use as media in subsurface flow constructed reed beds**. Wat. Res., v. 35, n. 5, pp. 1159-1168.

AZEVEDO, C. **Influência da variação do tempo de detenção Hidráulica (TDH) e da taxa de aplicação (TA) na Eficiência de wetlands construídos tratando água cinza**. 2009. 14 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação) – Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

BANSAL, Roop C; GOYAL, Meenakshi. **Activated carbon adsorption**. Boca Raton: Taylor & Francis Group, 2005.

BEDA, J. N. **Determinação do coeficiente de decaimento bacteriano em Wetland (Alagado construído)**. 2011, 50f., Dissertação de mestrado em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2011.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. ; SOARES, A. A. **Plantio e desempenho fenológico da Taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído**. Engenharia sanitária e Ambiental, v.12, n.3, 2007a.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. ; FIA, R.; LIMA, N. C. **Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados no tratamento de águas residuárias da suinocultura**. Engenharia na Agricultura, v.15, n.3, 2007b.

BRIX, H. (1997). **Macrophytes play a role in constructed treatment wetlands?** Wat. Sci. Tech., v.35, n.5, pp. 11-17.

BUCKSTEEG, K. (1990). **Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds – German experiences and ATV-guidelines A262**. In: *Constructed wetlands in water pollution control*. Cooper, P.F. & Findlater, B.C. (eds). Cambridge, UK: IAWPRC. pp. 505-515.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. **Tratamento de esgotos sanitários em sistemas reatores UASB/wetlands construídas de fluxo horizontal: eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes.** Artigo Técnico. 2008. Universidade Federal de Viçosa, MG, 2009.

CAPUTO, H.P. (1996). **Mecânica dos Solos e suas Aplicações: Fundamentos.** 6a ed., v. 1. Rio de Janeiro: LTC Editora. 233 p.

CHAGAS, R. C.; MATOS, A. T.; CECON, P.R; MONACO, P. A. V.; FRANÇA, L. G. F. **Cinética de remoção de matéria orgânica em sistemas alagados construídos cultivados com lírio amarelo.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, 2011.

CHERNICHARO, C. A. L.; FLORENCIO, L.; BASTOS, R. K. X. et al. **Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso de água.** Capítulo 3. Reúso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim. Tratamento e utilização de esgotos sanitários. PROSAB. Recife / PE, 2006.

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

COOPER, P.; GRIFFIN, P.; HUMPHRIES, S.; POUND, A. **Design of a hybrid reed bed system to achieve complete nitrification and denitrification of domestic sewage.** Wat. Sci. Tech., v.40, n.3, p. 283-289, 1999.

COOPER, P.F., Job, G.D., Green, M.B. e Shutes, R.B.E. (1996). **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment.** Swindon: WRc plc. 184 p.

COSTA, J. F. da. **Remoção de poluentes em um sistema de alagados construídos atuando como pós tratamento de efluente de reator UASB e de filtro biológico percolador.** 2013. 193 f. Dissertação (Doutorado em saneamento) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2013.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M. B. S.; CAVALCANTI, M. L. F. **Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de detenção hidráulica na remoção de colífagos e bacteriófagos.** Revista de biologia e ciências da Terra., v. 3, n. 1, 1º semestre de 2003.

CUNHA, C. de A. G. da. **Análise da eficiência de um sistema combinado de alagados construídos na melhoria de qualidade das águas.** 2006. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 2006.

ESTEVES, F. de A. **Fundamentos de Limnologia;** 1998. Interciência; Rio de Janeiro, 2ª ed. p. 602.

FIA, F. R. L.; Matos, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; TEIXEIRA, D. L. **Remoção de matéria orgânica e determinação de parâmetros cinéticos em sistemas Alagados construídos em escala laboratorial.** 2012. Artigo. *Acta Scientiarum.* Technology, Maringá, 2012.

FIA, F. R. L. **Modelos de remoção de matéria orgânica e nutrientes de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos.** 2009. Tese (Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa., 2009.

GATTI, R. A. F., **Avaliação da remoção orgânica e nitrogenada de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo para o tratamento de efluente bovino.** Trabalho de conclusão de curso (Graduação), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 95 p, 2013.

GONTIJO, L. C. **Preparação e caracterização de carvão ativado de endocarpo de coco da Bahia.** 1996. Dissertação (Mestrado Programa de Pós-Graduação em Física) - Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória, ES, 1996.

HAANDEL A. van, KATO, M., Sperling, M.von. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção.** In: BASTOS, F. S., SPERLING, M. Von. Cap. 6 Rio de Janeiro, ABES / Proj. PROSAB. 2009.

IWA – International Water Association. **Constructed Wetlands for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical Report. No. 8. London, England: IWA Publishing, 2000. 156 p.

JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal.** 5. ed. São Paulo: Nacional, 1979.

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

KEFFALA, C.; GHRABI, A.. **Nitrogen and bacterial removal in constructed wetlands treating domestic waste water**. Desalination, v. 185, n. 1-3, p. 383-389, Nov. 2005.

KIVAISI, A. K. **The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review**. Ecological Engineering, v. 16, p. 545 – 560, 2001.

KREUTZ, C. **Comportamento de reator anaeróbio-aeróbio no tratamento de efluente bovino**. 2012, 114 f. Tese doutorado em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2012.

KRIEGER, E. I. F. **Avaliação do consumo de água, racionalização e reúso do efluente líquido de um frigorífico de suínos na busca da sustentabilidade socioambiental da empresa**. 2007. 129 f. Tese (Doutorado em Biociências) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

LECLERC, G.; ROCHETE, F. J.; MÁLAGA, H.; MENDOÇA, S. R.; SÁNCHEZ, A. P.; ACEVEDO, L. F. **Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades: Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedades artificiales**. Santa Fé; Canadá. Societé Québécoise d'Assainissement des Eaux; Organización Panamericana de la Salud; Centro Nacional del Agua (CENAGUA); Nov. 1999. 217 p.

LIMA, A. N., **Remoção biológica de nitrogênio de efluente de abatedouro bovino em reator de batelada sequencial**. Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual do oeste do Paraná, Cascavel, 82p, 2012.

MEES, J. B. R. **Uso de aguapé (eichornia crassipes) em sistema de tratamento de efluente de matadouro e frigorífico e avaliação de sua compostagem**. Dissertação Mestrado em Engenharia Agrícola – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 70p, 2006.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4. ed. Boston: McGraw-Hill, 2003

MORAES, L. M.; JÚNIOR, D. R. **Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da Bovinocultura e da suinocultura**. Engenharia agrícola, Jaboticabal, v. 24, n. 2, p.445-454, maio/ago. 2004.

NAVA, L. LIMA, C. **Avaliação da eficiência da estação de tratamento de esgoto por zona de raízes (ETEZR) instalada no horto florestal de Caçador-SC.** *Ignis*, Caçador, v. 1, n. 1, jan./jun. 2012

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. 113 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

ORMONDE, V. S. S. **Avaliação de ‘wetlands’ construídos no pós-tratamento de efluente de lagoa de maturação.** Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Edificações e Ambiental), Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

PELISARI, C. **Tratamento de efluente proveniente da Bovinocultura de leite empregando *wetlands* construídos de escoamento sub-superficial.** 2013, 147 f. Dissertação de mestrado em Engenharia Civil e Ambiental – Universidade Federal de Santa Maria, 2013.

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

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. **Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo.** Artigo Técnico. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 33, nº 6, p. 1144 - 1155, nov./dez., 2013.

PROBIO. **Programa de biodiversidade. Fragmentação natural e artificial de rios: Comparação entre os lagos do médio Rio Doce (MG) e as represas do médio e baixo Tietê (SP).** Disponível em: <http://www.ufscar.br/~probio/> Acesso em: 10 de fevereiro de 2015.

RADOLL, G.P., **Avaliação da genotoxicidade em efluentes líquidos da indústria frigorífica.** Dissertação (Mestrado), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 108 p, 2013.

RIBAS, T. B. C.; FIORINI, M.P. **Avaliação do funcionamento e eficiência da estação de tratamento doméstico por zona de raízes no município de Jacareí/SP.** VIII Encontro Latino Americano de Iniciação Científica e IV Encontro Latino Americano de Pós-Graduação – Universidade do Vale do Paraíba. 2004.

SALATI E. **Utilização de sistemas de Wetlands Construídos para Tratamento de Águas** – Relatório Técnico para o programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental da EESC. São Carlos, 36 p, 2000.

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

SILVA, S. A. **Wetlands Construídos de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos.** Tese de doutorado em Tecnologia ambiental de recursos hídricos, Publicação PTARH.TD-003/07, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 205 p, 2007.

SOLANO, M.L., P. Soriano & M.P. Ciria. 2004. **Constructed wetlands as a sustainable solution for wastewater treatment in small villages.** Biosystems Engineering, 87 (1): 109-118.

SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas Residuárias.** V. 1 – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental /UFMG, 1996. 243 p

SOARES, M. M. S. **Avaliação do desempenho de leitos de macrófitas face à aplicação de cargas orgânicas crescentes.** Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil). Instituto Superior Técnico, Lisboa, 2012.

SOUSA, L. M. I. **Avaliação da macrófita *Typha domingensis* Pers. No pós tratamento de efluentes do campus da UFMS e do hospital universitário, em banhados construídos de fluxo subsuperficial.** Dissertação (Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais) – Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2003.

SOUZA, J. T.; van HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C. e HENRIQUE, I. N. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB.** Nota técnica. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol. 9 – N° 4 – out/dez 2004, p 285 – 290.

TAVARES, F. A.; RODRIGUES; J. B. R.; FILHO, P. B.; LOBO-RECIO, M. A.; LAPOLLI, F. R. **Desempenho da macrófita *Lemma valdiviana* no tratamento terciário de efluentes de suinocultura e sua contribuição para a**

sustentabilidade da atividade. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2007.

TESTA, A. C. **Pós-tratamento de efluente de reator UASB por Sistemas alagados construídos de fluxo vertical.** 2013. 53 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental) – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Campo Mourão, 2013.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. **Development document for the proposed effluent limitations guidelines and standards for the meat and poultry products industry point source category.** Washington: EPA 2002.

UCKER, F. E.; ALMEIDA, R. A.; KEMERICH, P. D. C. **Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário em um sistema de alagados construídos utilizando o capim vetiver.** *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 87-98, 2012.

VALENTIM, M. A. A. **Uso de leitos cultivados no tratamento de efluente de tanque séptico modificado.** 1999. 119 f. Dissertação de mestrado – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("Constructed Wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação.** 2003. 233 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2003.

VUOLO, H. J **Fundamentos da Teoria de Erros** -Editora Edgar Blucher LTDA 2.a edição -1996.

VYMAZAL, J. (2005). **Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment.** *Ecological Engineering*. 13p.

WIKIMEDIA COMMONS. (2013). **Laguna de Rocha, a maior planície alagada na área urbana de Buenos Aires, Argentina.**

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands construídos utilizando brita e bambu como suporte.** 2008. 189p. Tese (Doutorado) – Faculdade de Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2008.

APÊNDICES

APÊNDICE A – Fichas de resultados

Primeira campanha - 17/10

Início: 14:00
 1º coleta: 16:00
 2º coleta: Não houve mais coletas devido a chuva

Resultados:

Tabela A1 – Resultados da 1ª campanha

<i>Filtro</i>									
Tempo (h)	ph	T (°C)	DQO ⁽¹⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO ⁽²⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO ^(M) (mg.L ⁻¹)	N-Amon (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)
0	6,2	23,7	1.214,1	1.166,8	1190,4	150,05	63,80	2,07	0,08
2	7,7	24,9	265,4	207,5	236,4	0	5,52	0,55	0,05
<i>Planta</i>									
Tempo (h)	ph	T (°C)	DQO ⁽¹⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO ⁽²⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO ^(M) (mg.L ⁻¹)	N-Amon (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)
0	6,2	23,7	1.214,1	1.166,8	1.190,4	150,05	63,80	2,07	0,08
2	7,7	25,2	344,2	491,4	417,8	6,23	0,32	0,07	0,03

Fonte: Autoria própria

Segunda campanha - 14/11

Início: 11:15
 1° coleta: 13:15
 2° coleta: 15:15
 3° coleta: 17:15
 4° coleta: Não foram feitas mais coletas pois chegou a valores de estabilização na terceira coleta.

Resultados:**Tabela A2 – Resultados da 2ª campanha**

<i>Filtro</i>							
Tempo (h)	ph -	T (°C)	DQO ^(M) (mg.L ⁻¹)	N-Amon (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)
0	7,2	21,3	612,3	55,78	22,80	0,48	0,11
2	7,8	15,6	307,4	13,09	26,50	15,90	1,25
4	7,7	15,3	333,7	10,16	24,00	13,10	1,17
6	7,7	16,6	357,3	10,93	23,30	10,90	1,20
<i>Planta</i>							
Tempo (h)	ph -	T (°C)	DQO ^(M) (mg.L ⁻¹)	N-Amon (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)
0	7,2	21,3	612,3	55,78	22,80	0,48	0,11
2	7,3	16,3	89,3	8,64	5,56	1,27	0,04
4	7,5	16,4	134,0	7,88	3,70	0,35	0,06
6	7,5	16,4	115,6	8,26	3,67	0,44	0,05

Fonte: Autoria própria

Terceira campanha - 21/11

Início: 08:50
 1° coleta: 10:50
 2° coleta: 12:50
 3° coleta: 14:50
 4° coleta: 16:50

Resultados:**Tabela A3 – Resultados da 3ª campanha**

<i>Filtro</i>									
Tempo (h)	ph -	T (°C)	DQO ⁽¹⁾ (mg.L⁻¹)	DQO ⁽²⁾ (mg.L⁻¹)	DQO ^(M) (mg.L⁻¹)	N-Amon (mg.L⁻¹)	Fósforo (mg.L⁻¹)	Nitrato (mg.L⁻¹)	Nitrito (mg.L⁻¹)
0	7,1	24,6	977,6	1003,8	990,7	56,67	35,00	0,18	0,10
2	6,9	20,6	94,5	89,3	91,9	12,71	6,40	4,99	0,06
4	6,9	22,0	120,8	120,8	120,8	11,82	6,33	2,57	0,56
6	6,9	24,2	68,3	76,1	72,2	14,74	8,30	0,91	0,10
8	6,9	24,3	134,0	118,2	126,1	17,28	4,77	6,58	0,24

Fonte: Autoria própria

Terceira campanha - 21/11

Tabela A3 – Resultados da 3ª campanha (continuação)

<i>Planta</i>									
Tempo (h)	ph -	T (°C)	DQO ⁽¹⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO ⁽²⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO ^(M) (mg.L ⁻¹)	N-Amon (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)
0	7,1	24,6	977,6	1003,8	990,7	56,67	35,00	0,18	0,10
2	6,9	21,5	94,5	89,3	91,9	5,34	3,60	0,55	0,04
4	6,9	24,0	28,8	26,2	27,5	4,83	2,35	0,62	0,03
6	6,9	25,9	155,0	15,7	85,3	3,43	8,30	0,91	0,10
8	6,9	24,0	31,5	31,5	31,5	6,73	3,43	0,04	0,03

Fonte: Autoria própria

Quarta campanha - 28/11

Início: 07:55
 1° coleta: 09:55
 2° coleta: 11:55
 3° coleta: 13:55
 4° coleta: 15:55

Resultados:**Tabela A4 – Resultados da 4ª campanha**

<i>Filtro</i>									
Tempo (h)	ph -	T (°C)	DQO⁽¹⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO⁽²⁾ (mg.L ⁻¹)	DQO^(M) (mg.L ⁻¹)	N-Amon (mg.L ⁻¹)	Fósforo (mg.L ⁻¹)	Nitrato (mg.L ⁻¹)	Nitrito (mg.L ⁻¹)
0	8,0	25,8	898,7	885,6	892,2	41,93	43,30	10,70	0,18
2	8,8	20,8	0,1	0,0	10,0	4,83	5,10	0,59	10
4	8,3	21,8	-115,7	-89,4	10,0	3,81	4,56	0,76	10
6	8,9	23,1	-115,7	-102,6	10,0	2,92	4,95	0,23	10
8	8,9	23,8	-105,2	78,8	10,0	3,68	4,39	0,28	10

Tabela A4 – Resultados da 4ª campanha (continuação)

<i>Planta</i>									
Tempo (h)	ph -	T (°C)	DQO ⁽¹⁾ (mg.L⁻¹)	DQO ⁽²⁾ (mg.L⁻¹)	DQO ^(M) (mg.L⁻¹)	N-Amon (mg.L⁻¹)	Fósforo (mg.L⁻¹)	Nitrato (mg.L⁻¹)	Nitrito (mg.L⁻¹)
0	8,0	25,8	898,7	885,6	892,2	41,93	43,30	10,70	0,18
2	8,0	20,2	0,0	0,0	10,0	9,15	6,32	0,40	0
4	8,1	21,8	-63,2	-63,2	10,0	5,81	6,59	0,54	-0,021
6	8,4	23,6	709,5	-142,0	10,0	9,02	5,97	0,01	-0,055
8	8,3	24,0	-18,5	-13,2	10,0	9,91	6,01	1,92	0,017

Fonte: Autoria própria