

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

MARCOS VINICIUS COSTA RODRIGUES

**WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL EMPREGADO NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

TRABALHO DE CONCLUSAO DE CURSO

LONDRINA
2016

MARCOS VINICIUS COSTA RODRIGUES

**WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL EMPREGADO NO
TRATAMENTO DE ESGOTO DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao
Curso de Engenharia Ambiental da Universidade
Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina,
para obtenção do título de bacharel em Engenharia
Ambiental.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Jr

LONDRINA

2016



Ministério da Educação
Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Campus Londrina
Coordenação de Engenharia Ambiental



TERMO DE APROVAÇÃO

WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DE
ESGOTO DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO

por

MARCOS VINICIUS COSTA RODRIGUES

Monografia apresentada no dia 29 de junho de 2016 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho _____ (aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR – Departamento de Engenharia Ambiental)

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira
(UTFPR – Departamento de Engenharia Ambiental)

Prof. Dr. Orlando de Carvalho Jr
(UTFPR)
Orientador

Profa. Dra. Ligia Flávia Antunes Batista
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

AGRADECIMENTOS

A Deus pelo dom da vida;

A meu pai que hoje está no céu e minha mãe, por todo o suporte e carinho ao longo de minha vida, vocês sempre serão meu maior exemplo de vida;

A meu irmão por sempre estar ao meu lado;

A minha família, pela atenção e paciência dada ao longo do curso;

Ao professor Orlando de Carvalho Jr, por todo este trabalho, por todos os dias de muito sol e chuva na parte da construção do sistema, pelas orientações e conversas ao longo do trabalho, pelas manhãs, tardes e noites no laboratório, sem você este trabalho não teria sido realizado, meu sincero muito obrigado;

Ao professor Mauricio Moreira dos Santos, por toda a orientação, apoio e parceria dados ao longo da graduação, muito obrigado;

Ao professor Admir Crésó Targino, por toda a orientação, trocas de ideias e despertar crítico e desenvolvimento acadêmico ao longo da graduação, muito obrigado;

Ao Eduardo Henrique Giraldi, pela amizade ao longo da graduação e apoio nesse trabalho de conclusão;

Aos colegas de turma de engenharia ambiental;

Ao Marcos Macchioni Jr, por ajudar nas coletas, obtenção dos dados, troca de informações e parceria nos dias de coleta e laboratório;

Ao Luiz Wiese, Bruno Machado, pela amizade ao longo do projeto e da graduação;

Ao Depósito Planalto de Cambé por doação da brita 2;

A Pedreira Expressa pela doação de brita 0.

RESUMO

RODRIGUES, M. V. C. **Wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário**. 2016. 97 p. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

Wetlands contruídos são atraente alternativa para tratamento de efluentes devido a potencialidade na descentralização do tratamento de efluentes e aos baixos custos de implantação e operação. O presente trabalho apresenta o projeto, construção e operação de um wetland construído de fluxo vertical (WCFV) com leito parcialmente submerso plantado com *Heliconia rostrata*, empregado no tratamento do efluente de um restaurante universitário., A taxa de aplicação superficial média aplicada em SST foi em média de $0,027 \pm 0,01$ kg de SST $m^{-2} d^{-1}$ considerada área superficial de $1.092m^2$. O sistema operou com dois pulsos diários, um pela manhã e outro a tarde de 25L em 1 minuto cada por 29 dias. O maciço filtrante foi constituído por areia (d_{60} de 0,36, d_{10} de 0,18 e coeficiente de uniformidade U de 2), brita 0, brita1 e brita 2 nas espessuras de 20cm, 20cm, 20cm e 10cm respectivamente. Na análise do *start up* do sistema, a alcalinidade ($mgCaCO_3 L^{-1}$) e pH médios afluente foram de $123,04 \pm 67,76$, $6,75 \pm 1,48$ e efluente de $114,88 \pm 25,42$, $8,84 \pm 0,26$. Foram observadas eficiências médias de remoção de $96,48 \pm 2,03$ %, $92,50 \pm 3,14$ %, $87,75 \pm 10,00$ %, $72,26 \pm 8,90$ %, $25,72 \pm 9,64$ %, $92,89 \pm 5,12$ %, respectivamente para demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio total kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal (NH_4-N), nitrogênio total (NT), sólidos totais (ST) e sólidos suspensos totais (SST).

Palavras chave: Wetland Construído Francês, leito submerso, descentralização, esgotamento sanitário.

ABSTRACT

RODRIGUES, M. V. C. **Vertical Flow Constructed Wetland used for a university restaurant sewage treatment.** 2016. 97 p. Conclusion course work (Bachelor in Environmental Engineering). – Environmental Engineering Course – Federal Technological University of Parana, Londrina, 2016.

Constructed wetlands are an attractive alternative for sewage treatment due to the potential in sewage decentralization and the lower costs of implementation and operation. This study shows the design, build, and operation of a vertical flow constructed wetland (VFCW) with 25cm of submersed parcel bed. *Heliconia rostrata* was the chosen macrophyte for the university restaurant sewage treatment. The mean superficial loading for total suspended solids (TSS) was $0,027 \pm 0,01$ kg TSS $m^{-2} d^{-1}$ with 1.092 m^2 of superficial area. It operated for 29 days with two daily pulses of 25L over a period of one minute; once in the morning the other in the afternoon. The bed was compounded with sand (20cm, $d_{60}= ,36$, $d_{10}=0,18$ and $U=2$), gravel 0 (20cm), gravel 1 (20cm) and gravel 2 (10cm). The system demonstrated mean alkalinity ($mgCaCO_3 L^{-1}$) and pH affluent, $123,04 \pm 67,76$, $6,75 \pm 1,48$ and effluent, $114,88 \pm 25,42$, $8,84 \pm 0,26$ and mean reduction efficiencies of $96,48 \pm 2,03$ %, $92,50 \pm 3,14$ %, $87,75 \pm 10,00$ %, $72,26 \pm 8,90$ %, $25,72 \pm 9,64$ %, $92,89 \pm 5,12$ %, respectively for chemical oxygen demand (COD), total kjeldahl nitrogen (TKN), total nitrogen (TN), ammonium (NH_4-N), total solids (TS), and TSS.

Keywords: French Constructed Wetland, Submerse bed, decentralization, sewage treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Esquema de classificação dos wetlands.	19
Figura 2 - Esquema de funcionamento de um wetland de fluxo vertical. 1) Macrófitas. 2) Tubulação de entrada perfurada. 3) Tubulação de coleta perfurada. 4) camada de brita na superfície e no fundo. 5) Areia no leito filtrante. 6) Raízes e Rizomas. 7) Impermeabilização da lateral e do fundo.	20
Figura 3 - Esquema de Wetland Construído do tipo Francês, 1º Estágio.	20
Figura 4 - Exemplo de curva granulométrica.	22
Figura 5 - Diâmetros efetivos, d_{10} e d_{60}	23
Figura 6 - <i>Typha spp.</i>	28
Figura 7 - <i>Juncos spp.</i>	28
Figura 8 - <i>Phragmites australis.</i>	28
Figura 9 - <i>Heliconia rostrata.</i>	30
Figura 10 - Esquema de transformações de nitrogênio.	32
Figura 11 - Localização do Experimento.	40
Figura 12 - Anteparo na saída do efluente da caixa de passagem.	44
Figura 13 - Bomba ELETROPLAS, ICS-50AB.	44
Figura 14 - Dreno no fundo do wetland construído.	45
Figura 15 - Esquema de funcionamento do wetland.	46
Figura 16 – (a) Limpeza do local de instalação do wetland, (b) molde de madeira para a base de concreto.	47
Figura 17 – (a) Depósito de brita 1 e malha de aço (4mm), (b) introdução de concreto ao molde.	47
Figura 18 – (a) Primeira camada de blocos de concreto impermeabilizada e (b) estrutura em alvenaria do wetland construído.	47
Figura 19 – Nível bolha para fiadas.	48
Figura 20 – (a) Manta PEAD soldada, (b) lona dupla camada.	48

Figura 21 – (a) Brita 2 com altura de 10cm, (b) brita 1 em 20cm, (c) camada de areia em 20cm.	49
Figura 22 – (a) Sistema Wetland Construído, (b) tablete para espalhamento de esgoto.	50
Figura 23 - Tubulação de saída do wetland até a caixa de passagem.	50

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 - Boxplot da distribuição dos valores de DQO total.	55
Gráfico 2 - Série temporal DQO afluente e efluente no período de coleta.	55
Gráfico 3 - Variação das eficiências de remoção de DQO ao longo do monitoramento.	56
Gráfico 4 - Série temporal do pH afluente e efluente ao longo dos dias de coleta.	57
Gráfico 5 - Boxplot dos dados de pH ao longo do período de coleta.	57
Gráfico 6 - Série temporal de alcalinidade.	58
Gráfico 7 - Boxplot dados de alcalinidade.	58
Gráfico 8 - Série Temporal NTK ao longo do período de coleta.	60
Gráfico 9 - Série Temporal $N_{\text{amoniacal}}$ ao longo do período de coleta.	60
Gráfico 10 - Série Temporal Nitrato ao longo do período de coleta.	61
Gráfico 11 - Série Temporal NT ao longo do período de coleta.	61
Gráfico 12 - Boxplot dos dados de NTK, Namoniacal, Nitrato e NT ao longo do período de coleta.	62
Gráfico 13 - Variação das eficiências de remoção de NTK ao longo do período de coleta.	63
Gráfico 14 - Variação das eficiências de remoção de $N_{\text{amoniacal}}$ ao longo do período de coleta.	63
Gráfico 15 - Variação das eficiências de remoção de NT ao longo do período de coleta.	64
Gráfico 16 – Série temporal de sólidos totais ao longo do período de amostragem.	66
Gráfico 17 - Série temporal dos sólidos suspensos totais ao longo do período de amostragem.	66
Gráfico 18 - Boxplot dos dados de ST e SST ao longo do período de coleta.	67
Gráfico 19 - Variação das eficiências de remoção de ST ao longo do período de coleta.	67

Gráfico 20 - Variação das eficiências de remoção de SST ao longo do período de coleta.	68
Gráfico 21 - Hidrograma de vazão.	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Comparativo dados do dimensionamento e obtidos.	53
Tabela 2 - Características gerais do afluente e efluente aplicado no wetland construído, alcalinidade, pH e DQO.	54
Tabela 3 - Características Gerais da série nitrogenada.....	59
Tabela 4 - Características gerais dos sólidos totais e suspensos totais.	65
Tabela 5 - Características gerais de sólidos fixos e voláteis.....	69
Tabela 6 - Eficiências de Remoção Global.....	70

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação (1): Condutividade Hidraulica.	23
Equação (2): Cálculo do coeficiente de uniformidade.....	23
Equação (3): Nitrificação parte 1.	34
Equação (4): Nitrificação parte 2.	34
Equação (5): Nitrificação parte 3.	34
Equação (6): Desnitrificação.	36
Equação (7): Equilíbrio reação de volatilização.	37
Equação (8): taxa de aplicação superficial no wetland construído.	41
Equação (9): balanço de oxigênio dissolvido no wetland construído.	41
Equação (10): Carga Orgânica de DQO e NTK afluente para o wetland construído.	42
Equação (11): Demanda de oxigênio dissolvido para o wetland construído.	42
Equação (12): Aporte de oxigênio por difusão.....	43
Equação (13): Aporte de oxigênio por convecção.	43
Equação (14): Taxa de aplicação de DQO.....	43

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	15
2. OBJETIVOS	17
2.1 OBJETIVO GERAL	17
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	17
3. REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1 WETLANDS CONSTRUÍDOS	18
3.2 CLASSIFICAÇÃO DOS WETLANDS CONSTRUÍDOS	18
3.2.1 <i>Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical</i>	19
3.2.2 <i>Sistema Francês</i>	20
3.3 CONCEITOS IMPORTANTES	21
3.3.1 <i>Material Filtrante</i>	21
3.3.1.1 Colmatação	24
3.3.2 <i>Macrófitas</i>	25
3.3.3 <i>Microrganismos</i>	31
3.3.4 <i>Vias possíveis de transformação de nitrogênio em sistemas wetlands</i>	32
3.3.4.2 Nitrificação	34
3.3.4.3 Desnitrificação	36
3.3.4.4 Volatilização	37
3.3.4.5 Incorporação na Biomassa	38
3.3.4.6 Adsorção no material filtrante	38
3.4 PH	38
3.5 OXIGÊNIO DISSOLVIDO	39
4. MATERIAIS E MÉTODOS	40
4.1 DIMENSIONAMENTO - MEMORIAL DE CÁLCULO E DESCRITIVO	40
4.1.1 <i>Caracterização da Unidade Experimental</i>	43
4.2 CONSTRUÇÃO DO WETLAND	46
4.3 ROTINA DA ANÁLISE LABORATORIAL	51
4.4 OPERAÇÃO DO SISTEMA	52
5. RESULTADOS E DISCUSSÃO	53
5.1 COMPARAÇÃO DE DADOS REAIS COM UTILIZADOS PARA O DIMENSIONAMENTO	53
5.2 MONITORAMENTO DO WETLAND	54
5.2.1 <i>Alcalinidade, pH e DQO</i>	54
5.2.2 <i>Série Nitrogenada</i>	59
5.2.3 <i>Sólidos Totais e Suspensos</i>	64
5.2.4 <i>Eficiências Globais de Remoção</i>	69

5.3 HIDROGRAMA DE VAZÃO.....	70
6. CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS	74
APÊNDICES.....	87

1. INTRODUÇÃO

O lançamento de efluentes nitrogenados em seus variados estágios de oxidação, tem causado sérios danos ambientais quando lançados nos corpos d'água desde a eutrofização até doenças neonatais, como metemoglobinemia (síndrome do bebê azul) (FERNÍCOLA, 1981; SEZERINO, 2006).

Dentre as principais fontes de nitrogênio impactantes aos corpos hídricos, destacam-se o esgoto sanitário e os efluentes industriais. Portanto, o investimento em pesquisas e tecnologias alternativas, capazes de promover a conversão/remoção da carga nitrogenada nos efluentes é necessário.

Em países desenvolvidos, a aplicação de diferentes técnicas de tratamento de esgotos domésticos, industriais e agrícolas é uma prática comum, como por exemplo, os wetlands construídos.

Neste viés, o consenso dessas tecnologias para tratamento de esgotos é que devam apresentar simplicidade operacional, baixo custo de implantação e funcionamento. Assim, os sistemas wetlands podem atender essas demandas sendo atraente alternativa, sobretudo em locais que não possuem rede coletora de esgoto. Eles vêm sendo aplicados no tratamento de esgoto doméstico ao redor do mundo, além de integrarem aspectos paisagísticos ao meio ambiente (PHILIPPI et al., 1999; BRIX; ARIAS, 2005; ZURITA et al., 2009; VYMAZAL; KROPFELOVÁ, 2011; CUI et al., 2011).

No ano de 2008, cerca de 50% das unidades habitacionais do Brasil não continham sistemas de coleta e transporte de esgoto, segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Em geral, o tratamento nessas unidades é limitado pelo uso de fossas sépticas, as quais removem cerca de 40% da carga orgânica aplicada e produzem efluente com características inadequadas para disposição no solo. Muitas vezes não são construídas de acordo com a norma exigida.

Neste contexto, os wetlands construídos, ganham destaque como unidade descentralizada no tratamento de esgoto. A Agência de Proteção Ambiental do Estados Unidos (EPA), cita que esses sistemas alcançam eficiências superiores a 80% para a remoção da carga orgânica. Portanto, o uso dessa tecnologia, como unidade de tratamento descentralizado de esgoto, mostra-se adequado em casos de ausência de sistemas de coleta e transporte de esgoto (EPA, 1993).

Das diversas configurações que os wetlands construídos possuem, os verticais do tipo francês ganharam notoriedade a partir da década de 80 em países desenvolvidos. São tecnologias capazes de promover tratamento de efluentes e lodos sem necessidade de unidades adicionais para tratamento primário (LIÉNARD, 1987¹ *apud* SILVEIRA et al. 2015). Caso sejam bem projetados, tem capacidade de promover nitrificação completa e mineralização total da fração orgânica afluenta (MOLLE, 2014).

Algumas inovações foram propostas para aprimorar esse tipo de sistema (WU et al., 2014) na remoção de nitrogênio total (NT). Uma que ganha destaque, segundo, Silveira et al., (2015), são os wetlands de fluxo vertical com leito parcialmente saturado ou submerso.

Nesses sistemas a camada superficial promove a nitrificação, o leito submerso promove ambiente anóxico, capaz de favorecer desnitrificação aumentando possibilidade de se eliminar unidades de tratamento adicionais para esse fim. Alguns parâmetros como altura de saturação do leito e carga hidráulica aplicada necessitam de estudos adicionais, pois evidenciaram influência direta no desempenho desse tipo de sistema na remoção de (NT).

Diante do exposto, o presente estudo, analisou a potencialidade de um wetland construído de fluxo vertical com leito parcialmente submerso para a remoção de parâmetros como, demanda química de oxigênio, sólidos totais, sólidos suspensos totais e nitrogênio total, ocorrência ou não de nitrificação e desnitrificação e influencia na alcalinidade e pH. Além disso, teve baixos custos de, implantação, construção e operação, com área utilizada de 1m². Apresentou um melhoramento paisagístico do local de implantação e raros foram os odores com nenhum vetor encontrado.

¹ Liénard, A., 1987. Domestic wastewater treatment in tanks with emergenthydrophytes: latest results of a recent plant in France. *Water Sci. Technol.* 19(12), 373–375.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

No presente projeto, um wetland de fluxo vertical (tipo francês), com leito parcialmente submerso foi avaliado como proposta descentralizada para tratamento do efluente de um restaurante universitário.

2.2 Objetivos Específicos

- a) Avaliar potencialidades de aplicação do wetland francês, como alternativa substitutiva às fossas sépticas no tratamento de esgoto, em locais que não possuem rede de esgotamento;
- b) Verificar a influência da saturação parcial do maciço filtrante na remoção de nitrogênio total na fase *start up* do sistema

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Wetlands construídos

Os wetlands construídos, ou simplesmente *wetlands*, são filtros plantados com macrófitas, literalmente traduzidas como terras úmidas construídas e uma de suas principais funções é a filtração da água. O uso mais comum, consiste no tratamento secundário e/ou polimento de esgotos domésticos em áreas periféricas e áreas rurais. Geralmente, os custos de instalação, operação e manutenção, são menores do que os de sistemas tradicionais de esgotamento sanitário e, esteticamente são favoráveis, melhorando a paisagem, não produzem lodo e reduzem os maus odores (SEZERINO, 2006; EPA, 2004; PLATZER, 2007).

Outra definição é a de que são ecossistemas artificiais, que diferem dos wetlands naturais pelo seu regime hidrológico, que é controlado e o substrato que é projetado para otimizar a condutividade hidráulica do sistema (SALATI, 2009).

Os wetlands construídos demonstram boa eficiência no tratamento de efluentes, principalmente os de origem doméstica, adaptam-se as diferentes situações e arranjos ao local de implantação. Apesar de ampla utilização, o aperfeiçoamento do papel de cada elemento atuante no tratamento, está sendo investigado por muitos estudos, com destaque para o tipo de fluxo empregado, o material filtrante, tipos de macrófitas empregadas, carregamentos afluentes, cinéticas de depuração, transferência de oxigênio, estrutura e metabolismo do biofilme formado e vida útil do sistema (SEZERINO, 2006).

3.2 Classificação dos wetlands construídos

Vymazal & Kroepfelová (2008) abordam de maneira simplificada a classificação dos wetlands construídos. São duas categorias, os de escoamento superficial e os de escoamento subsuperficial. No primeiro, a água fica acima do solo, e as plantas ficam flutuando, a segunda, o nível de água fica abaixo do solo (EPA, 1993). Sezerino (2006) cita que recebem maior destaque na literatura os de plantas emergentes, os quais podem ser denominados como filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal (FPMH), e filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical (FPMV). O esquema de classificação dos sistemas wetlands construídos está na Figura 1.

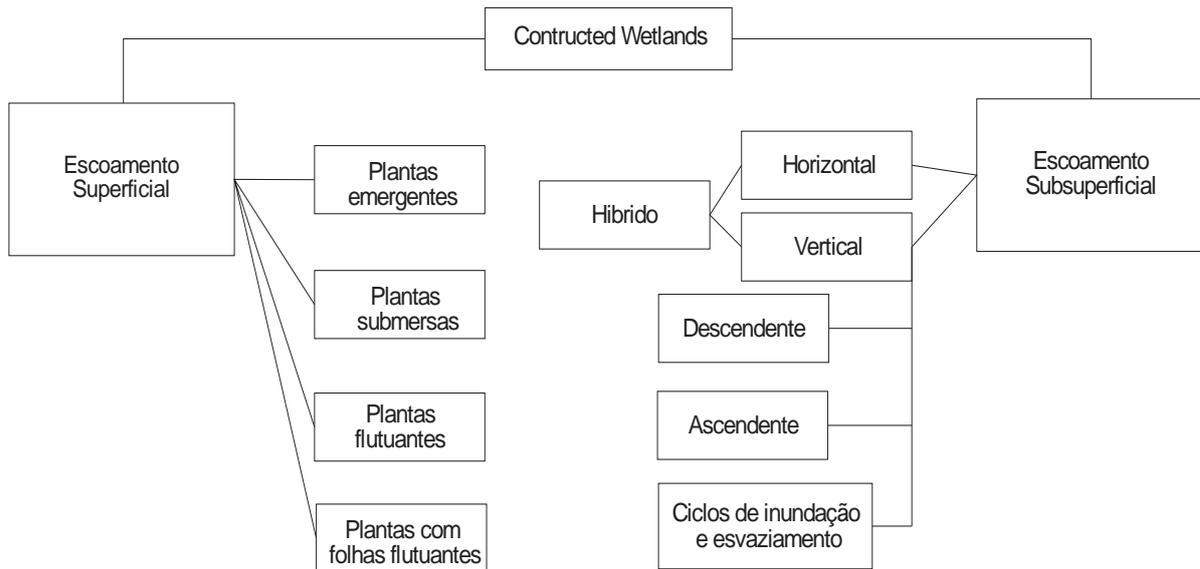


Figura 1 - Esquema de classificação dos wetlands.

Fonte: Adaptado: Vymazal & Koepfelová (2008).

3.2.1 Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical

Os sistemas FPMV (Figura 2) podem ser escavados no terreno ou construídos acima, e completados com um material filtrante, comumente brita e areia.

Possuem impermeabilização lateral e do fundo, com intuito de impedir a percolação do efluente para áreas mais profundas do solo. As macrófitas emergentes são plantadas no próprio material filtrante, no entanto, o efluente é disposto acima da superfície, percolando através de todo o perfil vertical do maciço.

A forma de aplicação intermitente do efluente promove grande arraste de ar para os interstícios do maciço filtrante. Esta quantidade pode ser suficiente para promover remoção de matéria orgânica e nitrificação (COOPER et al., 1996).

Segundo a Associação Internacional das Águas (IWA) (2000), nesse caso, o oxigênio arrastado pela atmosfera é muito maior do que o compreendido pela zona aérea das raízes. Isto é um fator importante no balanço de oxigênio, necessário à manutenção das condições aeróbias para oxidação da matéria orgânica e nitrificação.

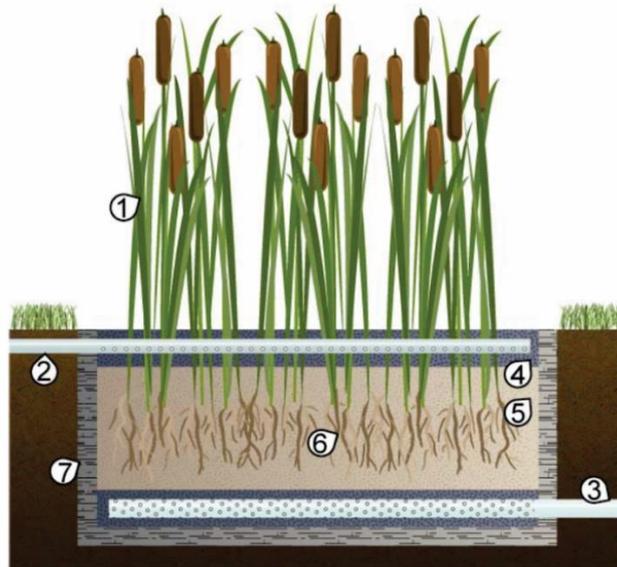


Figura 2 - Esquema de funcionamento de um wetland de fluxo vertical. 1) Macrófitas. 2) Tubulação de entrada perfurada. 3) Tubulação de coleta perfurada. 4) camada de brita na superfície e no fundo. 5) Areia no leito filtrante. 6) Raízes e Rizomas. 7) Impermeabilização da lateral e do fundo.

Fonte: Olijnyk, 2008.

3.2.2 Sistema Francês

O sistema wetland do tipo Francês é de fluxo vertical, composto por dois estágios (Figura 3) e não precisa de tratamento primário. O primeiro é dividido em três filtros em paralelo e o segundo em dois filtros em paralelo. Cada estágio possui uma fase de alimentação e outra fase de descanso.

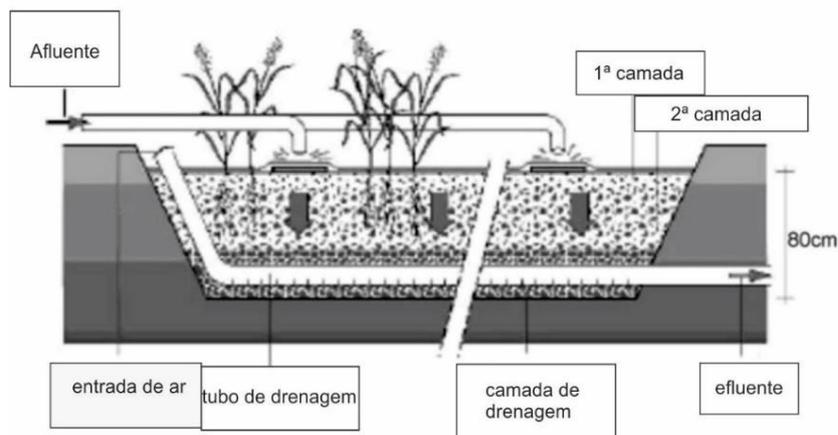


Figura 3 - Esquema de Wetland Construído do tipo Francês, 1º Estágio.

FONTE: Adaptado Liernard et al., 1990.

No estágio primário, cada unidade recebe a carga orgânica total do afluente durante a fase de alimentação, a qual dura de 3 a 4 dias, antes da fase de descanso, que dura até duas vezes esse período de tempo, com alternância, enquanto há a alimentação em um, os outros estão na fase de descanso.

Essa alternância entre fases de alimentação e descanso, desempenha um papel importante na operação do wetland controlando o crescimento da biomassa para manter condições aeróbias e mineralizando depósitos orgânicos, provenientes dos sólidos suspensos retidos na superfície do estágio primário, facilitando o gerenciamento do lodo gerado. O estágio secundário recebe esse efluente com menor quantidade de carga orgânica para terminar o tratamento, em particular, a nitrificação. (LIENARD et al., 1990).

Normalmente são compostos por brita para evitar entupimento. A eficiência de remoção de matéria orgânica chega a 80%, e a eficiência de nitrificação chega a 85%. (WECF, 2011; MOLLE, 2005). No entanto, para a desnitrificação o sistema vertical chega a uma eficiência de até 50% apenas (BRIX, 2005). Isto faz com que o sistema não ofereça uma boa eficiência para a remoção do nitrogênio total. Para sanar este problema, uma maneira é criar um leito parcialmente saturado no sistema que promove uma zona anóxica para a desnitrificação (SILVEIRA, 2015).

3.3 Conceitos Importantes

3.3.1 Material Filtrante

O material a ser utilizado como meio ou maciço filtrante e suporte para as macrófitas e microrganismos deve ser capaz de manter elevada condutividade hidráulica e promover adsorção de compostos inorgânicos, tais como: nitrogênio amoniacal (NH_4^+) e ortofosfato (PO_4^-). Ou seja, filtrar o afluente e agir como meio suporte para o desenvolvimento das macrófitas. No entanto, a adsorção em certos materiais como areia, por exemplo, é baixa apesar de possuir elevada condutividade hidráulica (SEZERINO, 2006).

A escolha do material presente no maciço filtrante é relacionada com o tipo de escoamento e remoção de poluentes desejada. Assim, parâmetros como uniformidade, porosidade e condutividade hidráulica estão diretamente ligados ao

desempenho do sistema, devendo o meio suporte, ser escolhido com cuidado (DUARTE, 2002).

Para o tratamento de esgotos, em geral, o meio suporte utilizado é, brita e mais comumente areia. Existem recomendações na literatura quanto à granulometria e demais índices físicos (BUCKSTEEG, 1990; CONLEY et al., 1991; COOPER et al., 1996; ARIAS et al., 2001):

- Diâmetro efetivo (d_{10}) superior ou igual a 0,20mm;
- Coeficiente de uniformidade (U) menor ou igual a 5 unidades;
- Coeficiente de permeabilidade ou condutividade hidráulica saturada (Ks), maior ou igual a 10^{-4}m s^{-1} (10^{-2}cm s^{-1}).

Caputo (1996), cita que a permeabilidade hidráulica é a propriedade do solo a qual concede o escoamento da água através dele, sendo o grau de permeabilidade expresso numericamente pelo coeficiente de permeabilidade. Este coeficiente é dependente da temperatura e do índice de vazios. Quanto maior temperatura, maior a viscosidade da água, mais facilmente ocorre o escoamento pelos vazios do solo.

A curva granulométrica faz parte da análise granulométrica, ou seja, é a maneira de determinar as dimensões das partículas do solo e suas respectivas proporções em que elas se encontram (Figura 4).

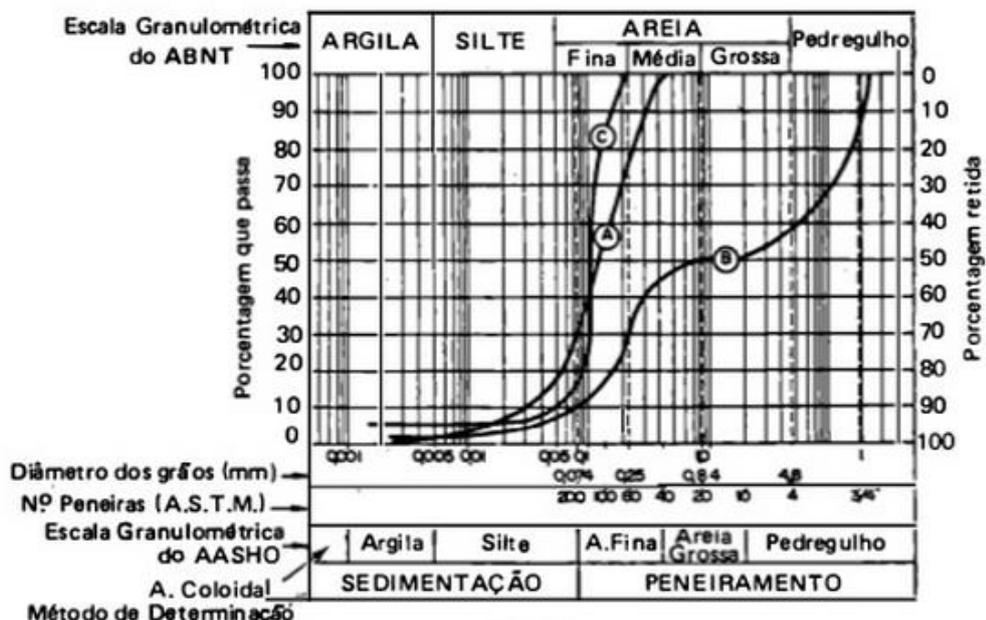


Figura 4 - Exemplo de curva granulométrica.

Fonte: Caputo, 1996.

A curva é traçada, no eixo das ordenadas (vertical), a porcentagens, em peso, do material que tem dimensão média menor que a dimensão considerada e no eixo das abcissas (horizontal), são marcados os logaritmos das dimensões das partículas.

Para o cálculo da condutividade hidráulica (K_s), utiliza-se a equação 1:

$$K_s = C * d_{10}^2 \quad (1)$$

O ' d_{10} ' é o diâmetro correspondente a 10% em peso total, de todas as partículas menores que ele. C é um coeficiente que varia de acordo com o material utilizado. K_s é dado em cm s^{-1} . O ' U ' é definido com a razão entre os diâmetros correspondentes a 60% e 10% (Figura 5), tomados na curva granulométrica (Figura 4) (CAPUTO, 1996; ABNT, 1997).

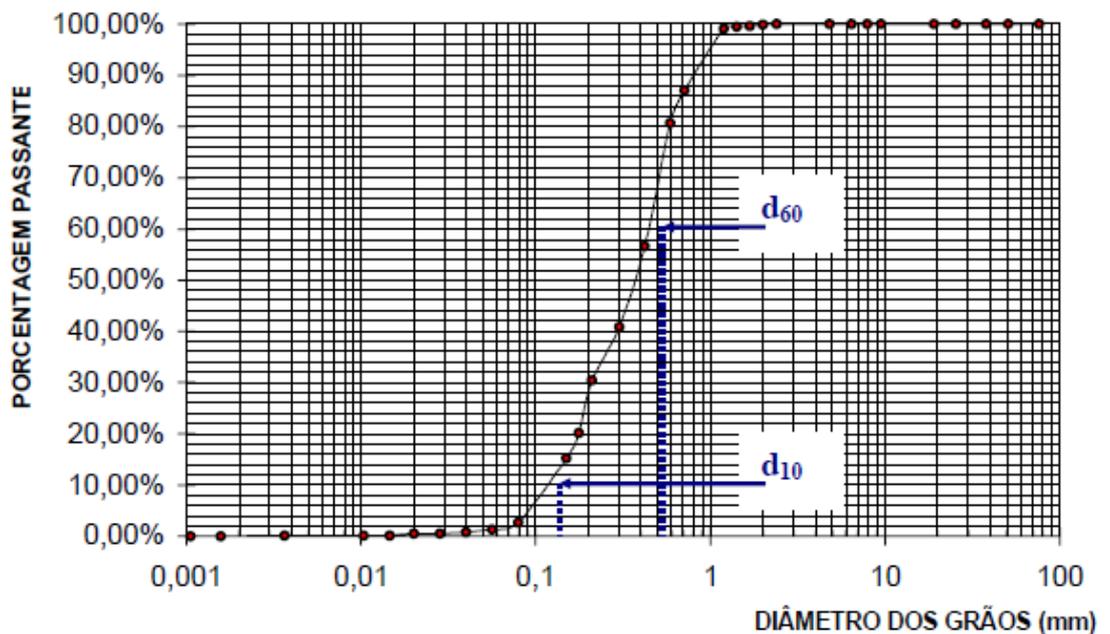


Figura 5 - Diâmetros efetivos, d_{10} e d_{60} .

Fonte: Sezerino, 2006.

Para o cálculo do coeficiente de uniformidade (U), utiliza-se a equação 2:

$$U = d_{60}/d_{10} \quad (2)$$

Onde:

U= coeficiente de uniformidade (adimensional);

D₆₀ em mm;

D₁₀ em mm.

A relação da equação 2, representa a falta de uniformidade de um solo e/ou material filtrante, seu valor diminui conforme o material é mais uniforme. Portanto, granulometria muito uniforme compreende os materiais cujo U seja inferior a 5 unidades, uniformidade média, U entre 5 a 15 unidades e desuniforme quando o U é maior do que 15 unidades (CAPUTO, 1996).

Um bom material para o maciço filtrante é aquele que possa manter ao longo do tempo condições adequadas de fluxo, promover a adsorção de compostos inorgânicos e minimizar o risco de colmatção (SEZERINO, 2006). Por outro lado, a escolha de um material com granulometria e condutividade hidráulica inadequadas, influencia diretamente o processo de colmatção, o que pode resultar na redução da capacidade de infiltração (STEVENSON, 1997).

3.3.1.1 Colmatção

A redução da condutividade hidráulica do meio filtrante de wetlands construídos pode ser consequência da colmatção física ou biológica, o que dificulta também, os processos de difusão de convecção do oxigênio. A física é usualmente consequência da fixação de material suspenso ou coloidal nos poros do solo, enquanto a biológica ou microbiana é resultado da acumulação das células e resíduos da produção de polímeros extracelulares. Geralmente, o grau de colmatção tem relação direta com o número de bactérias no perfil do solo (MAGESAN et al., 2000).

A diminuição da condutividade hidráulica do solo, quando aplicado afluente com alta relação C/N, pode estar relacionada o aumento da biomassa microbiana (maior imobilização do nitrogênio) e deposição de carbono extracelular (excesso), bloqueando os poros do solo, acelerando a colmatção (MAGESAN et al., 1999).

Os processos de degradação da matéria orgânica e nitrificação requerem condições aeróbias, no entanto, colmatção pode levar a condições anaeróbias e

diminuir o desempenho do sistema (LANGERGRABER et al., 2003; WINTER; GOETZ, 2003).

Blazejewski & Murat-Blazejewska (1997) citam as principais causas da colmatação do solo ou substrato:

- Existência de pequenos poros no material filtrante;
- Acumulação de sólidos suspensos nos poros do solo ou substrato;
- Crescimento microbiano no meio com temperaturas relativamente altas;
- Entupimento dos poros devido a géis inorgânicos, principalmente de dissolução de Ca de material calcário;
- Peptização dos colóides do solo e colapso de macroporos entre os agregados;
- Precipitação e deposição de carbonato de cálcio (CaCO_3) em baixos valores de pH;
- Falta de limpeza com velocidades de infiltração baixas.

No estudo de Langergraber et al., (2003) para wetlands construídos verticais, foram aplicadas diferentes taxas de cargas hidráulicas. Os sistemas que apresentaram problemas foram os com taxas acima de 100mm d^{-1} e $10,8\text{gSS m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Por outro lado, filtros compostos por matérias com maior granulometria (1-4mm) suportaram maiores taxas hidráulicas, e os de menor (0,06-1mm) apresentaram melhor desempenho na nitrificação, devido a menor velocidade do esgoto no maciço filtrante, e conseqüente maior tempo de contato com os microrganismos. No entanto, os autores esclarecem que esses parâmetros dependem do clima da região.

3.3.2 Macrófitas

As macrófitas, como demais organismos fotoautotróficos, utilizam energia solar para assimilar carbono inorgânico da atmosfera e realizar a síntese de matéria orgânica (fonte de energia), para os seres heterotróficos. O termo macrófita, inclui desde as algas cujos tecidos são identificáveis a olho nu, até as plantas aquáticas vasculares, angiospermas, por exemplo *Typha* spp (BRIX, 1997).

O International Biological Program (IBP), no português, Programa Internacional de Biologia, denomina macrófitas como sendo, vegetais que habitam

desde brejos até ambientes verdadeiramente aquáticos. Denominação esta, baseada no contexto ecológico, independente de aspectos taxonômicos.

Esteves, 1998, classifica-as segundo o biótipo:

- a) Macrófitas aquáticas emersas ou emergentes: enraizadas com folhas fora da água. Ex: *Typha*;
- b) Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: enraizadas e folhas flutuando na superfície da água. Ex: *Nymphaea*;
- c) Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: enraizadas, crescimento totalmente submerso. Ex: *Egeria*;
- d) Macrófitas aquáticas submersas livres: permanecem flutuando submergidas na água, prendem-se a pecíolos, talos e caules de outras. Ex: *Utricularia*;
- e) Macrófitas aquáticas flutuantes: flutuam na superfície da água. Ex: *Lemna*.

Nos wetlands construídos, a eficiência de remoção de nutrientes aumenta com a presença de macrófitas, tanto para sistemas horizontais (TSANG, 2015) quanto para verticais (ARIVOLI, 2013).

A Associação Internacional das Águas (IWA) (2000), afirma que a escolha das macrófitas está estritamente relacionada com sua tolerância ao ambiente em que será inserida sobretudo às características do efluente. Além disso, o potencial de crescimento está relacionado a sua disponibilidade na região em que o wetland será construído.

Brix (1997) ainda cita o papel das macrófitas em sistemas wetlands e as principais funções em relação ao tratamento de esgotos (Quadro 1):

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

Propriedade das macrófitas	Ação de auxílio no tratamento de esgotos
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> * Atenuação da luminosidade (redução do crescimento de fitoplâncton); * Redução da velocidade do vento (redução da resuspensão de material sólidos - wetlands construídos de escoamento superficial); * Paisagismo; * Estoque de nutrientes;
Tecidos da planta em contato com a água (esgoto)	<ul style="list-style-type: none"> * Filtração; * Redução da velocidade de escoamento (aumento da taxa de sedimentação, prevenção resuspensão de sólidos); * Aderência de microrganismos; * Liberação de oxigênio pela fotossíntese (aumento na taxa de degradação aeróbia da MO); * Retirada de nutrientes;
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> * Previne erosão; * Previne colmatação em WCFV; * Liberação de oxigenio (ajuda a degradação aeróbia MO e nitrificação); * Retirada de nutrientes.

Quadro 1 – Ação das propriedades da macrófitas.

Fonte: Adaptado (Olijnyk, 2008; Brix, 1997).

Segundo Cooper et al., (1996), são amplamente utilizados três tipos de macrófitas nos sistemas, horizontal e vertical, sendo elas: *Typha* spp (Figura 6), *Juncus* spp (Figura 7) e *Phragmites australis* (Figura 8). Elas são macrófitas emergentes, possuem uma rápida taxa de crescimento, notadamente para a *Phragmites* spp (exótica), a qual relata um crescimento muito rápido e extremamente denso, seguido da *Typha* spp, com crescimento rápido e denso, a *Juncus* spp apresenta uma taxa de crescimento variando entre moderado e rápido, e crescimento denso.



Figura 6 - *Typha* spp.

Fonte: Illinois Natural History Survey (2015).



Figura 7 - *Juncos* spp.

Fonte: ICNF Florestas (2015).



Figura 8 - *Phragmites australis*.

Fonte: Common Reed (2013).

Um parâmetro importante a ser analisado em respeito as macrófitas, é a penetração no maciço. *Typha spp* atinge penetrações de 0,3 a 0,4m, *Juncus spp* de 0,6 a 0,9m e a *Phragmites australis* atinge profundidades maiores que 0,6m.

As macrófitas presentes nos wetlands construídos requerem nutrientes para serem incorporados em sua biomassa. Um dos nutrientes principais, presentes no esgoto sanitário, por exemplo é o nitrogênio. Ele é incorporado a biomassa através de um processo chamado assimilação, o qual refere-se a uma variedade de processos biológicos que convertem formas inorgânicas de nitrogênio para compostos orgânicos, estes servem de reserva para as células e os tecidos das plantas (BRIX, 1997; KADLEC; KNIGHT, 1996).

Outro ponto importante em relação as macrófitas, é a conversão do nitrogênio através das enzimas: nitrato redutase e nitrito redutase. No entanto, a produção destas enzimas diminui em presença de nitrogênio amoniacal, ou seja, ambientes no contato de nitrato e amônia em elevadas concentrações, a assimilação poderá ser inibida e o nitrato não será assimilado (MELZER; EXLER, 1982).

Brix (1997), cita que a quantidade de nitrogênio retirada por assimilação se encontra na faixa de 200 a 2500kgN há⁻¹ ano⁻¹ (0,05 a 0,68g m⁻² d⁻¹), sob condições de clima temperado. Um detalhe para que haja uma boa assimilação é a poda das plantas. Caso não haja a poda, uma grande quantidade de nitrogênio incorporado a biomassa poderá retornar ao meio, isto, devido a morte e decomposição dos seus tecidos. Isto, pode sobrecarregar o sistema e diminuir a retirada de nitrogênio por assimilação.

O potencial de retirada de nitrogênio via assimilação e subsequente poda, em regiões de clima tropical e subtropical, chega a valores de 10% do total de nutrientes removidos nos FPFV (VYMAZAL, 2005).

Existe uma diferença entre a concentração de nutrientes na biomassa de macrófitas aquáticas entre regiões de climas temperados e tropicais. Nas regiões tropicais, as estações climáticas definidas estão ausentes, isto implica no nascimento e morte constante de indivíduos ao longo do ano. Além disso, a dinâmica de retirada e liberação de nutrientes torna-se constante (ESTEVES, 1998).

Todavia, em climas temperados, existem as estações climáticas definidas. Na primavera dá-se origem a novos indivíduos a partir dos rizomas. Estes se caracterizam por um intenso metabolismo tendo suas necessidades nutricionais atendidas pelas reservas presentes nos rizomas (ESTEVES, 1998).

A macrófita empregada nesse sistema wetland foi do gênero *Heliconia*, pertencente à família das Heliconiaceae. Essa espécie foi escolhida por ter origem neotropical e ser bem rústica (sem necessidade de cuidados intensos), por ter sistema radicular propício para formação de comunidades bacterianas para tratamento de efluentes e pela possibilidade de embelezamento paisagístico proporcionado por suas flores (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

Elas são plantas de porte herbáceo, e chegam até 12m de altura. Dispersam-se por meio de rizomas subterrâneos, os quais emitem brotações à superfície, podem ser agregados ou não (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

Quanto a morfologia, suas folhas são semelhantes às da bananeira, presentes, um pecíolo e uma lâmina em um único plano, em disposição dística. Podem ter comportamento Musóide (pecíolos grandes na vertical), Zingiberóide (pecíolo curto na horizontal) e Canóide (pecíolos curtos e médios em posição oblíqua) (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).

Heliconia rostrata (Ruiz e Pavan) (Figura 9) foi a escolhida e plantada no sistema na razão de 6 mudas m⁻² com mudas coletadas no jardim do Campus da Universidade. Ela possui inflorescência pendente e possui floração o ano inteiro. Sua altura varia de 0,99 a 6,6m, vive em habitat com 50% de sombra até completa exposição ao sol. Tem comportamento musóide, brácteas variam de 4 a 35, com área maior na coloração avermelhada e porções amarelas na parte distal com lábio proximal esverdeado. Haste vermelha, sépala amarelo-clara, ovário branco e pedicelo branco (BERRY; KRESS, 1991; MOSCA, 2004).



Figura 9 - *Heliconia rostrata*.

Fonte: autor.

Sarmento et al., (2010), operaram um sistema vertical com a *Heliconia rostrata*, na cidade de Viçosa em Minas Gerais para tratamento de efluente de suinocultura, com apenas uma camada de brita 0 ($d_{60} = 7\text{mm}$ a porosidade de $0.49\text{ m}^3\text{ m}^{-3}$). Utilizaram diferentes tempos de retenção hidráulico e taxas de carregamento hidráulico. O carregamento orgânico foi de $20\text{ g m}^{-2}\text{ d}^{-1}$ de DQO. Obteve porcentagens de remoção de, 57,2% (DQO), 33,8% (NTK), 36,9% (NH_x), 37,6% (PT), 21,4% (K) e 25,4% (alcalinidade). A elevação de nitrato chegou a 191,6%.

3.3.3 Microrganismos

A microfauna presente nos filtros plantados com macrófitas é composta por bactérias (maioria), protozoários e micrometazoários (BENTO, 2000). Phillipi & Sezerino (2004), citam que as bactérias são os microrganismos principais envolvidos na degradação da matéria orgânica, e realizam três papéis básicos: nitrificação, desnitrificação e a oxidação da matéria orgânica. Elas contribuem no tratamento de águas residuais através dos seguintes mecanismos (CETESB, 1991; WEF, 1994; BENTO, 2000):

- contribuição para a clarificação do efluente;
- degradação da matéria orgânica, reduzindo a DBO_5 do afluente;
- interação com os demais organismos e manter o equilíbrio ecológico do sistema;
- redução da produção de lodo através da ingestão de bactérias floculadas ou presentes em biofilmes.

Os metazoários, que são grupamentos de células, e formam tecidos com diferentes funções, segundo Bento (2000), auxiliam no tratamento com os seguintes mecanismos:

- contribuem para a manutenção da população de bactérias saudáveis;
- atuam na recirculação de nutrientes minerais;
- aumentam a penetração de oxigênio no filtro, prevenindo as condições anaeróbias;
- contribuem na redução de DBO_5 através do consumo de bactérias e sólidos em suspensão;

- favorecem o balanço ecológico do sistema.

Nos filtros plantados com macrófitas, esses microrganismos são encontrados suspensos no esgoto, aderidos ao meio suporte do maciço filtrante e nas raízes das plantas, formando o biofilme.

O conjunto de microrganismos e de produtos extracelulares que se aderem a um meio suporte, pode ser definido como biofilme. Ele forma uma camada volumosa e espessa, com estrutura externa não regular e uniforme (COSTA, 1989).

3.3.4 Vias possíveis de transformação de nitrogênio em sistemas wetlands

Na figura 9 é possível visualizar os processos que podem transformar o nitrogênio em suas diferentes formas nos wetlands construídos.

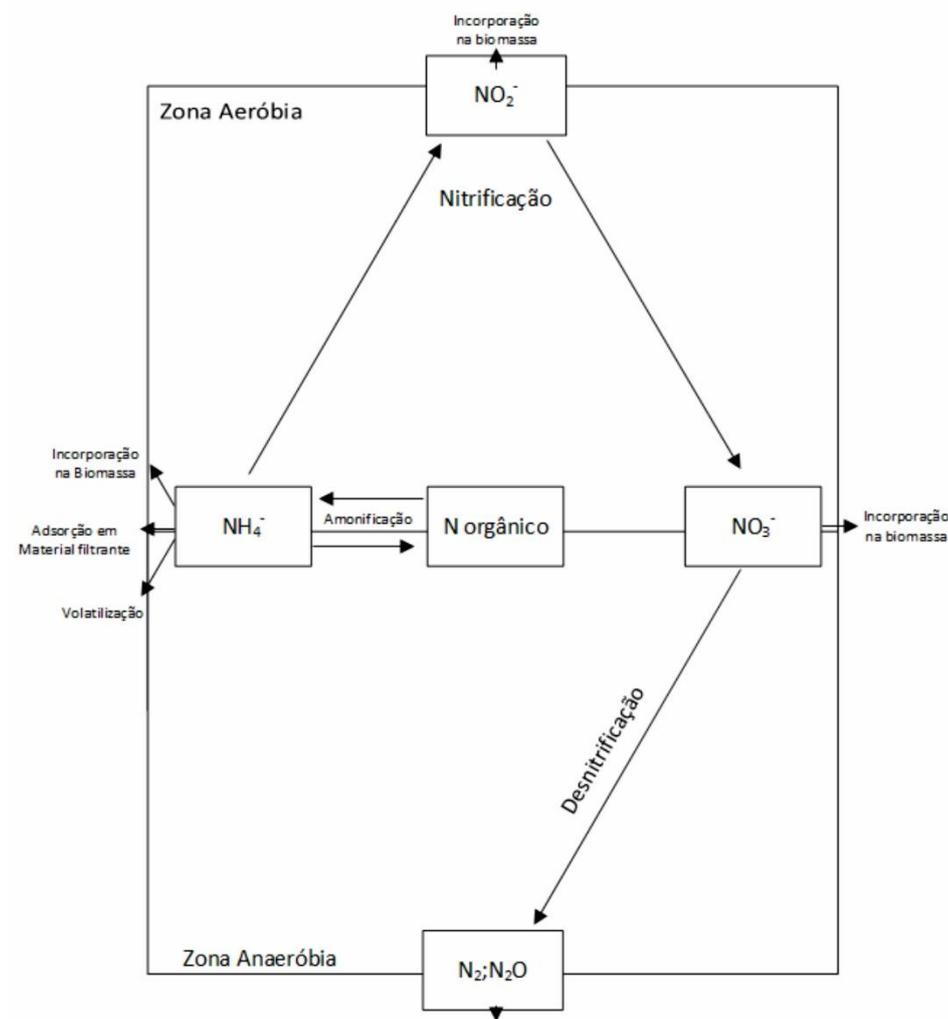


Figura 10 - Esquema de transformações de nitrogênio.

Fonte: Adaptado de Cooper (1996).

O elemento nitrogênio é de suma importância nos ciclos biogeoquímicos existentes nos wetlands contruídos. Eles são encontrados na forma de purinas e pirimidinas, aminoácidos, uréia, ácidos úricos, compostos orgânicos e até compostos inorgânicos em diferentes estágios de oxidação – amônio e/ou amônia (NH_4 e/ou NH_3), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-), óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N_2O) e nitrogênio em forma de gás (N_2). Nos wetlands construídos, a remoção de nitrogênio orgânico tem sua via principal de remoção o sentido de amonificação, nitrificação e desnitrificação (COOPER et al., 1996; KADLEC; KNIGHT, 1996; IWA, 2000).

A amonificação transforma o nitrogênio orgânico em nitrogênio amoniacal, a nitrificação transforma a amônia para nitrito e posteriormente nitrato, e o nitrato é transformado em nitrogênio em forma de gás através da desnitrificação. Outros processos são volatilização, incorporação na biomassa e adsorção no material filtrante (IWA, 2000).

3.3.4.1 Amonificação

Esta é a primeira etapa do processo de mineralização, não há remoção de N, apenas a conversão da fração orgânica para N amoniacal, que ficará disponível para os outros processos de transformação.

Os microrganismos heterotróficos realizam de forma lenta, obtendo energia para a oxidação através de compostos orgânicos por consumo ou absorção de outros organismos (CAMPBELL et al., 1999).

Esse processo depende da atividade microbiana, temperatura, umidade do solo, pH, relação C/N, disponibilidade de nutrientes, textura e estrutura do solo (O'LEARY et al., 1994). A temperatura ótima fica na faixa entre 40-60°C e o pH entre 6,5 e 8,5 (VYMAZAL, 2006).

O equilíbrio entre amônia e amônio depende do pH do meio. Em pH menor do que 6, prevalece amônio devido a hidrólise com água, ganhando um H^+ (N-NH_4^+), maior do que 8, prevalece amônia, há perda de um H^+ , formando N-NH_3 , o qual é a forma volátil do N amoniacal e ser perdido pelo processo de volatilização.

Após a etapa de amonificação, é importante que as condições ambientais de nitrificação estejam adequadas, caso contrário, por exemplo, um alto teor de amônio

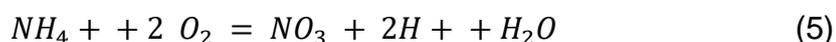
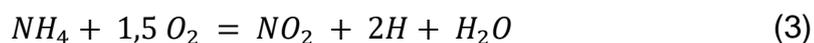
no solo, unido a excesso de alcalinidade, pode acumular nitrito, que é tóxico para as bactérias do gênero *Nitrobacter*.

3.3.4.2 Nitrificação

Os gêneros de microrganismos, *Nitrosomonas* (estritamente aeróbias) e *Nitrobacter* (facultativas), são as bactérias responsáveis pelo processo quimioautotrófico de oxidação biológica da amônia a nitrato, sob condições aeróbias, denominado nitrificação (WPCF, 1983; WEF, 1994; IWA, 2000).

Segundo Cooper et al., (1996), esses dois gêneros que utilizam o dióxido de carbono e a alcalinidade do meio como fonte de carbono para a síntese de novas células, seguem a proporção de cerca de 7,14 mgCaCO₃ por mgNH₄-N oxidado. O oxigênio, que para eles é o aceptor de elétrons, também é requerido, com mínimo de concentração de 1 mg L⁻¹ e uma proporção de aproximadamente 4,3mgO₂ por mgNH₄-N oxidado, isto, durante a conversão da amônia a nitrito, posteriormente a nitrato. E 8,64mg de HCO₃⁻ por mg de N amoniacal oxidado (IWA, 2000; METCALF; EDDY, 1991).

São duas as etapas no processo de nitrificação. A primeira delas é a transformação da amônia em nitrito (amonificação), por bactérias do gênero *Nitrosomonas*. Na segunda, o nitrito formado é convertido em nitrato (NO₃⁻) através de bactérias do gênero *Nitrobacter*. As equações 3, 4 e 5, respectivamente, apresentam as etapas da nitrificação (WPCF, 1983):



Vymazal (1995), cita que a velocidade de transformação pela oxidação da amônia é dependente dos parâmetros: pH, alcalinidade, temperatura, fonte de carbono inorgânico, população microbiológica, concentração da amônia e a quantidade de oxigênio dissolvido. No entanto, WPCF (1983), comenta que a cinética da nitrificação é diretamente proporcional a taxa de crescimento dos organismos nitrificantes. O Quadro 2, mostra valores ótimos para pH e alcalinidade, temperatura e oxigênio:

Parâmetro	Faixa
pH	7,5-8,6
Temperatura	25-35°C
Oxigênio	4,3 mgO ₂ /mgN _{amoniaca}
Alcalinidade	50mgCaCO ₃ /L

Quadro 2 - valores ótimos para pH e alcalinidade, temperatura e oxigênio.

Fonte: Adaptado WPCF (1983); WEF (1994); IWA (2000).

A produção de nitrato varia de acordo com o material em decomposição. Concentrações elevadas de NH₃ e ácido nitroso (HNO₂) podem ser inibidores da nitrificação e durante a formação deste último há liberação de grande quantidade do íon H⁺, acidificando o meio (METCALF; EDDY, 1991; van NIERKERK, 2006; SILVA, 2005).

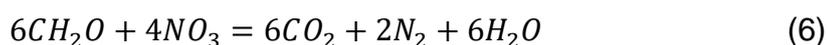
O pH, abaixo do valor, 7,5, faz com que a nitrificação diminua e até seja inibida, pelo fato desta consumir alcalinidade, que também abaixo do valor 50mgCaCO₃ L⁻¹, faz-se necessário uma adição de fonte externa de alcalinidade. Todavia, valores altos de pH inibem o processo, devido a amônia livre, que é tóxica para as *Nitrosomonas* (SEZERINO, 2006). Quando o N-NH₄⁺ é oxidado, é produzido ácido nítrico, e o pH decresce até que o ácido comece a sofrer a reação de transformação para N-NO₂⁻ e N-NO₃⁻ (HAMMER; KNIGHT, 1994).

Além do pH, a temperatura tem influência direta na cinética de nitrificação. Normalmente, a temperatura ótima para o desenvolvimento de bactérias nitrificantes fica em torno de 25 a 36°C. Queda de temperatura, abaixo dos 15°C, prejudica as bactérias do gênero *Nitrobacter*, que são as formadoras de nitrito, um aumento deste

tende a prevalecer, e são tóxicos para os organismos presentes (MARCHETTO, 2001).

3.3.4.3 Desnitrificação

Ao contrário da nitrificação, a desnitrificação é um processo quimioheterotrófico e anaeróbico/anóxico, no qual as bactérias reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso.



Esse ambiente anóxico e reação irreversível, faz com que o nitrato seja o aceptor final de elétrons e as bactérias utilizam a matéria orgânica como fonte de carbono e energia (WPCF, 1983; COOPER et al., 1996). Segundo Grant & Long (1985), em ambientes aquáticos, os microrganismos mais importantes envolvidos nesse processo são bactérias quimioheterotróficas dos gêneros *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio*.

Nos esgotos sanitários os principais gêneros de microrganismos responsável por esse processo são *Achromobacter*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium* e *Lactobacillus* (METCALF; EDDY, 1991).

Todavia, as bactérias desnitrificantes podem ser autotróficas (ex. *Thiobacillus*), as quais utilizam o $N-NO_3^-$ como fonte de oxigênio em um ambiente dependente deste gás. Como consequência há a redução de $N-NO_3^-$ para N_2 e N_2O , onde parte desses gases é levado a atmosfera (STEVENSON, 1982).

Cooper et al., (1996), cita que como a nitrificação, o processo de desnitrificação ocorre em duas etapas, no entanto ela ocorre em ambiente anóxico. Como fonte de oxigênio, são utilizados nitrato, nitrito, fosfato e sulfato (ALVARENGA, 2005; METCALF; EDDY, 1991). A primeira é a conversão do nitrato a nitrito e a segunda é a redução deste nitrito a óxido nítrico, óxido nitroso e, finalmente, nitrogênio gasoso, os quais escapam para a atmosférica. Todavia, é importante que o ambiente anóxico se mantenha, porque a presença de oxigênio dissolvido inibe o sistema enzimático necessário para desnitrificação (COOPER et al., 1996).

As bactérias desnitrificantes necessitam de carbono orgânico, como fonte de energia, caso o sistema não o tenha em quantidade suficiente, esse deverá ser suprido com fontes externas, como metanol, etanol, ácido acético e às vezes até mesmo o lodo proveniente do tratamento do esgoto (SOUZA, 1999). Essa fonte externa tem como resultado o aumento na taxa de desnitrificação (FONSECA, 2001).

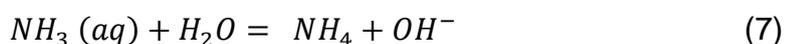
A faixa de pH ótimo encontra-se no intervalo de 6,5 a 9,0, com variações. Metcalf & Eddy (1991), 7,0 a 8,0, Henze et al., (1997) de 7,0 a 9,0 e Surampalli et al., (1997) de 6,5 a 8,0.

Valores de pH menor do que 6,0 e maiores do que 8,5, acontece redução na atividade de desnitrificação, pH a 5,0, desnitrificação torna-se lenta e abaixo de 4 deixa de existir (VYMAZAL, 2006).

O ótimo para as temperaturas varia de 25°C a 65°C, em valores fora desta faixa, há um declínio no processo (HAMMER; KNIGHT, 1994). Baixas temperaturas produzem mais óxido nitroso, altas temperaturas promovem a redução do óxido nitroso a N molecular (N₂) (NOGUEIRA, 2003). No entanto, variações nas temperaturas podem inibir o processo, visto que os microrganismos desnitrificantes são sensíveis a essas oscilações (METCALF; EDDY, 1991).

3.3.4.4 Volatilização

É um processo físico-químico de equilíbrio entre as formas gasosas e minerais do nitrogênio amoniacal:



A taxa de volatilização é controlada pela concentração de NH₄⁺ presente na água, temperatura, velocidade do vento, radiação solar, natureza e o número de plantas e a capacidade do sistema em trocar o pH em ciclos diurnos, onde a ausência de CO₂ aumenta a volatilização (VYMAZAL, 1995).

As perdas de NH₃ via volatilização é baixa quando em pH menor do que 7,5, quando pH é igual a 9,3 a relação amônia para o íon amônia é aproximadamente 1:1, e as perdas por volatilização são insignificantes (REDDY; PATRICK (1984).

3.3.4.5 Incorporação na Biomassa

Brix (1997) cita que as macrófitas, para se desenvolverem e reproduzirem, precisam de nutrientes. Estes são assimilados pelas raízes e rizomas das macrófitas. Como elas são produtivas, grandes quantidades de nutrientes podem ser incorporadas em sua biomassa.

São vários os processos biológicos que convertem formas inorgânicas do nitrogênio em compostos orgânicos que servem de reserva para as células e os tecidos das plantas. Em ambientes onde o nitrato é predominante, ele será a principal fonte de nitrogênio inorgânico passível de ser assimilado (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Um ponto importante ser observado é a poda das árvores, caso não haja a poda, a maioria dos nutrientes que foi incorporado no tecido a plantas retornará para água/efluente quando do processo de decomposição (IWA, 2000).

3.3.4.6 Adsorção no material filtrante

Nos wetlands construídos, a amônia não ionizada é passível de remoção da água/efluente através de reações de adsorção ao material filtrante. Todavia, a capacidade de adsorção não é considerada forma de remoção permanente de $\text{NH}_4\text{-N}$ (IWA,2000).

Nos WCFV, de alimentação intermitente, os mecanismos de remoção por adsorção são dependentes da depleção de $\text{NH}_4\text{-N}$ nos períodos de descanso. A amônia adsorvida pode ser oxidada a nitrato, entretanto, apenas os sistemas de alimentação intermitente mostram remoção rápidas de amônia da massa líquida à adsorção no material filtrante (IWA, 2000; KADLEC; KNIGHT, 1996; COOPER, 1996).

3.4 pH

O pH indica a condição de acidez ou da alcalinidade do meio, e é um importante parâmetro de controle para o crescimento de microrganismos. Determina a disponibilidade ou não de nutrientes às plantas e influência nas reações químicas e biológicas que ocorrem no maciço filtrante (SILVA, 2007).

Um aumento no pH do solo melhora a mineralização. A redução do pH pode inibir o processo, visto que as bactérias nitrificantes são sensíveis a ambientes ácidos.

Todavia, quando descartado o efluente em corpos d'água, caso o pH seja maior do que 10, os níveis de amônia livre aumentam, podendo causar a mortandade de peixes (NUVORALI, 2003).

3.5 Oxigênio Dissolvido

A aplicação intermitente nos WCFV, a utilização do oxigênio é dada por vários mecanismos, oxidação da MO, respiração microbiana, nitrificação e imobilização do fosforo.

No interior do maciço filtrante, a concentração de OD no efluente é influenciada pela temperatura, sais dissolvidos presentes, atividade microbológica e tipo de substrato (MELO Jr, 2003). O suplemento de oxigenioé advindo do transporte de massa e difusão (PLATZER; MAUCH, 1997).

Através da aeração, é provável que ocorra a maior parte da transferência de oxigênio a partir da atmosfera para a coluna d'água no maciço. Visto que o transporte de oxigênio para a rizosfera não excede significativamente os requeridos na respiração da planta (KADLEC; KNIGHT, 1996).

4. MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi realizado na cidade de Londrina-PR (Figura 10), -23,304218 de latitude, -51,172223 de longitude, localizada ao norte do estado, sul do Brasil. Para esta região, o clima é classificado por Koppen como Cfa, clima subtropical, com temperatura no mês mais frio, inferior a 18° C e temperatura média do mês mais quente acima dos 22° C, verões quentes, e concentrações de chuvas nos meses de verão (IAPAR (1998); IBGE (2014)).

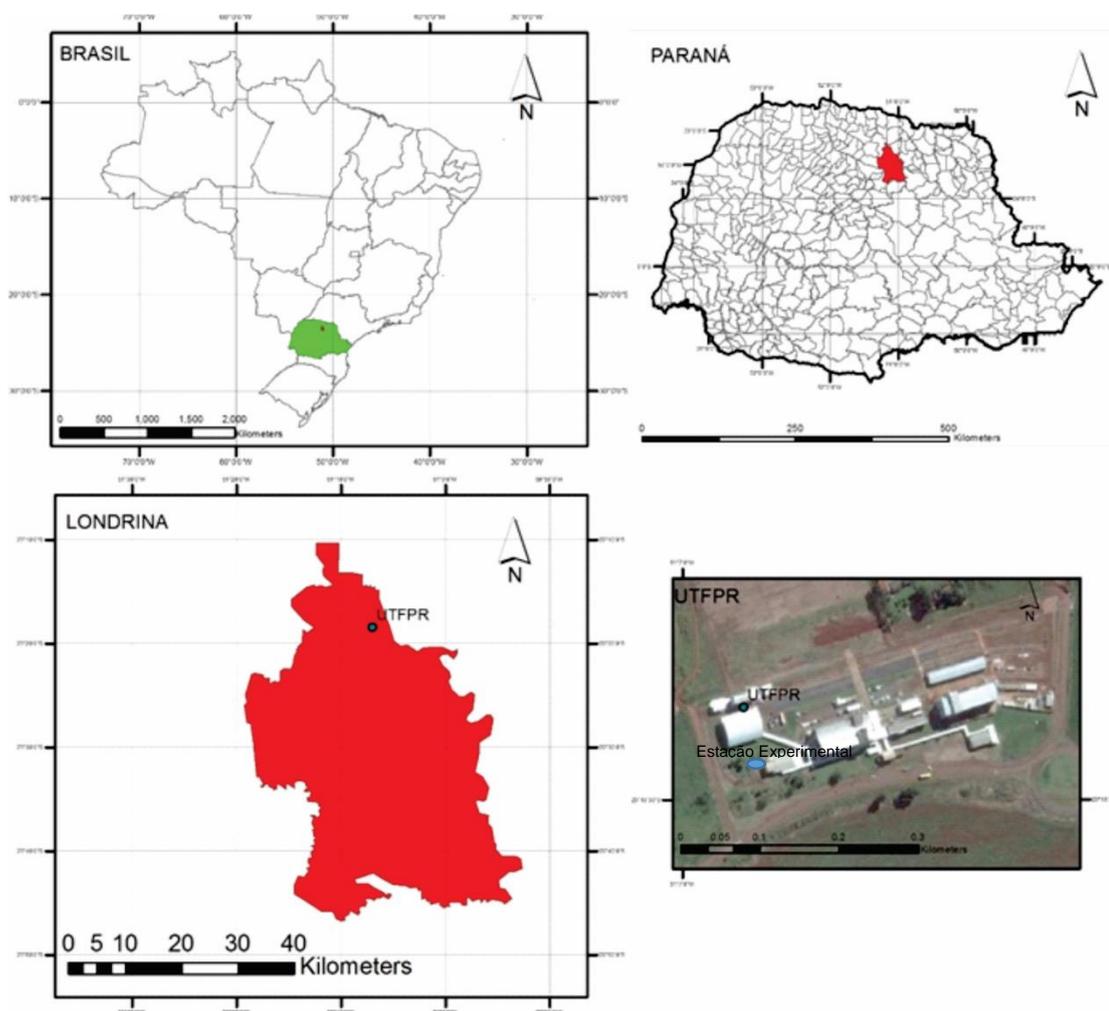


Figura 11 - Localização do Experimento.

Fonte: Google Earth.; dados.gov.br.; CODEGEO.

4.1 Dimensionamento - Memorial de Cálculo e Descritivo

A estação experimental foi construída em área adjacente ao Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus de Londrina.

O afluente bruto da estação experimental era oriundo de uma caixa de passagem do coletor principal que recebe contribuições dessa unidade (Figura 11).

O dimensionamento do sistema foi realizado de acordo com os critérios de Platzer (1999) e Sezerino (2006) para wetlands de fluxo vertical e maciço de fluxo livre.

a) Vazão de projeto:

Vazão diária de 50L d⁻¹ ou 0,05m³ d⁻¹. Em dois pulsos de 25L.

$$Q = 0,05 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$$

b) Taxa de aplicação superficial

Dada de acordo com o tempo de detenção hidráulico (equação 8):

$$Ta = Q/A \quad (8)$$

Onde:

Ta = tempo de detenção hidráulico (m d⁻¹);

Q = vazão do afluente (m³ d⁻¹);

A = área do wetland construído (m²).

Adotando leito de área superficial igual 1 m² (1,0m x 1,0m), e substituindo os valores de vazão e área na equação 8, tem-se:

Ta = 0,05m d⁻¹ ou 50mm d⁻¹ (valor abaixo do limite (250mm d⁻¹) recomendado por Platzer (1999)).

c) Balanço de Oxigênio Dissolvido (OD)

O cálculo de OD será dado de acordo com a equação 9:

$$BALANÇO = \text{Oxigênio}_{dif} + \text{Oxigênio}_{conv} - DEMANDA \quad (9)$$

Onde:

Oxigênio_{dif} = Aporte de OD por difusão;

Oxigênio_{conv} = Aporte de OD por convecção;

Demanda = Demanda de OD (função das cargas aplicadas);

Balanço = deve ser maior zero para garantir nitrificação de $N-NH_4^+$.

d) Carga Orgânica de DQO e NTK do afluente

Para o cálculo da carga de $DQO_{af lu}$ e $NTK_{af lu}$, foram consideradas concentrações de $650mg L^{-1}$ e $40mg L^{-1}$, respectivamente, e vazão de $0,05m^3 L^{-1}$. As cargas aplicadas (λ) foram calculadas pela equação 10:

$$\lambda = Q * C \quad (10)$$

Onde:

λ = carga aplicada ($g d^{-1}$);

Q = vazão ($m^3 d^{-1}$);

C = concentração ($g m^{-3}$).

Substituindo os valores de concentração de $DQO_{af lu}$ e $NTK_{af lu}$ na equação 28, tem-se:

$$DQO_{af lu (g/d)} = 32,5 g d^{-1}$$

$$NTK_{af lu(g/d)} = 2 g d^{-1}$$

e) Demanda de oxigênio dissolvido (DOD)

Dada pela equação 11:

$$DOD = 0,85 * 0,7 * [DQO_{af lu}] + 4,3 * [NTK_{af lu}] - 0,1 * 2,9 * [NTK_{af lu}] \quad (11)$$

Substituindo os valores das cargas $DQO_{af lu (g d^{-1})}$ e $NTK_{af lu(g d^{-1})}$ na equação 11, tem-se:

$$DOD_{(g/d)} = 27,36 g d^{-1}$$

f) Aporte de oxigênio dissolvido no maciço filtrante por difusão

Dado de acordo com a equação 12:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entDIF}} \left(\frac{\text{g}}{\text{d}} \right) = 1 \left(\frac{\text{gO}_2}{\text{m}^2} \cdot \text{h} \right) * \text{areawet}(\text{m}^2) * (24(\text{h}) - 1,5(\text{h}) * n^{\circ} \text{ pulsos}) \quad (12)$$

Substituindo os valores de área e número de pulsos na equação 12, tem-se:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entDIF}} (\text{g/d}) = 21 \text{ g de O}_2 \text{ d}^{-1}$$

g) Aporte de oxigênio dissolvido no maciço filtrante por convecção

Dado de acordo com a equação 13:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entCONV}} \left(\frac{\text{g}}{\text{d}} \right) = 0,3 \text{ gO}_2\text{L}^{-1} * \text{volume do pulso} (\text{m}^3 \text{ d}^{-1}) * 1000 (\text{L m}^{-3}) \quad (13)$$

Substituindo os valores na equação 13, tem-se:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entCONV}} = 7,5 \text{ g d}^{-1}$$

Por fim, o balanço teórico de oxigênio do sistema wetland de fluxo vertical parcialmente submerso, dado pela equação 9:

BALANÇO = 21 + 7,5 - 27,36 = 1,14 > (suficiente para promover nitrificação).

h) Verificação da taxa de aplicação orgânica em DQO

A taxa de aplicação de DQO é dada de acordo com a equação 14:

$$\text{TaxaDQO} = \text{DQO}_{\text{aflu}}/\text{Areawet} \quad (14)$$

Substituindo os valores de DQO_{aflu} e área na equação 14, tem-se:

$$\text{TaxaDQO} = 32,5 \text{ gDQO m}^{-2} \text{ d}^{-1}$$

Segundo Sezerino (2006), para correto funcionamento desse tipo de sistema wetland, essa taxa de aplicação deve ser menor do que 40 gDQO m⁻² d⁻¹.

4.1.1 Caracterização da Unidade Experimental

O esgoto bruto foi coletado através de uma caixa de passagem que recebe esgoto do restaurante Universitário (cozinha e banheiros) e da copa do Campus.

Um anteparo na saída dessa caixa de passagem foi instalado (Figura 12), com a finalidade de acumular volume suficiente para a captação de esgoto, a qual feita por uma bomba centrífuga (ELETROPLAS, Motobomba Periférica, ICS-50AB, $\frac{1}{2}$ cv de potência, $Q_{\text{nominal}}=1500\text{L h}^{-1}$, $Q_{\text{max}}=1800\text{L h}^{-1}$) (Figura 13).



Figura 12 - Anteparo na saída do efluente da caixa de passagem.



Figura 13 - Bomba ELETROPLAS, ICS-50AB.

A bomba conduziu o efluente para um reservatório de 300L. Esse volume foi reservado, considerando as variações diárias de produção de esgoto típicas das instalações consideradas. Outra bomba, com as mesmas características, alimentou o

sistema com dois pulsos diários de 25L min^{-1} , o que totaliza vazão diária de 50L d^{-1} ou $0,05\text{m}^3 \text{d}^{-1}$. Os pulsos foram controlados por um temporizador e foram feitos no início da manhã e ao final da tarde.

A configuração operacional adotada seguiu a do sistema francês (adaptado), no qual a unidade experimental foi composta por única unidade. O esgoto foi distribuído por tubulações (DN 25mm) em um ponto central na superfície do wetland. O efluente tratado foi coletado por um dreno (DN 40mm) com furos de 4mm a cada 2cm nas laterais, localizado no fundo do sistema (Figura 14), e foi encaminhado para a rede coletora do campus. Na Figura 15 é possível visualizar o esquema de funcionamento e demais detalhes da bancada experimental.



Figura 14 - Dreno no fundo do wetland construído.

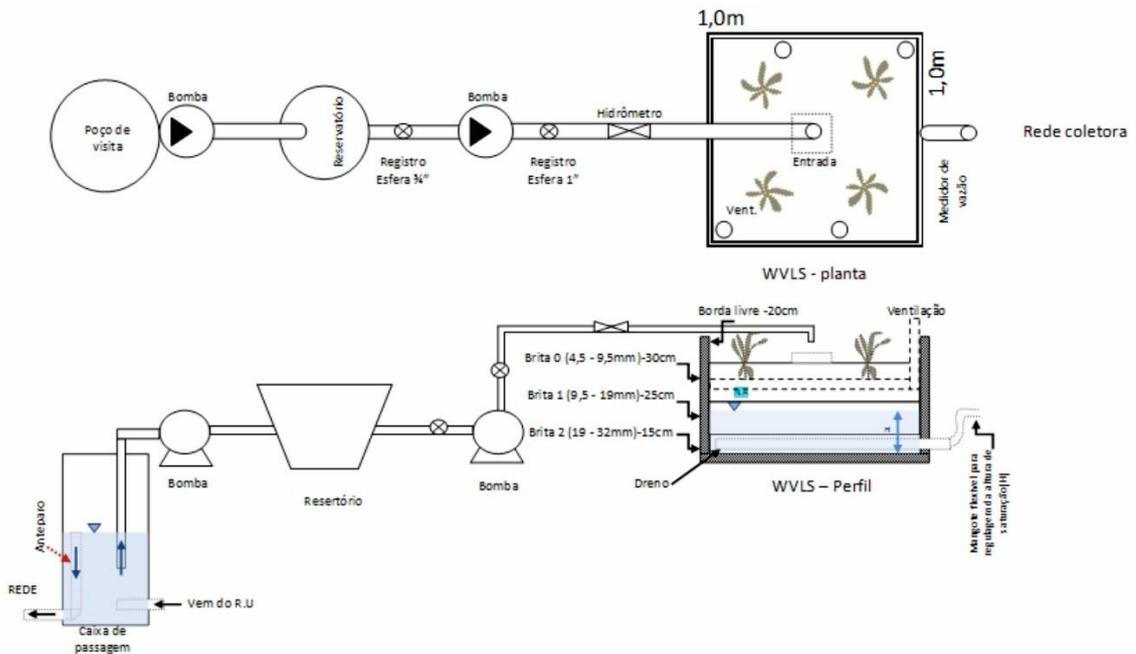


Figura 15 - Esquema de funcionamento do wetland.

Ao longo da operação do sistema, a altura de saturação do leito foi considerada 25 cm. A altura exata foi aferida por meio de outra tubulação conectada na saída do afluente na respectiva altura (princípio dos vasos comunicantes).

A vazão de entrada foi aferida pela regulagem de um registro de esfera. Na saída, não houve registro esfera, no entanto, ambas as vazões foram medidas com uso de balde graduado e cronômetro.

4.2 Construção do Wetland

O sistema foi executado em alvenaria estrutural sobre uma base de concreto armado de 1,40x1,40 metros. Nas figuras 16a, 16b, 17a, 17b, 18a, 18b e 19 é possível visualizar as etapas da construção do sistema operacional.



Figura 16 – (a) Limpeza do local de instalação do wetland, (b) molde de madeira para a base de concreto.

Fonte: Autor.



Figura 17 – (a) Depósito de brita 1 e malha de aço (4mm), (b) introdução de concreto ao molde.

Fonte: Autor.



Figura 18 – (a) Primeira camada de blocos de concreto impermeabilizada e (b) estrutura em alvenaria do wetland construído.

Fonte: Autor.

Ao final, o wetland ficou com dimensões (133cm(C)x134cm(L)x96,5cm(H)) para parte externa e (104cm(C)x105cm(L)x96,5cm(H)) para parte interna. Todas as fiadas de blocos de concreto foram niveladas com um nível de bolha (Figura 19).



Figura 19 – Nível bolha para fiadas.

Fonte: Autor.

Com a estrutura do wetland finalizada, o próximo passo foi a impermeabilização interna que foi executada em manta de PEAD de 2mm, lona plástica dupla camada e um adesivo de manta asfáltica de 30 metros com largura de 20cm (anchortec, veda-tudo, quartzolit).

A manta de PEAD foi recortada de acordo com as dimensões das paredes internas e fundo. Para a solda desses cortes o uso do adesivo de manta asfáltica foi essencial (Figura 20a). No entanto, essa aplicação não ofereceu estanqueidade. Assim, a instalação de mais uma camada de lona dupla camada foi necessária (Figura 20b). Após a aplicação da manta, outro teste foi realizado e não ocorreram vazamentos.



Figura 20 – (a) Manta PEAD soldada, (b) lona dupla camada.

Fonte: Autor.

Com a impermeabilização finalizada, o próximo passo foi a instalação do dreno ao fundo do wetland construído (Figura 15). Com isso, foi possível introduzir as camadas de brita 2 em 10cm (Figura 21a), brita 1 em 20cm (Figura 21b), brita 0 em 20cm e areia média em 20cm (Figura 21c), como componentes do maciço filtrante.



Figura 21 – (a) Brita 2 com altura de 10cm, (b) brita 1 em 20cm, (c) camada de areia em 20cm.

Fonte: Autor.

Ao final da introdução dos materiais do maciço filtrante, água da torneira foi introduzida fazendo movimentos que cobrissem toda a área, com o intuito de lavar o filtro e verificar vazamentos. Isto para que quando as análises comesçassem, não houvesse interferência das partículas finas presentes no maciço.

O próximo passo foi a conexão entre a caixa de passagem do esgoto do R.U até a bomba 1, da bomba 1 (B1) para o reservatório, do reservatório até a bomba 2 (B2) e desta até a parte superior do wetland construído (Figura 22a). Uma placa cerâmica foi colocada no centro da parte superior do sistema para melhorar a distribuição do efluente na superfície do sistema (Figura 22b). Todas as tubulações de alimentação tinham diâmetro de 25mm.



Figura 22 – (a) Sistema Wetland Construído, (b) tablete para espalhamento de esgoto.

Fonte: Autor.

Por fim, uma tubulação da saída do wetland foi instalada (Figura 23), guiando o efluente até a caixa de passagem novamente. Todavia, o cano não fora colado, para que quando houvesse coleta, fosse possível o desencaixe.



Figura 23 - Tubulação de saída do wetland até a caixa de passagem.

Fonte: Autor.

O custo total para implantação desse sistema foi de R\$ 1.112,10, e está detalhado no apêndice 1.

4.3 Rotina da análise laboratorial

O monitoramento de características físicas e químicas do sistema de tratamento proposto foi efetuado semanalmente. Amostras foram coletadas por amostragem simples na entrada e na saída do sistema, foram acondicionadas e encaminhadas diretamente ao Laboratório de Saneamento UTFPR – Campus Londrina. A metodologia empregada para realização das análises e os parâmetros avaliados em cada amostra estão no quadro 4, seguindo o Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Parâmetro	Método	Frequência
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B	Semanal
DQO(mgDQO/L)	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D	Semanal
N- NTK	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-N _{org} B	Semanal
N. Amoniacal (mgNH ₄ -N/L)	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C	Semanal
Nitrito (mgNO ₂ ⁻ N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-NO ₂ ⁻ B	Semanal
Nitrato(mgNO ₃ ⁻ N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500 – NO ₃ ⁻ B	Semanal
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H ⁺ B	Semanal
ST (mgSS/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D	Semanal
SST (mgSSV/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B	Semanal

Quadro 4 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico.

Nitrito foi medido única vez (HACH 8507 - EPA método de deionização, espectrofotômetro DR5000), na última semana de análise. Visto que pelo APHA (2012) durante as amostragens, não haviam os reagentes necessários.

4.4 Operação do sistema

O sistema contemplou um volume de 1,05m³, com 6 *Heliconia rostrata*, operou do dia 19 de abril ao dia 18 de maio de 2016. O reservatório era enchido uma vez por semana. A bomba que enchia o reservatório era limpada com água da torneira antes e após completar o volume. Todavia, esperava-se a caixa de passagem completar a altura de um cano plugado no anteparo (Figura 12), para que a bomba ficasse afogada. Utilizava-se uma válvula de pé e crivo para que os sólidos grotescos não entrassem em contato com a bomba.

As coletas eram realizadas sempre na entrada do afluente do reservatório no wetland e na saída para a caixa de passagem, cerca de 2L para cada, e imediatamente levadas ao laboratório para análises.

Apenas um dia fora utilizado para a construção do hidrograma do sistema, com duas amostragens, uma para o período da manhã e outra na parte da tarde. Para isto, foram utilizados, balde graduado de um em um litro e um cronômetro. O início do tempo era marcado logo que o afluente do sistema tocava o tablete de porcelana, e a amostragem acabava assim que o efluente do sistema cessava. O tempo para completar cada litro marcado no balde era anotado.

As avaliações foram realizadas com o sistema em operação, recebendo o esgoto proveniente do restaurante universitário. Esse método representa a variação da vazão efluente ao longo do tempo de drenagem, posteriormente ao pulso, com volume médio de 25 L e duração de 1 minuto. É recomendado que a alimentação em um WCFV com leito parcialmente submerso seja intermitente, com pulsos de curta duração e longos períodos de repouso, para aumentar a transferência de oxigênio pelo maciço filtrante. Todavia, também é de importância a secagem da superfície do wetland construído (HOFFMAN et al., 2011).

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Comparação de Dados Reais com utilizados para o dimensionamento

O maciço filtrante real, diferenciou-se do esquematizado (Figura 15), e teve altura de 70cm. A constituição era, dos 0 aos 10 cm de altura, a partir da base, por brita 2, dos 10 aos 30cm, por brita 1, dos 30 aos 50cm, brita 0 e dos 50 aos 70 cm, areia média (d_{60} de 0,36, d_{10} de 0,18 e coeficiente de uniformidade U de 2). Na Tabela 1 é possível visualizar o comparativo entre os dados utilizados para o dimensionamento e os dados reais após a operação.

Tabela 1 - Comparativo dados do dimensionamento e obtidos.

Parâmetro	Unidade	Dimensionamento	Real
Vazão	L d ⁻¹	50	50
Taxa de aplicação superficial	mm d ⁻¹	50	45,78
Balanço de oxigênio	g d ⁻¹	1,14	9,21
Carga DQO	kg d ⁻¹	0,032	0,031
Carga NTK	kg d ⁻¹	0,002	0,003
Demanda Oxigênio Dissolvido (DOD)	g d ⁻¹	27,36	28,72
Oxigênio por difusão (O_{dif})	g d ⁻¹	21	22,932
Oxigênio por convecção (O_{conv})	g d ⁻¹	7,5	15
Taxa de aplicação DQO	kg m ⁻² d ⁻¹	0,0325	0,0288
Taxa de aplicação NTK	kg m ⁻² d ⁻¹	0,002	0,003

Os dados de vazão, taxa de aplicação superficial, cargas de DQO e NTK, DOD, O_{dif} , O_{conv} e a taxa de aplicação de NTK ficaram próximos, compatíveis com o dimensionamento. A taxa de aplicação de DQO está dentro da faixa proposta por Sezerino (2006), para o bom funcionamento do sistema e o balanço de oxigênio foi positivo, viabilizando nitrificação.

5.2 Monitoramento do Wetland

5.2.1 Alcalinidade, pH e DQO

Na Tabela 2 é possível visualizar resultados referentes ao monitoramento do sistema em DQO, pH e alcalinidade. Todavia, os valores de DQO foram estimados a partir da curva de calibração da DQO na qual o valor mínimo era de 80 e máximo de 800 mg DQO L⁻¹, porém, optou-se por utilizá-los.

Tabela 2 - Características gerais do afluente e efluente aplicado no wetland construído, alcalinidade, pH e DQO.

Dias após a primeira coleta	Alcalinidade		pH		DQO	
	mgCaCO ₃ L ⁻¹				mg L ⁻¹	
	A ⁽¹⁾	E ⁽²⁾	A	E	A	E
0	65,65	175,43	4,52	8,48	589,73	16,18
4	19,19	102,61	4,75	8,73	821,65	43,61
6	68,37	115,54	5,41	8,48	622,15	3,71
11	165,943	114,231	7,90	9,09	465,05	6,22
13	221,59	118,27	7,78	9,01	380,26	26,67
18	203,01	103,02	8,47	9,22	649,58	23,66
20	119,00	116,10	7,24	9,00	559,81	26,16
25	93,12	81,00	6,83	8,68	971,27	6,21
26	151,50	107,70	7,88	8,9	602,20	21,17
Média ± dp	123,04 ±	114,88 ±	6,75 ±	8,84 ±	629,08 ±	18,95 ±
	67,76	25,42	1,48	0,26	176,96	12,61
CVP(%)	0,55	0,22	0,22	0,02	0,28	0,66

1 – Afluente; 2 – efluente; dp – desvio padrão; CVP – coeficiente de variação de Pearson.

Ao longo do período de monitoramento, verifica-se que alcalinidade afluente apresentou o maior CVP. Todavia, o pH apresentou o menor para o efluente. As concentrações médias da DQO afluente foram de $629,08 \pm 176,96$ (mg L^{-1}), bem próxima a utilizada para o dimensionamento (650 mg L^{-1}) e efluente de $18,95 \pm 12,61$ mg L^{-1} . A variação do afluente foi de $380,20 \text{ mg L}^{-1}$ para o menor valor e $971,27 \text{ mg L}^{-1}$ para o maior valor. Para o efluente, na mesma ordem em mg L^{-1} , $3,71 \text{ mg L}^{-1}$ e $43,61 \text{ mg L}^{-1}$.

Para esses parâmetros, essas variações podem ter relação com a dinâmica do funcionamento do restaurante, dias com maior uso dos banheiros, faxinas, maior demanda de alimentos e a operação do sistema.

É apresentado no Gráfico 1 um *boxplot*, o qual mostra a distribuição dos valores de DQO do afluente e efluente do wetland construído, e no Gráfico 2, a série temporal ao longo dos dias de coleta, com total de 9 dias.

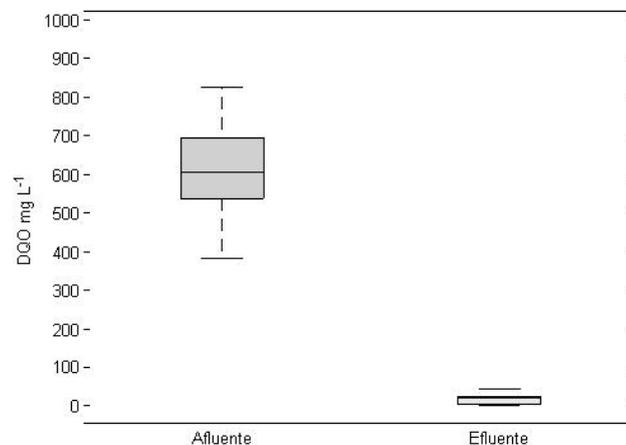


Gráfico 1 - *Boxplot* da distribuição dos valores de DQO total.

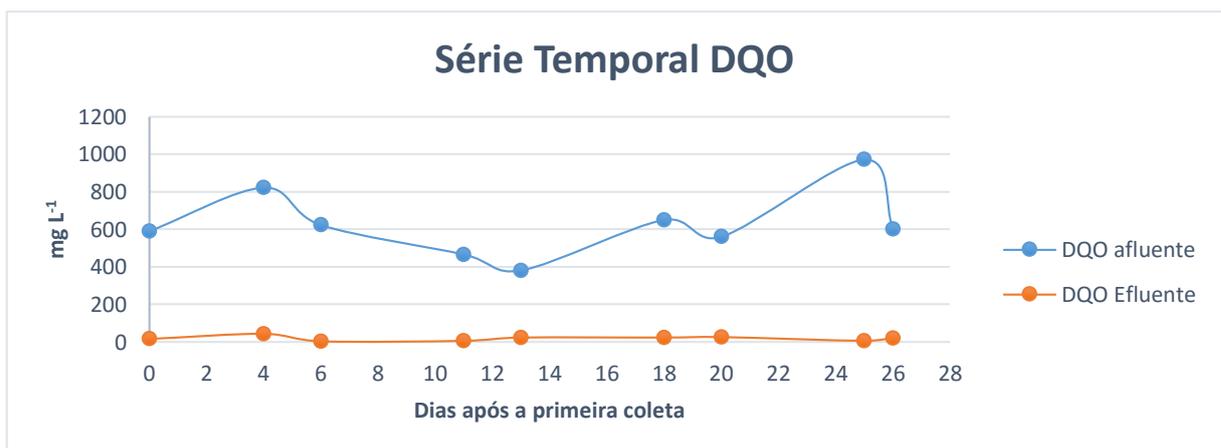


Gráfico 2 - Série temporal DQO afluente e efluente no período de coleta.

Ao observar os gráficos 1 e 2, nota-se que a entrada de DQO, variou mais do que a saída, o que mostra um início da estabilidade que o sistema possa apresentar. A variação temporal das eficiências de remoção está apresentada no Gráfico 3.

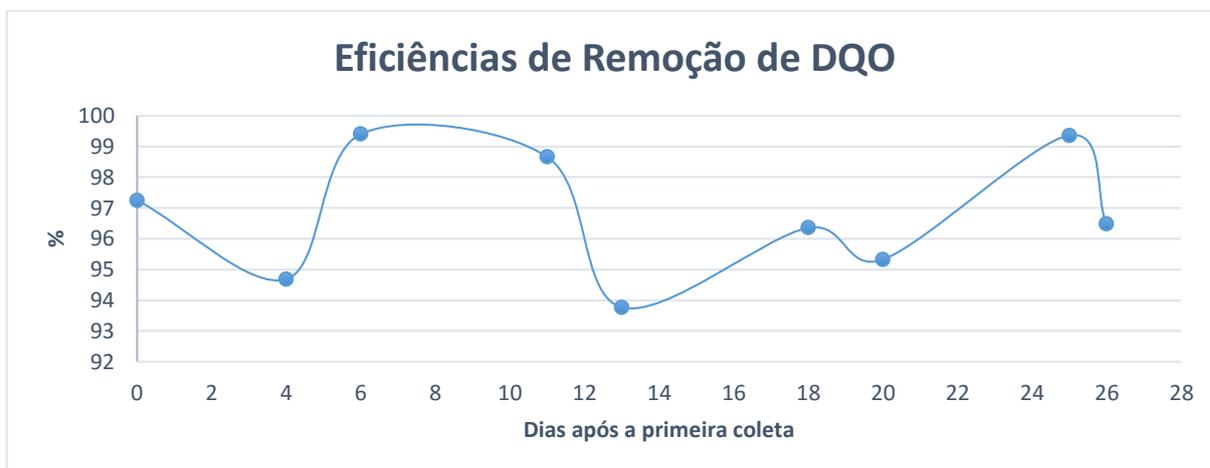


Gráfico 3 - Variação das eficiências de remoção de DQO ao longo do monitoramento.

A menor eficiência foi encontrada para o dia 05/05/2016 com 93,77% e a maior para o dia 28/04/2016, chegando a 99,40%. A boa eficiência média na remoção de DQO ($96,48 \pm 2,03$ %), pode estar relacionada ao mecanismo de filtração dos materiais presentes no maciço filtrante, por exemplo, adsorção. Contudo, é necessário observar que o sistema operou para dados de *start-up* em período de cerca de um mês.

A carga média e taxa de aplicação superficial de DQO média foram, $0,031 \pm 0,008$ kg DQO d^{-1} e $0,028 \pm 0,008$ kg $m^{-2} d^{-1}$, respectivamente. Valor da taxa de aplicação superficial está dentro do limite estipulado por Sezerino (2006) de 0,04 kg $m^{-2} d^{-1}$, para o bom funcionamento desse tipo de sistema.

São apresentadas nos gráficos 4 e 5, a variação temporal dos valores de pH e suas variações.

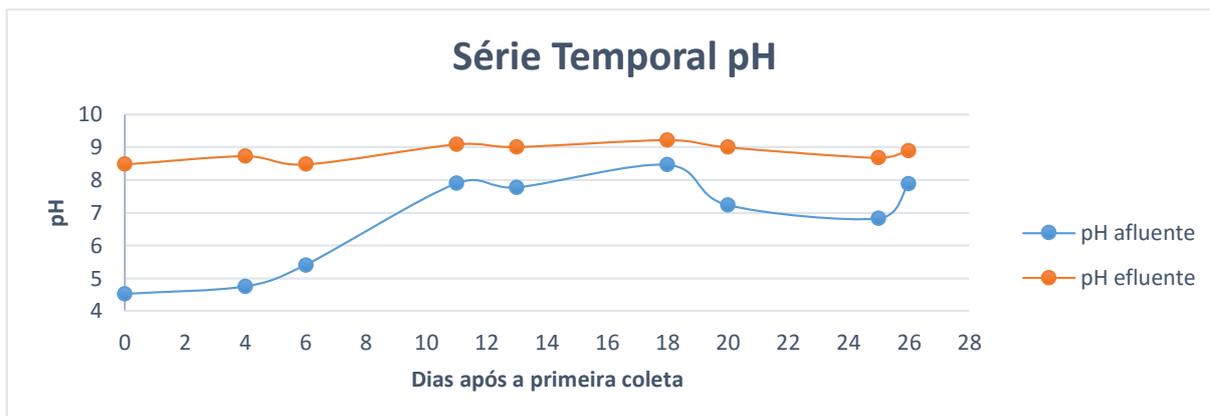


Gráfico 4 - Série temporal do pH afluente e efluente ao longo dos dias de coleta.

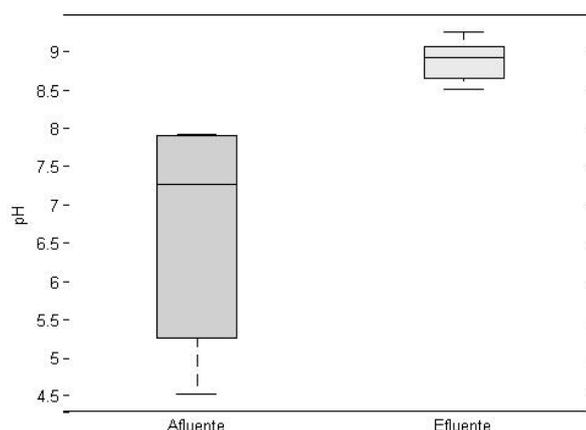


Gráfico 5 - Boxplot dos dados de pH ao longo do período de coleta.

A partir da quarta coleta (Tabela 2), 11 dias após a primeira amostragem, o pH tanto para a entrada, quanto para a saída, esteve com valores na faixa de ótimo para tratamento biológico, entre 6 e 9 (METCALF; EDDY, 2003). Apenas três dias ultrapassaram o valor de 9, dias 03/05, 05/05 e 10/05/2016, respectivamente, 9,09, 9,01 e 9,22. No entanto, não houveram valores menores do que 4, o que segundo Vymazal (2006) inibiria o processo de desnitrificação. Os valores de pH mínimos, máximos e médios foram respectivamente, para afluente e efluente, 4,52, 8,47, 6,75 \pm 1,48 e 8,48, 9,22, 8,84 \pm 0,26.

São apresentadas nos gráficos 6 e 7, a variação temporal dos valores a respeito da alcalinidade afluente e efluente.

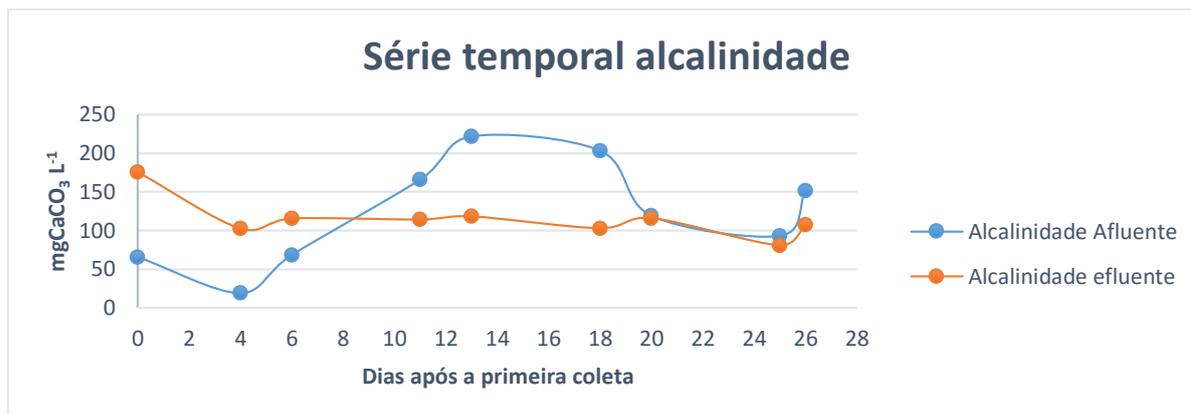


Gráfico 6 - Série temporal de alcalinidade.

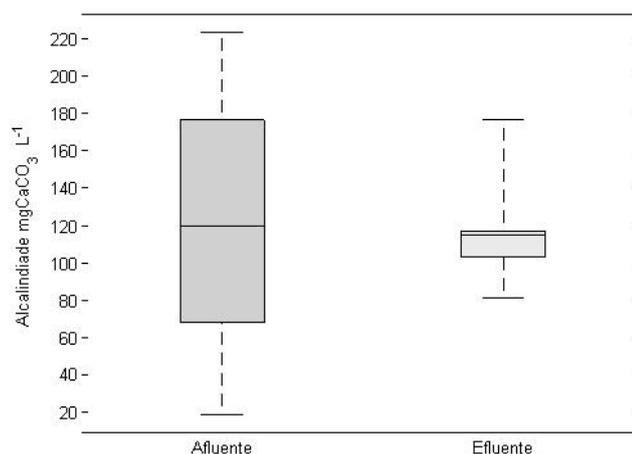


Gráfico 7 - Boxplot dados de alcalinidade.

A média dos valores de alcalinidade total no afluente foram de $123,04 \pm 67,76$ $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ e $114,88 \pm 25,42$ $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ para o efluente. Esses valores foram inferiores ao valor típico de alcalinidade citado por Von Sperling (2005), correspondente a 200 ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) para esgoto sanitário. Valores mínimos e máximos de alcalinidade total encontrados, para afluente e efluente, respectivamente foram, 19,19, 221,59 ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e 81,00, 175,43 ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$). Apenas esse valor de 19,19 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ ficou abaixo do possível ótimo, 50 $\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$ (WPFC, 1983; WEF, 1994; IWA, 2000).

Esperava-se uma redução no pH e na alcalinidade, provavelmente devido a um processo inicial de nitrificação. Porém, houve aumento do pH em todos os dias e de alcalinidade nos três primeiros, o que pode ser indicativo do calcário presente nas britas. O consumo de alcalinidade, a partir do terceiro dia, pode ser indicativo de processos oxidativos, como a degradação da matéria orgânica carbonácea e início da nitrificação (MOTA; VON SPERLING, 2009).

Em comparação com os wetland construídos de leito parcialmente submerso de Silveira et al., (2015) e Freitas & Sezerino (2016), com remoções respectivas de 50% e 87%, o sistema proposto apresentou eficiência de remoção de DQO acima das encontradas pelos esses autores, vide tabela 6. Vale ressaltar que a região e os efluentes são diferentes.

5.2.2 Série Nitrogenada

Na Tabela 3 é possível visualizar resultados referentes ao monitoramento da série nitrogenada no sistema.

Tabela 3 - Características Gerais da série nitrogenada.

Dias após a primeira coleta	NTK		NH ₄ -N		NO ₃ ⁻		NT	
	mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹	
	Und	Und	Und	Und	Und	Und	Und	Und
Tipo	A ⁽¹⁾	E ⁽²⁾	A	E	A	E	A	E
0	X	X	7,25	1,06	X	X	X	X
4	42,28	5,46	5,71	1,48	3,68	14,34	51,67	21,28
6	41,97	3,10	6,77	1,42	2,36	12,02	51,11	16,54
13	78,96	4,73	42,00	1,62	3,60	19,66	124,56	26,01
18	45,86	2,80	18,08	1,34	3,06	11,74	67,01	15,88
26	106,54	5,40	26,32	0,14	3,64	22,49	136,50	28,04
Média ± dp	63,12 ± 28,79	4,29 ± 1,26	17,69 ± 14,40	1,18 ± 0,53	3,26 ± 0,56	16,05 ± 4,80	86,17 ± 41,21	21,55 ± 5,46
CVP(%)	0,45	0,29	0,81	0,44	0,17	0,29	0,47	0,25

1 – Afluente; 2 – Efluente; X – Não houve análise.

A variação temporal do NTK, N_{amoniaco} , Nitrato e NT é apresentada nos gráficos 8, 9, 10 e 11.

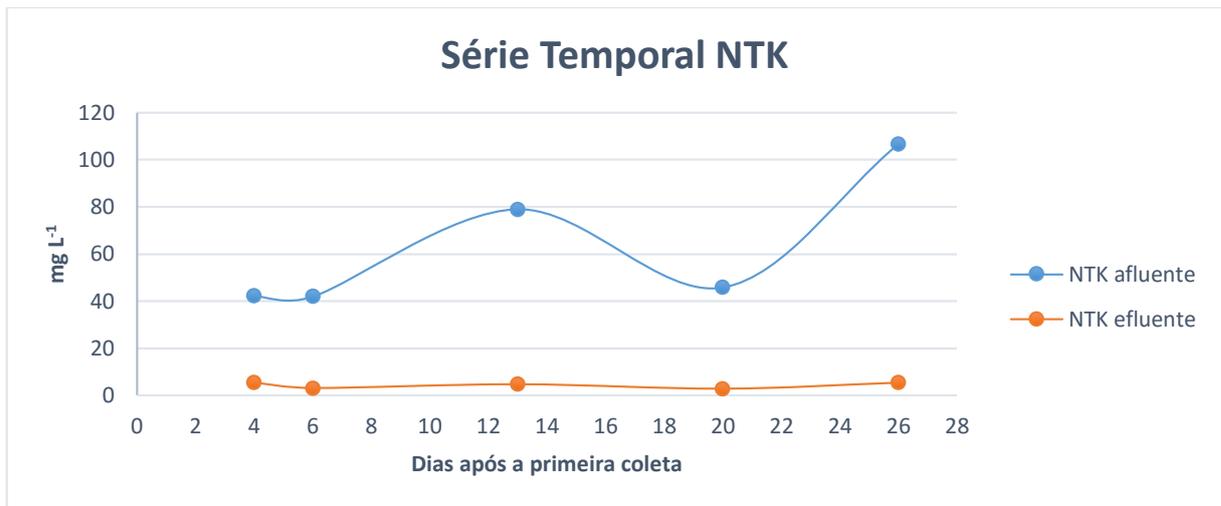


Gráfico 8 - Série Temporal NTK ao longo do período de coleta.

A menor concentração de NTK afluente encontrada foi de $41,97 \text{ mg L}^{-1}$ e maior de $78,96 \text{ mg L}^{-1}$. Para o efluente, menor de $2,80 \text{ mg L}^{-1}$ e maior de $5,46 \text{ mg L}^{-1}$.

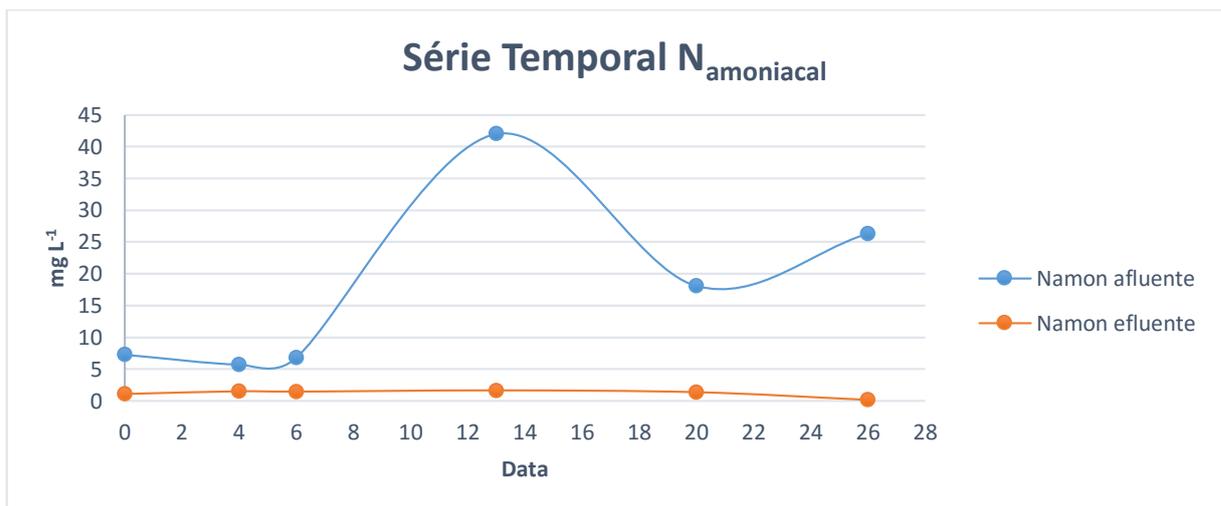


Gráfico 9 - Série Temporal N_{amoniaco} ao longo do período de coleta.

A menor concentração de N_{amoniaco} afluente encontrada foi de $5,71 \text{ mg L}^{-1}$ e maior de $42,00 \text{ mg L}^{-1}$. Para o efluente, menor de $0,148 \text{ mg L}^{-1}$, maior de $1,62 \text{ mg L}^{-1}$.

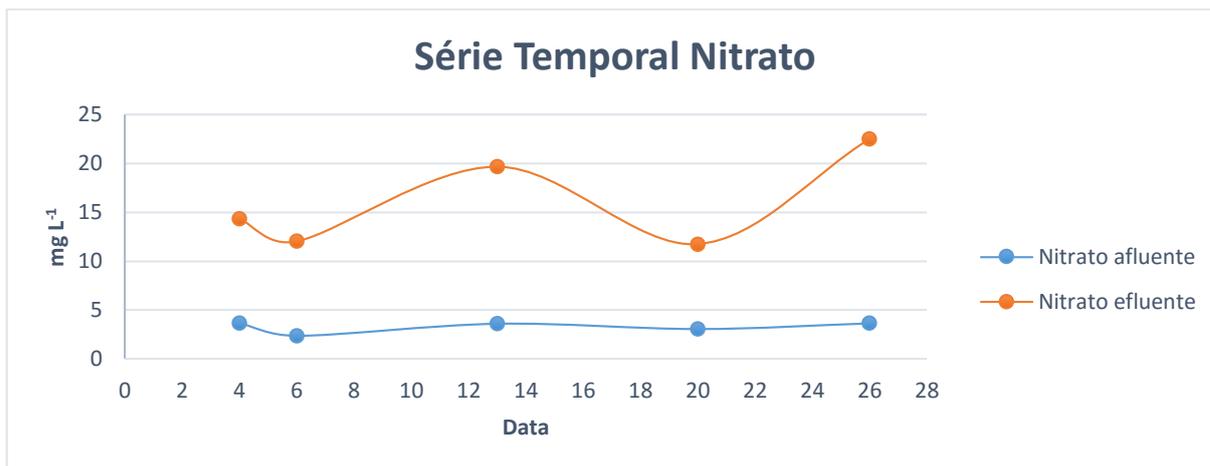


Gráfico 10 - Série Temporal Nitrato ao longo do período de coleta.

A menor concentração de Nitrato afluente encontrada foi de 2,36 mg L⁻¹ e maior de 3,64 mg L⁻¹. Para o efluente, menor de 11,74 mg L⁻¹, maior de 22,49 mg L⁻¹.

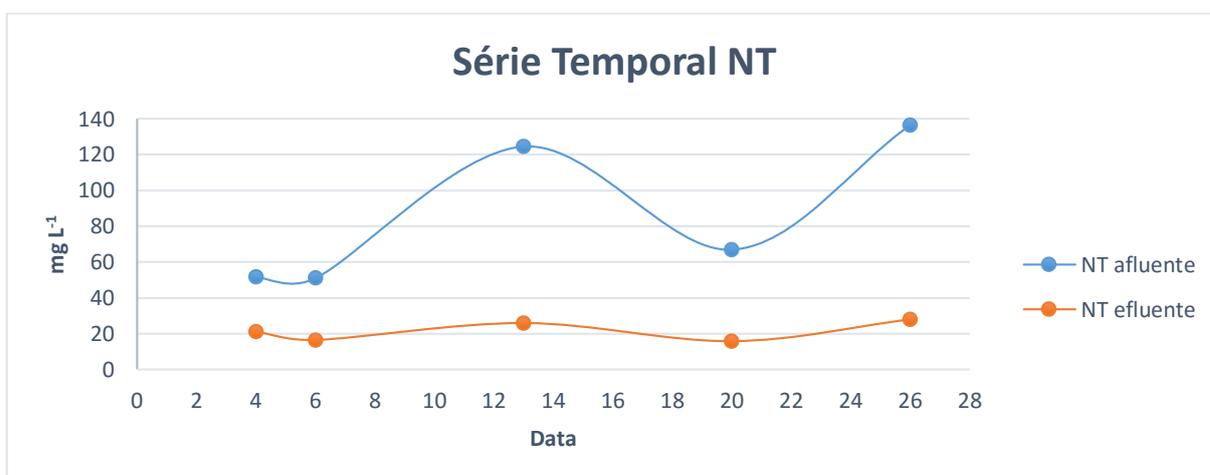


Gráfico 11 - Série Temporal NT ao longo do período de coleta.

A menor concentração de NT afluente encontrada foi de 51,11 mg L⁻¹ e maior de 124,56 mg L⁻¹. Para o efluente, menor de 15,88 mg L⁻¹, maior de 28,04 mg L⁻¹.

Considerando a resolução CONAMA nº 430 de 2011, a qual decorre sobre o lançamento de efluentes em corpos d'água, cita que o padrão de lançamento do nitrogênio amoniacal é de 20mg N-NH₄⁺ L⁻¹, o sistema apresentou dois valores acima do padrão para afluente, vide tabela 3.

Os *boxplots*, de NTK, N_{amoniaco} , Nitrato e NT estão apresentados no gráfico

12.

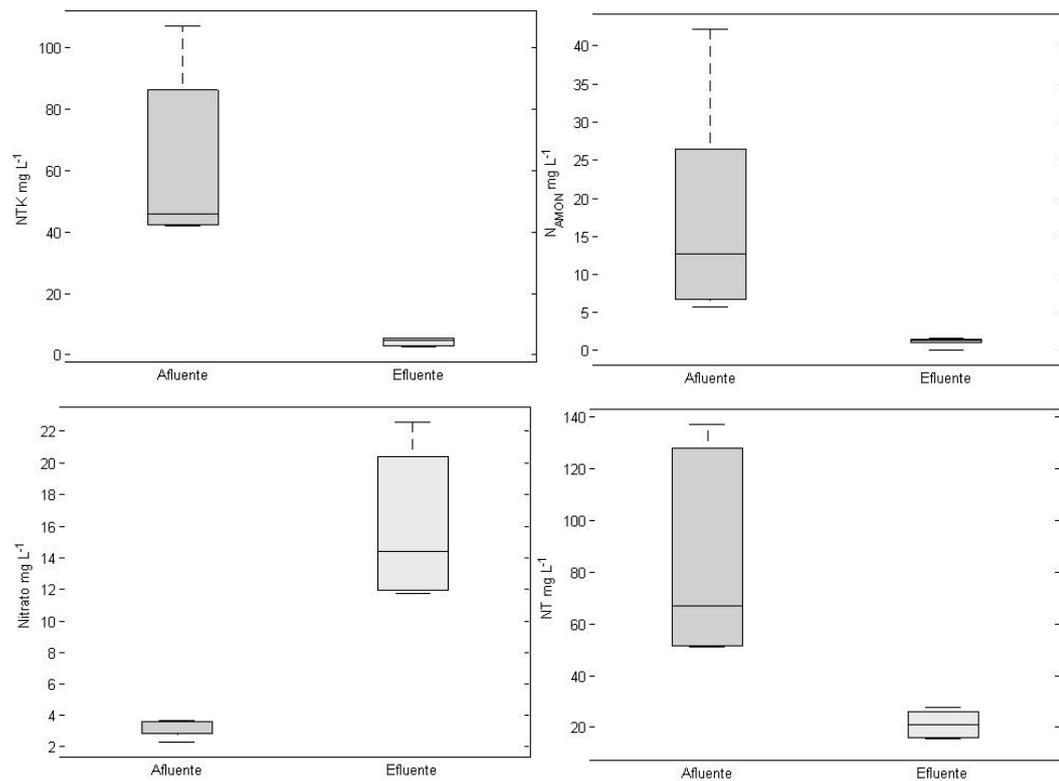


Gráfico 12 - *Boxplot* dos dados de NTK, N amoniacal, Nitrato e NT ao longo do período de coleta.

Na série nitrogenada todos os CVPs de entrada foram maiores do que os de saída, o que mostra maior variação. Exceção ao nitrato, o que pode ser explicado pelas variações na entrada de NTK e do NH_4-N , mostrando um indicio de processo inicial de nitrificação na camada aeróbia do maciço filtrante. Os maiores valores afluentes, dias, 05 e 18/05, podem estar relacionados com um maior uso dos banheiros do restaurante.

Contudo, na saída, os CVPs foram menores, isso mostra que o sistema pode estar removendo/transformando, nitrogênio amoniacal, NTK em NO_3^- . O NT mostra um resultado interessante, com um efluente de baixas concentrações. Ainda, a parcela de nitrito deve ser desconsiderada, devido ao fato de uma única amostragem realizada, a qual ele não foi detectado. Isso pode ser devido a sua instabilidade na presença de oxigênio, formando nitrato.

A variação temporal das eficiências de remoção para NTK, $N_{\text{amoniacal}}$ e NT está apresentado nos gráficos 13, 14 e 15, respectivamente.

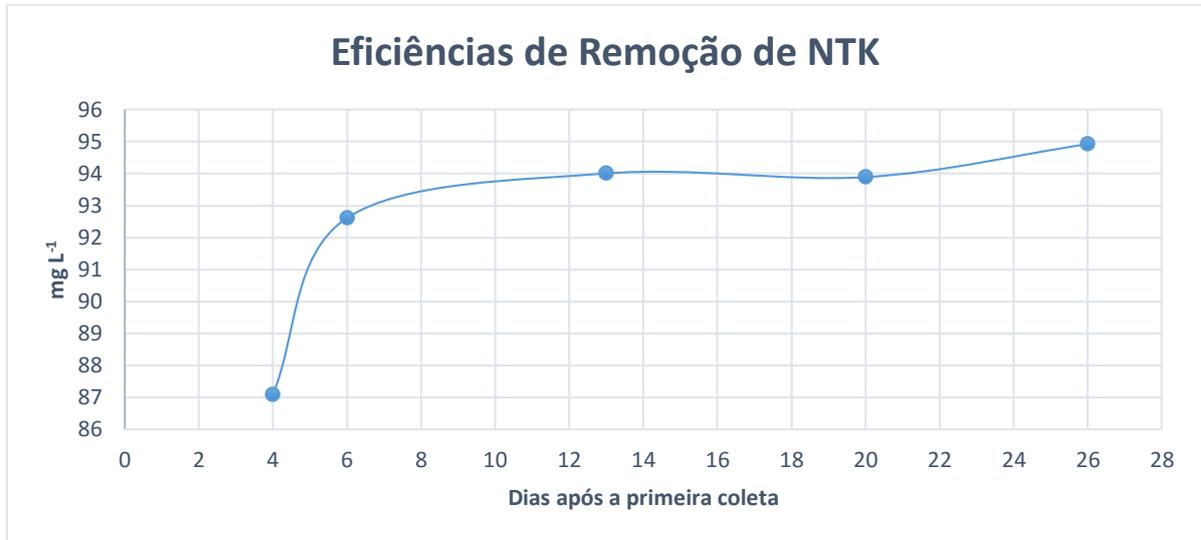


Gráfico 13 - Variação das eficiências de remoção de NTK ao longo do período de coleta.

A menor eficiência observada para NTK foi para o dia 26/04/2016, 87,08% e a maior para o dia 18/05/2016, 94,92%. E a remoção média foi de $92,50 \pm 3,14$.

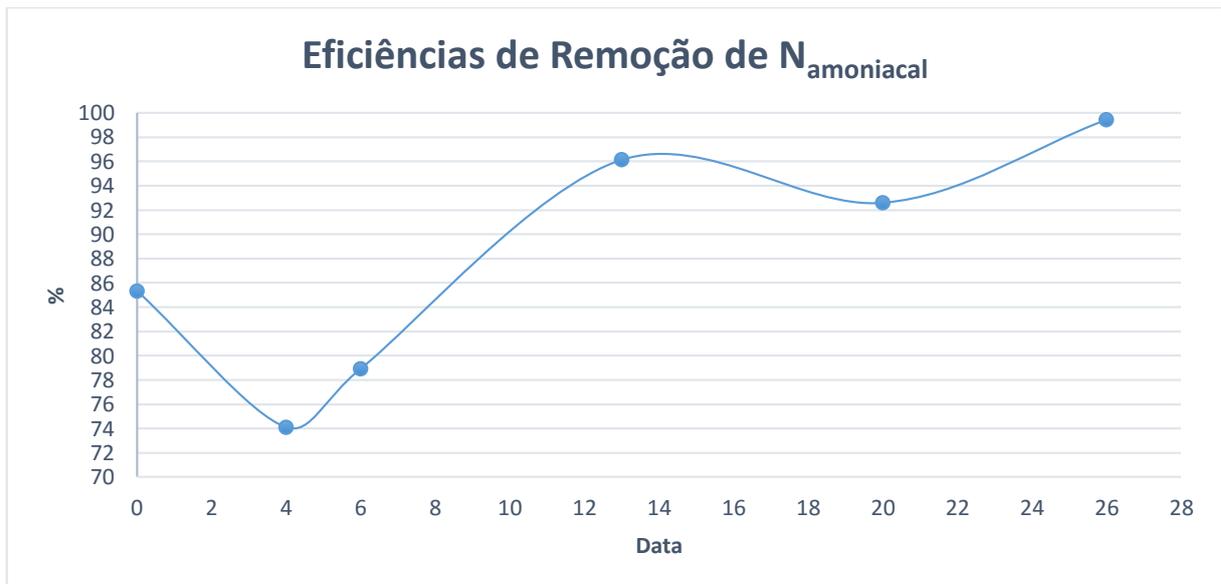


Gráfico 14 - Variação das eficiências de remoção de $N_{\text{amoniacal}}$ ao longo do período de coleta.

A menor eficiência observada para $N_{\text{amoniacal}}$ foi para o dia 26/04/2016, 74,08% e a maior para o dia 18/05/2016, 99,43%. E a remoção média foi de $87,75 \pm 10,00$.

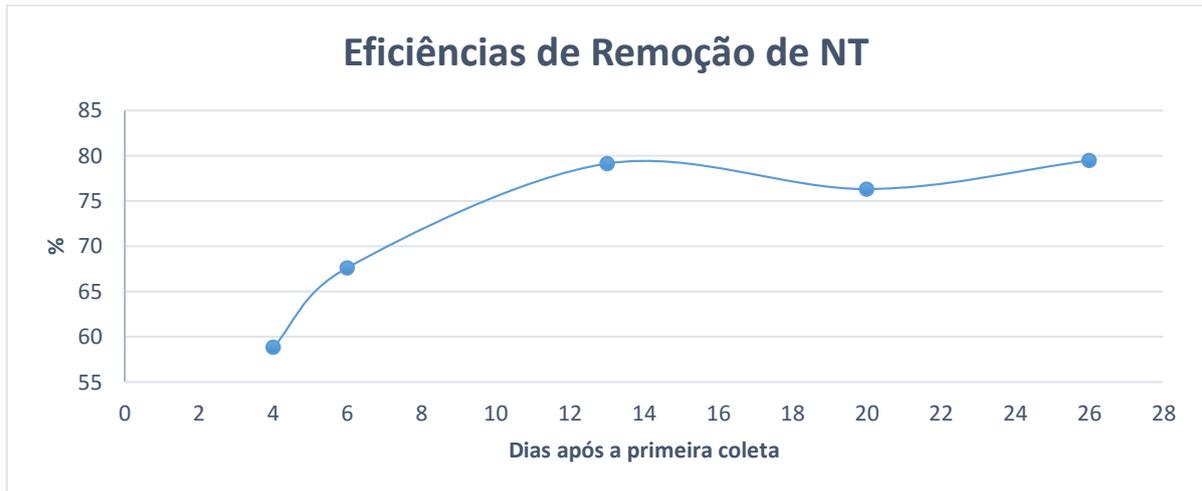


Gráfico 15 - Variação das eficiências de remoção de NT ao longo do período de coleta.

A menor eficiência observada para NT foi para o dia 26/04/2016, 58,81% e a maior para o dia 18/05/2016, 79,45%. E a remoção média foi de $72,26 \pm 8,90$.

Ao se observar essas remoções, com o passar do tempo, o sistema demonstrou aumento nas eficiências, o que pode ser resultado inicial de aeração e desnitrificação, visto que em nenhum momento houve a presença de nitrito, tanto no afluente como no efluente.

A remoção do NTK junto ao nitrogênio amoniacal e formação de nitrato pode estar relacionada ao processo de adsorção no material filtrante e início de nitrificação. Com passar do tempo de operação, a nitrificação poderá ser intensificada devido ao desenvolvimento do biofilme e melhoria na remoção de matéria orgânica carbonácea. Em comparação com os wetland construídos de leito parcialmente submerso de Silveira et al., (2015), remoção/transformação de 51% para $N_{\text{amoniacal}}$ e 58% para NTK e Freitas & Sezerino (2016) com 48% apenas para $N_{\text{amoniacal}}$, o sistema proposto apresentou eficiências de remoção/conversão de $N_{\text{amoniacal}}$ e NTK maiores, vide tabela 6.

5.2.3 Sólidos Totais e Suspensos

Na Tabela 4 é possível visualizar resultados referentes ao monitoramento do sistema para Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais.

Tabela 4 - Características gerais dos sólidos totais e suspensos totais.

Dias após a primeira coleta	ST		SST	
	mg L ⁻¹		mg L ⁻¹	
	Und			
Tipo	A ⁽¹⁾	E ⁽²⁾	A	E
0	404,50	356,00	142,00	23,50
4	408,50	316,00	105,20	5,66
6	514,00	401,60	59,53	1,50
11	1031,50	113,00	38,33	4,50
13	532,50	631,50	63,50	2,83
18	537,00	294,00	98,13	10,66
20	557,50	437,50	103,40	8,50
25	1006,50	683,00	429,49	3,66
26	486,00	458,50	140,68	4,50
Média ± dp	608,66 ± 238,84	410,12 ± 173,27	130,82 ± 117,51	7,25 ± 6,71
CVP(%)	0,39	0,42	0,90	0,92

1 – Afluente; 2 – Efluente

Para os sólidos totais, os dados de entrada e saída variaram, com valores de 404,50 mg L⁻¹ a até 1031,50 mg L⁻¹. A entrada depende da dinâmica de funcionamento do restaurante, dias com maiores concentrações de sólidos podem ser dias com maior produção de alimentos. A saída, conta com outras variáveis, como precipitação pluviométrica, sólidos existentes no material do maciço filtrante e pouca remoção dos sólidos dissolvidos. Aos 13 dias após a primeira coleta, o efluente foi maior que o afluente, isso pode ter ocorrido devido ao desprendimento de sólidos presentes no maciço.

A carga de sólidos totais média foi de 0,03 ± 0,01 kg ST d⁻¹, e a taxa de aplicação superficial média foi de 0,027 ± 0,01 kg ST m⁻² d⁻¹.

Os gráficos 16 e 17, apresentam a variação dos sólidos totais e sólidos suspensos totais ao longo do tempo de amostragem.

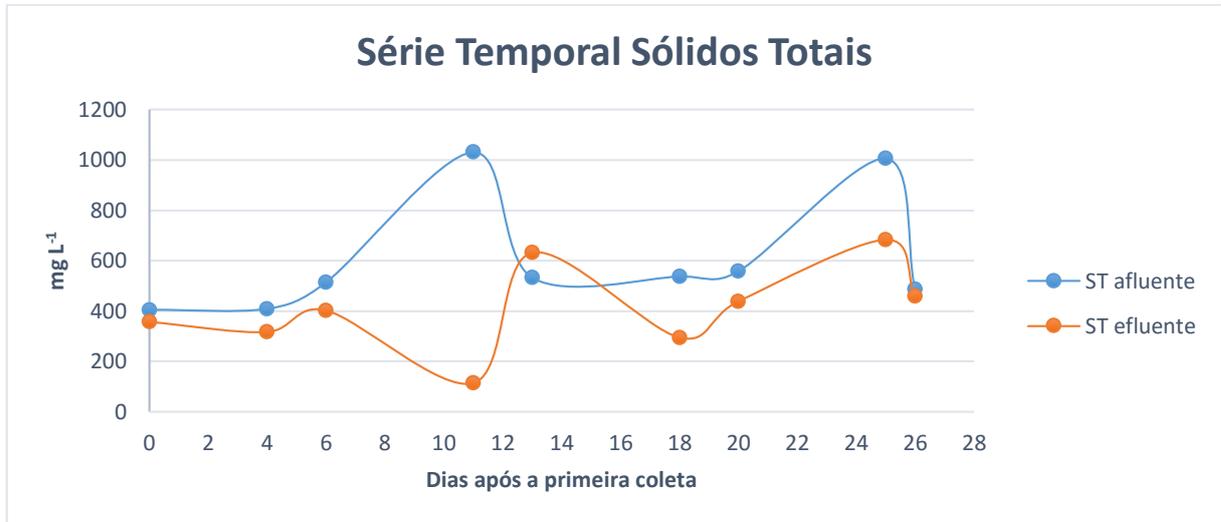


Gráfico 16 – Série temporal de sólidos totais ao longo do período de amostragem.



Gráfico 17 - Série temporal dos sólidos suspensos totais ao longo do período de amostragem.

As concentrações médias de sólidos totais e sólidos suspensos totais, afluyente e efluente foram respectivamente, $608,66 \pm 238,84$, $410,12 \pm 173,27$ e $130,82 \pm 117,51$, $7,25 \pm 6,71$, todos em mg L⁻¹. Os valores para sólidos totais, mínimos e máximos, afluyente e efluente, respectivamente foram, 404,50, 1031,5 mg L⁻¹ e 113,00, 683,00 mg L⁻¹. Para os sólidos suspensos totais, respectivamente, 38,33, 429,49 mg L⁻¹ e 1,5, 10,66 mg L⁻¹. Para 25 dias após a coleta, o valor de SST afluyente, pode estar

relacionado com a dinâmica do restaurante, e o afluente possuía uma menor quantidade de sólidos dissolvidos.

O gráfico apresenta os *boxplots*, do afluente e efluente para SS e SST.

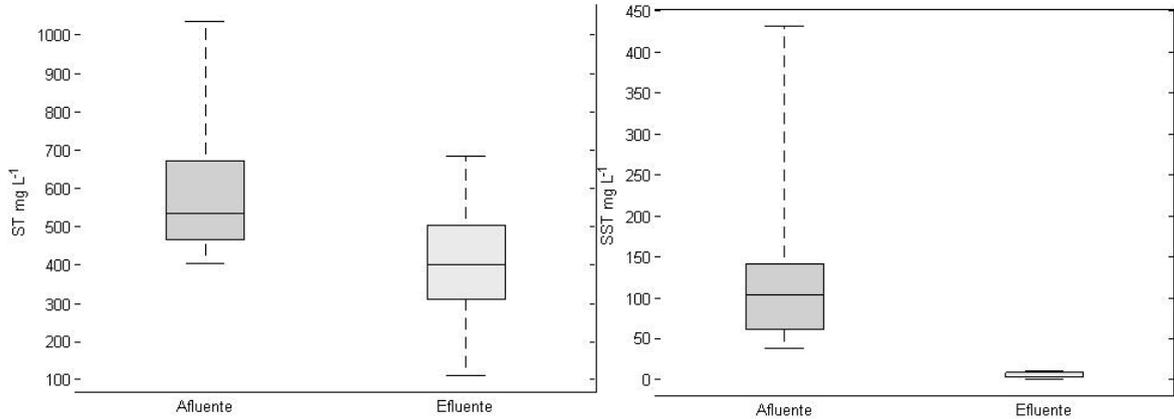


Gráfico 18 - Boxplot dos dados de ST e SST ao longo do período de coleta.

Na maioria dos dias, verifica-se pela Tabela 4, que os sólidos totais e totais suspensos, tiveram redução. Nos dias em que houve aumento, pode ser indicativo da liberação de material inorgânico, presente nas britas ou nas raízes das plantas.

A variação das eficiências de remoção de ST e SST ao longo do período de coleta está apresentado nos gráficos 19 e 20, respectivamente. Para os sólidos totais houveram variações altas ao longo das coletas. No entanto, para os sólidos suspensos totais, foram baixas.

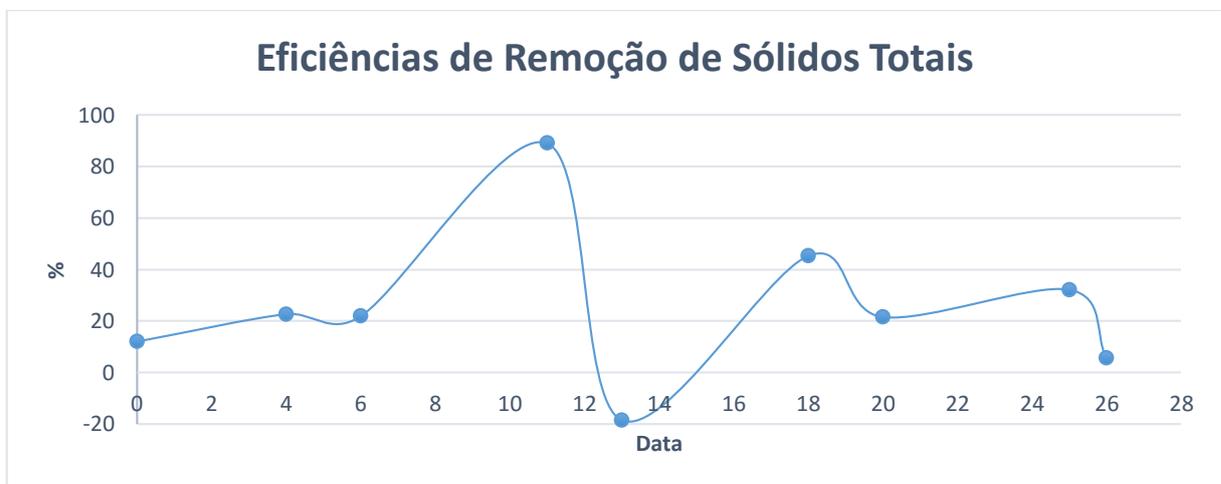


Gráfico 19 - Variação das eficiências de remoção de ST ao longo do período de coleta.

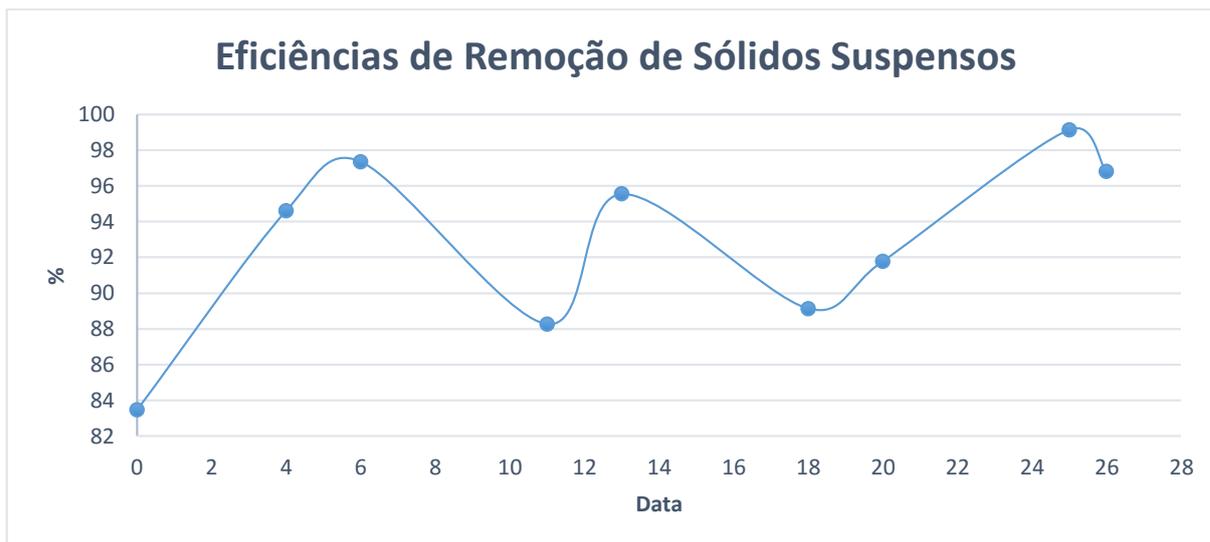


Gráfico 20 - Variação das eficiências de remoção de SST ao longo do período de coleta.

A menor eficiência de remoção para ST foi a da última coleta, 5,65%, a maior foi de 89,04% para 11 dias. Todavia, aos 13 dias, a concentração de saída estava maior do que a concentração de entrada, por isso negativa. Para os SST, a menor foi de 83,45% na primeira coleta e a maior de 99,14% na penúltima. Por outro lado, as remoções médias para ST e SST foram, $25,72 \pm 9,64$ % e $92,89 \pm 5,12$ %, respectivamente. Para os SST, essa eficiência foi maior do que as apresentadas em tanques sépticos, a qual está na faixa de 55-65% (VON SPERLING, 2005).

Conquanto, as remoções de sólidos totais podem estar relacionadas aos processos de sedimentação e filtração, seguido da degradação aeróbia e anaeróbia dentro do substrato. Os suspensos são retidos por filtração e sedimentação (COOPER, 1996). Mecanismos relacionados com baixas velocidades de percolação e o contato com macrófitas e material filtrante (YAO et al., 1971).

O presente trabalho demonstrou maior eficiência de remoção de SST em relação a Silveira et al. (2015), que obteve remoção de 40% e menor do que Freitas & Sezerino (2015) a qual foi 96%, vide Tabela 6.

Os valores para STF e STV, mínimos e máximos, afluente e efluente, respectivamente foram, 77,95, 304,00 mg L⁻¹, 87,00, 330,50 mg L⁻¹ e 182,00, 953,55 mg L⁻¹ e 25,90, 439,00 mg L⁻¹. Para SSF e SSV, mínimos e máximos, afluente e efluente, respectivamente foram, 0,00, 127,00 mg L⁻¹, 0,00, 10,50 mg L⁻¹ e 15,00, 412,72 mg L⁻¹ e 0, 13,00 mg L⁻¹ como mostra a Tabela 5.

Tabela 5 - Características gerais de sólidos fixos e voláteis.

Dias após a primeira coleta	STF		STV		SSF		SSV	
	mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹		mg L ⁻¹	
	Und	mg L ⁻¹						
Tipo	A ⁽¹⁾	E ⁽²⁾	A	E	A	E	A	E
0	217,00	87,00	187,50	269,00	127,00	10,50	15,00	13,00
4	186,00	216,50	222,50	99,50	2,41	1,66	102,78	3,99
6	278,00	291,00	236,00	110,60	5,00	1,50	51,71	0,00
11	77,95	87,10	953,55	25,90	2,16	3,50	36,16	1,00
13	247,50	311,50	285,00	320,00	1,00	1,66	62,50	1,17
18	270,00	228,50	259,00	65,50	0,00	1,50	98,13	9,16
20	270,00	286,50	287,50	151,00	3,39	4,00	100,01	4,50
25	261,00	244,00	745,50	439,00	16,77	0,00	412,72	3,66
26	304,00	330,50	182,00	128,00	11,47	0,83	129,21	3,67
Média ± dp	235,49 ± 68,83	231,40 ± 90,06	373,17 ± 277,52	178,72 ± 135,22	18,80 ± 40,93	2,79 ± 3,41	112,02 ± 118,52	4,46 ± 4,17
CVP(%)	0,29	0,38	0,74	0,75	2,17	1,22	1,05	0,93

1 – Afluente; 2 – Efluente

As maiores variações ocorreram com os SSF e SSV, tanto afluente como efluente, em contrapartida, para os STF e STV, as menores. Dias em que a concentração foi zero, podem ter ocorridos erros experimentais. Valores altos de SSV, como por exemplo aos 25 dias, podem estar relacionados com maior presença de matéria orgânica no afluente.

5.2.4 Eficiências Globais de Remoção

Na Tabela 6 é possível visualizar resultados referentes as eficiências globais de remoção médias para DQO, $N_{amoniacal}$, NTK, NT, ST e SST.

Tabela 6 - Eficiências de Remoção Global.

Parâmetro	Eficiência de Remoção
DQO	96,48 ± 2,03
NTK	92,50 ± 3,14
NH ₄ -N	87,75 ± 10,00
NT	72,26 ± 8,90
ST	25,72 ± 9,64
SST	92,89 ± 5,12

A boa eficiência de remoção para DQO, pode ser dada pela adsorção no material filtrante. Além disso, para o NTK e o NH₄-N, pode ser indicativo de um possível início do processo de nitrificação no sistema.

A remoção de NT, expressa que o wetland construído consegue diminuir o potencial poluidor do esgoto em análise. Como consequência, diminui também os impactos ambientais negativos advindos dos compostos nitrogenados.

Apesar do sistema ter baixa remoção de ST, é possível dizer que houve pouca remoção da fração orgânica. Visto que cerca de 50% dele é composta por matéria orgânica. Todavia, a maior parte do SST, o qual teve remoção acima de 90% e boa diminuição de seus voláteis, é composta por matéria orgânica.

5.3 Hidrograma de vazão

O hidrograma obtido foi feito em única avaliação, com um pulso pela manhã e outro à tarde em um mesmo dia. A vazão máxima para o dia, ocorreu aos 6 minutos, sendo para a tarde a maior, com 1,71 L min⁻¹ (Gráfico 21).

Essa análise é um dado importante para definir o intervalo entre bateladas e possibilitar a melhor transferência de oxigênio para o material filtrante e evitar colmatação.

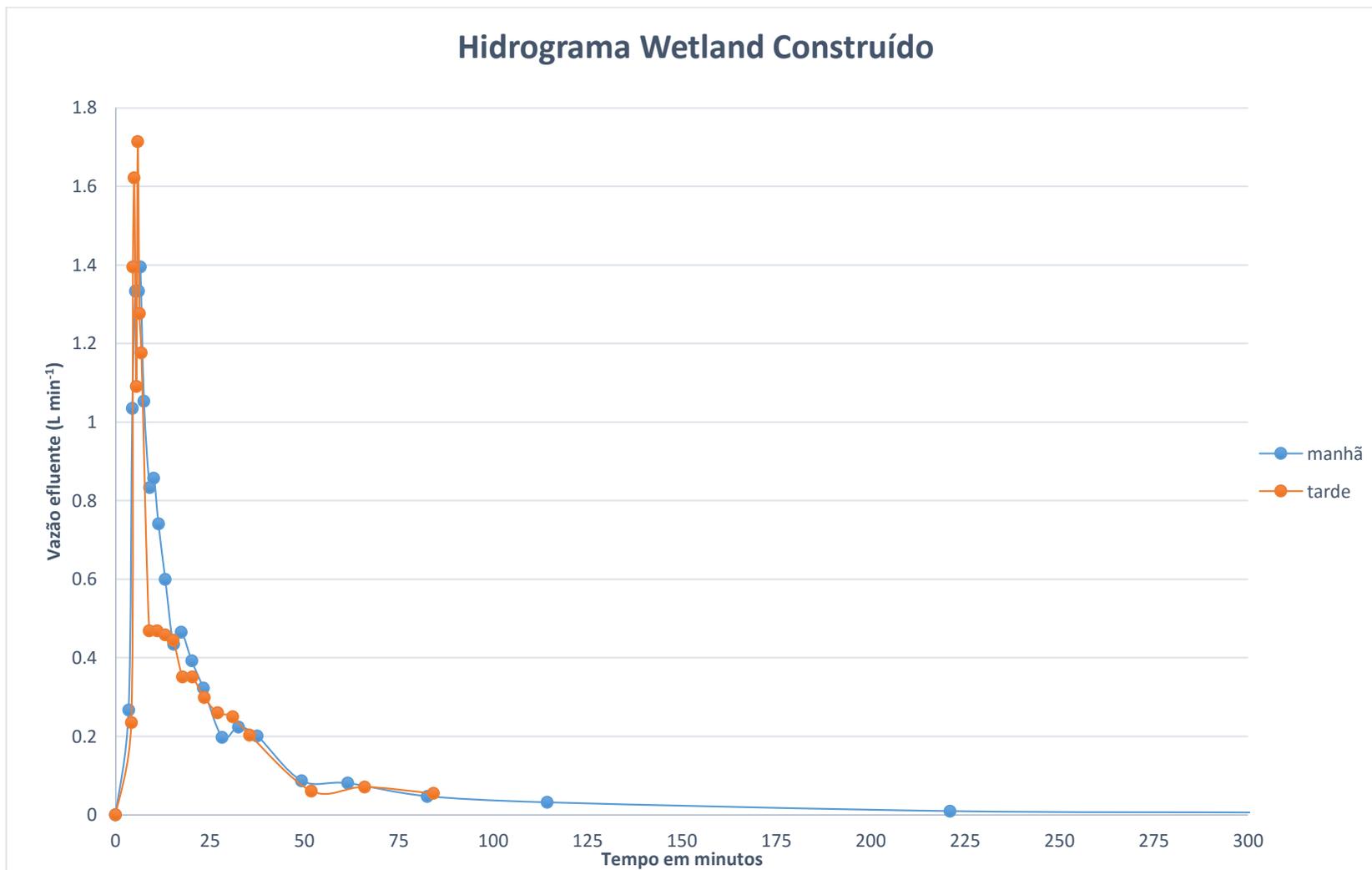


Gráfico 21 - Hidrograma de vazão.

O tempo para a drenagem total do efluente foi de 300 minutos. Além disso, o tempo de vazão máxima é um importante fator para o monitoramento do tratamento, afim de estabelecer o horário de coleta.

Platzer (1999), sugere que caso o balanço de oxigênio seja negativo, alternativas como aumento da área superficial do filtro ou recircular o efluente pode torna-lo positivo. Todavia, no presente estudo o balanço foi positivo.

6. CONCLUSÃO

O sistema wetland construído do tipo Francês com leito submerso é uma alternativa inovadora. Pode prover um tratamento simultâneo do nitrogênio em um mesmo filtro, alta taxa de transferência de oxigênio, baixo custo de construção e operação e boas eficiências de remoção de outros parâmetros. Isto reafirma sua utilização como unidade descentralizada no tratamento de esgoto.

Na fase de *start up*, as remoções encontradas, mesmo em região e clima diferente, demonstraram-se boas em relação a literatura. O nitrogênio amoniacal, sofreu boa nitrificação, a DQO obteve até 99% de remoção juntamente com os sólidos suspensos.

Em relação ao hidrograma, verificou-se que o tempo até a finalização da saída de efluente máximo foi de 300 minutos, ou seja, 5 horas. Portanto, os pulsos intermitentes, não podem ser menores do que esse tempo.

Para estudos futuros, é possível a aplicabilidade de análises estatísticas para verificar a diferença nas eficiências de remoção entre tipos de tratamento, por exemplo, quando se tem wetland construído horizontal ou vertical ou quando do tipo Francês com diferentes alturas do leito submerso, no tratamento de um mesmo efluente.

REFERÊNCIAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1997). Tanques sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação. NBR 13969. Rio de Janeiro: ABNT. 60p.

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas (1993). Tanque sépticos – Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. NBR 7229. Rio de Janeiro: ABNT. 15p.

ALVARENGA, R. A .F. **Remoção de Nutrientes (N e P) de Esgotos Domésticos pela Incorporação em Macrófitas Emergentes em Sistema Filtro Plantado com Macrófitas – Wetlands**. Relatório Final CNPq/PIBIC-BIP. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. 19 p. 2005.

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

ARIVOLI, A.; MOHANRAJ, R. Efficacy of *Typha angustifolia* based vertical flow constructed wetland system in pollutant reduction of domestic wastewater. **International Journal of Environmental Sciences**, v. 3, n. 5, p. 1497-1508, 2013.

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

BERRY, F.; KRESS, W. J. **Heliconia: an identification guide**. Washington: Smithsonian Institution Press 334p. illus., col. illus.. ISBN, 1991.

BERTHOUEX, P. M.; BROWN, L. C. **Statistic for Environmental Engineers**. 2ª Ed. *Lewis Publishers*. Boca Raton. London. New York. Washington. 463p. 2002.

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

BRASIL. CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430/2011**: Dispõe sobre as condições e padrões de lançamentos de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 25 mai. 2016.

BRIX, H. Wastewater Treatment in Constructed Wetlands System Design, Removal Processes and Treatment Performance. **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**, p. 9-22, 1993.

BRIX, H.; ARIAS, C. A. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: New Danish guidelines. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 491-500, 2005.

BUCKSTEEG, K. Treatment of domestic sewage in emergent helophyte beds. German experiences and ATV-guidelines H 262. In: **Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control**, p. 505-515, 1990.

CAMPBELL, N. A.; REECE, J. B.; MITCHELL, L. G. **Biology**. 5ª ed. 1999.

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

CETESB – Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Microbiologia de Iodos ativados** – Série manuais. São Paulo: CETESB. 23 p. 1991.

CODEGEO. **Shapefiles do Brasil para download**. Disponível em: <<http://www.codegeo.com.br/2013/04/shapefiles-do-brasil-para-download.html>>. Acesso em: 24 fev. 2016.

Common Reed. **Phragmites australis spp.** Disponível em: <<http://science.halleyhosting.com/nature/basin/poaceae/phragmites/australis.html>>. Acesso em: 12 de set. 2015.

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

COOPER, P. F.; JOB, G. D.; GREENN, M. B.; SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. Medmenham, Marlow, UK: WRc publications, p. 184, 1996.

COSTA, L. L.; CEBALLOS, B. S. O.; MEIRA, C. M .B. S.; CAVALCANTI, M. L .F. Eficiência de Wetlands construídos com dez dias de retenção hidráulica na remoção de colifagos e bacteriófagos. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**, v. 3, n.1, p. 0, 2003.

COSTA, R. H. R. **Etude du controle du biofilm developpé dans un lit fluidisé triphasique em epuration carboné aérobic**. Tese de Doutorado. Institut National dês Sciences Apliquées (INSA). Toulouse. 256 p. 1989.

DADOS.GOV.BR. **Malha Geométrica dos Municípios do PR**. Disponível em: <<http://dados.gov.br/dataset/malha-geometrica-dos-municipios-brasileiros/resource/1410714c-6170-4c10-ab39-4829edca1b28>>. Acesso em: 24 fev. 2016.

DUARTE, S. **Estudo das Potencialidades das Zonas Húmicas Artificiais no Tratamento de Efluentes Agrícolas**. 2002. Monografia de Final de Curso – Curso de Licenciatura em Engenharia do Ambiente. Universidade de Lisboa. Lisboa. 2002.

Environmental Protection Agency (EPA). **A handbook of constructed wetlands**. 1993.

Environmental Protection Agency (EPA). **Constructed Treatment Wetlands**. Office of Water. 2004.

Environmental Protection Agency (EPA). **Design Manual**. Constructed Wetlands and Aquatic Plant Systems for Municipal Wastewater Treatment. Environmental Protection Agency. Office of Research and development. September. 1988.

Environmental Protection Agency (EPA). **Subsurface Flow Constructed Wetlands for WasteWater Treatment – A technology Assessment**. Jul. 1993.

FERNÍCOLA, N. G. G.; AZEVEDO, F. A. Metemoglobinemia e nitrato nas águas. **Revista Saúde Pública**, v.15, p. 242-248, 1981.

FONSECA, A. F. **Disponibilidade de Nitrogênio, Alterações nas Características Químicas do solo e do Milho pela Aplicação de Efluentes de Esgoto Tratado**. Dissertação de mestrado. Escola Superior de Agronomia “Luiz Queiroz”. Área de concentração: Solos e Nutrição de Plantas. Universidade de São Paulo. 126 p. 2001.

FREITAS, M. N.; SEZERINO, P. H. Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2016.

GIOVANNINI, S.G.T.; MARQUES, D. M. L. M. Conditioning Factors for Establishment of *Zizaniopsis bonariensis* in Constructed Wetlands. In: **Proceeding of the International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, p. 559- 568, 1998.

GRANT, W.D.; LONG, P.E. **Environmental microbiology**. Springer Berlin Heidelberg, p. 156, 1985.

HAMMER, D. A.; KNIGHT, R. L. Designing constructed wetlands for nitrogen removal. **Water Science and Technology**, v. 29, n. 4, p. 15-27, 1994.

HENZE, M.; HARREMOES, P.; JANSEN, J. L. C.; ARVIN, E. Wastewater Treatment: biological and chemical processes. **Environmental engineering**, 1997.

HOFFMAN, T.; PLATZER, C.; WINKER, M.; MUENCH, E. V. Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. **Sustainable sanitation** – ecosan program, Germany, 2011.

IAPAR. Instituto Agronômico do Paraná. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 15 de jun. 2016.

IBGE. **Londrina**. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=411370&idtema=139&search=parana|londrina|frota-2014>>. Acesso em: 16 de ago. 2015.

IFU – Internationale Frauenuniversität GmgH. **Wastewater treatment Part 1. Research notes**. Hanover: University of Hanover. 2000.

ILLINOIS NATURAL HISTORY SURVEY. **Prairie Research Institute**. Disponível em: <<http://www.inhs.illinois.edu/collections/plants/data/il-gallery/species/typha-angustifolia/>>. Acesso em: 12 de set. 2015.

INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ. **Cartas Climáticas do Paraná**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=863>>. Acesso em: 03 de set. 2015.

INSTITUTO DA CONSERVAÇÃO DA NATUREZA E DAS FLORESTAS. **RNET**. Disponível em: <<http://www.icnf.pt/portal/ap/r-nat/rnet/galeria/rnet-junco-juncus-spp/view>>. Acesso em: 12 de set. 2015.

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

KADLEC, R.H; KNIGHT, R.L. Treatment Wetlands. Lewis. **Boca Raton**, p. 893, 1996.

KAYSER, K.; KUNST, S. Processes in vertical-flow reed beds: nitrification, oxygen transfer and soil clogging. **Water Science Technology**, v. 51, n. 9, p. 177-184, 2005.

LANGERGRABER, G.; HABERL, A.; LABER, J.; PRESSL, A. Evaluation of substrate clogging processo in vertical flow constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 25-34, 2003.

Liénard, A. Domestic wastewater treatment in tanks with emergent hydrophytes: latest results of a recent plant in France. **Water Science Technology**, v. 19, n. 12, p. 373–375, 1987.

LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; ESSER, D. Domestic wastewater treatment with emergent hydrophyte beds in France. In: **Constructed Wetlands in Water Pollution Control: Proceedings of the International Conference on the Use of Constructed Wetlands in Water Pollution Control, held in Cambridge, UK, 24-28 September 1990**. Pergamon, p. 183, 1990.

LIÉNARD, A.; ESSER, D.; DEGUIN, A.; VIRLOGET, F. **Sludge dewatering and drying in reed beds: an interesting solution? General investigation and first trials in France**. Oxford, UK: Pergamon Press, p. 257-267, 1990.

MARCHETTO, M. **Remoção de nutrientes do efluente de reator anaeróbio utilizando reatores microaeróbio e com aeração intermitente seguidos de**

flotação po ar dissolvido. São Carlos. Tese. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo. 238 p. 2001.

MAGESAN, G. N.; WILLIAMSON, J. C.; SPARLING, G. P.; SHIPPER, L. A. LLOYD-JONES, A. RH. Decreased hydraulic conductivity in soils irrigated with eater field and laboratory studies. **Australian Journal Soil Research**, v. 37, n. 2, p, 391-402, 1999.

MAGESAN, G. N.; WILLIAMSON, J. C.; YEATES, G. W.; LLOYD-JONES, A. RH. Wasterwater C:N ratio effects on soil hydraulic conductivity and potential mechanisms for recovery. **Bioresource Technology**, v. 71, n. 1, p. 21-27, 2000.

MELO Jr, A. S. **Dinâmica da remoção de nutrientes em alagados construídos com *typha sp.*** **Dissertação de Mestrado**. Faculdade de Engenharia Agrícola. Universidade Estadual de Campinas. 312 p. 2003.

MELZER, A.; EXLER, D. Nitrate and nitrite-reductase activities in aquatic macrophytes. **Studies on aquatic vascular plants. Royal Botanical Society of Belgium. Brussels**, p. 128-135, 1982.

METCALF & EDDY. Wastewater Engineering Treatment. **Disposal and Reuse**, v. 3, 1334 p, 1991.

METCALF & EDDY. Inc. Wastewater Engineering treatment. **Disposal Reuse**, v. 4, 1815 p, 2003.

MOLLE, P.; LIENARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. How to trat raw sewage with constructed wetlands an overview of the French systems. **Water Science & Tecnology**, v. 15, n. 9, p. 11-21, 2005.

MONTGOMERY, D. C.; RUNGER, G. C. **Estatística Aplicada e Probabilidade para Engenheiros**. Arizona. 4ª Ed. LTC. Rio de Janeiro. 484p. 2003.

MORETTIN, L. G. **Estatística Básica, Probabilidade e Inferência**. Pearson Education. São Paulo. 2010.

MOSCA, J. L.; QUEIROZ, M. B.; ALMEIDA, A. S.; CAVALCANTE, R. A.; ALVES, R. E. Helicônia: descrição, colheita e pós-colheita. **Embrapa Agroindústria Tropical. Documentos**. 2004.

MOTA, F. S. B.; VON SPERLING, M. **Nutrientes de esgoto sanitário: Utilização e remoção**. Projeto PROSAB, Rio de Janeiro: ABES, 428p, 2009.

NOGUEIRA, S. F. **Balço de Nutriente e Avaliação de Parâmetros Biogeoquímicos em Áreas Alagadas Construídas para Tratamento de Esgoto**. Dissertação de mestrado. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. Universidade de São Paulo. 193 p. 2003.

NORMAND. **Reflorestamento**. Disponível em: <
<http://www.nreflorestamento.com.br/visualizar/59/Estrel%C3%ADtzia>>. Acesso em:
05 de out. 2015.

NUVORALI, A.; TELLES, D. D.; RIBEIRO, J. T.; MIYASHITA, N. J.; RODRIGUES, R. B.; ARAUJO, R. Esgoto Sanitário: Coleta, Transporte, Tratamento e Reuso Agrícola. 1ª Ed, **Blucher**, São Paulo, ISBN 85-212-0314-4, 2003.

O'LEARY, M.; REHM, G.; SCHMITT, M. **Understanding nitrogen in soils**. University of Minessota. Externsion Service. 1994.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxosvertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação. Departamento de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 112p. 2008.

PHILIPPI, L. S; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas**. Ed. do Autor. Florianópolis/SC. 144p. 2004.

PHILLIPI, L. S.; COSTA R. H. R. Domestic Effluent Treatment Through Integrated System of Septic Tank and Root Zone. **Water Science and technology**, v. 40, n. 3, p. 125-131, 1999.

PINTO, C. L. R.; PALADINO, L. T.; TEOBALDO, J. M.; ANTUNES. Integrated Rural Sustainable Development with Aquatic Plants. In: **International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control**, 6. Eds Tauk-Tornisielo, S.M. and Salati, E.F. Procceeding. Águas de São Pedro, Brasil, p. 660-669, 1998.

PLATZER, C.; MAUCH, H. Soil clogging in vertical flow reed beds – mechanisms, parameters, consequences and...solutions?. **Water science technology**, v. 35, n. 5, p. 175-181, 1997.

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

PLATZER, C; HOFFMANN, H; CARDIA, W. O wetland como componente de ecosan experiencias com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: **Proceedings of the International conference on sustainable sanitation: Food and water security for Latin America. Fortaleza, Brazil.** CD-ROM. 2007.

PORTAL ACTION. **Análise de Variância.** Disponível em: <
<http://www.portalaction.com.br/analise-de-regressao/15-analise-de-variancia>>.
Acesso em: 24 fev. 2016.

PORTAL ACTION. **Teste de Tukey.** Disponível em: <
<http://www.portalaction.com.br/anova/31-teste-de-tukey>>. Acesso em: 24 fev. 2016.

PORTAL ACTION. **Teste de Fisher.** Disponível em: <
<http://www.portalaction.com.br/anova/32-teste-de-fisher>>Acesso em: 24 fev. 2016.

REDDY, K.R.; PATRICK, W.H. Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 13, n. 4, p. 273-309, 1984.

SALATI, E.; FILHO, E. S.; SALATI, E. **Utilização de wetlands construídas para tratamento de águas**. Instituto Terramax – Consultoria e Projetos LTDA. Piracicaba. São Paulo. 2009.

SARMENTO, A. P.; BORGES, A. C. MATOS, A. T. Effect of cultivated species and hydraulic retention time on the performance of vertical-flow constructed wetlands. IN: **th IWA International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control, held in Venice, Italy**, p. 1487-1493, 2010.

SEIDEL, K. Neue Wege zur Grundwasseranreicherung in Krefeld, Vol II. In: Hydrobotanische Reinigungsmethode. **GWF Wasser/Adwasser**, v. 30, p. 831-833, 1965.

SEIDEL, K. Macrophytes and water purification. **Biological Control of Water Pollution**. J. Tourbier & R. Pierson, Jr., eds, p. 109-122, 1976.

SEIDEL, K. Gewasserreinigung durch höhere Pflanzen. **Garten und Landschaft**, p. 9-17, 1978.

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

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

SILVA, F. A. M. **Qualidade de compostos orgânicos produzido com resíduos do processamento de plantas medicinais**. Tese de Doutorado. Faculdade de Ciências Agrônômicas. Departamento de Energia na Agricultura. Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”. 102 p. 2005.

SILVEIRA, D. D.; FILHO, P. BELLI.; PHILIPPI, L. S.; KIM, B.; MOLLE, P. Influence of partial saturation on total nitrogen removal in a single-stage French constructed wetland treating raw domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 77, p. 257-264, 2015.

SOUZA, J. T.; FORESTI, E. Utilização de lodo anaeróbio como fonte externa de carbono no processo de desnitrificação de águas residuárias. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 1, p. 69-73, 1999.

Sperling, Marcos Von. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal De Minas Gerais, 1996. 243 p.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. American Public Health Association. Water Environment Federation. Washington DC, USA, 1268p, 2012.

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

SURAMPALLI, R. Y.; TYAGI, R. D.; SCHEIBLE, R. K.; HEIDMAN, J. A. Nitrification, denitrification and phosphorus removal in sequential batch reactors. **Bioresource Technology**, v. 61, p. 151-157, 1997.

Sustainable Sanitation and Water Management (SSVM). **Hybrid Constructed Wetland**. Disponível em: < <http://www.sswm.info/category/step-nawatech/m1-nawatech-basics/appropriate-technologies/appropriate-technologies/conte-15>>.

Acesso em: 06 de out. 2015.

Tsang, Emmy, "Effectiveness of Wastewater Treatment for Selected Contaminants Using Constructed Wetlands in Mediterranean Climates" (2015). *Master's Projects*. Paper 128.

TITUS, F. W. **Sequential Nitrification/Denitrification in Subsurface flow constructed wetlands a literature review**. Departmental Report Environmental Health Engineering. The University of Texas. Austin. Master of Science of Engineering. December. 1992.

VALENTIM, M. A. A.; ROSTON, D. M. Project of Constructed Wetland for Treating Septic Tank Effluent. In: **Sixth International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Águas de São Pedro, Brazil**, p. 126- 129, 1998.

van NIEKERK, C. M. **Nitrogen Dynamics in Sewage Sludge and Commercial Fertilizer Enriched Soils**. Magister scientia. Department of Plant Production and Soil Science. University of Pretoria. 2006.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, v. 1, 3 ed, Belo Horizonte, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.

VYMAZAL, J. et al. **Algae and element cycling in wetlands**. Lewis. Boca Raton, 156 p. 1995.

VYMAZAL, J. Horizontal sub-surface flow and hybrid constructed wetlands systems for wastewater treatment. **Ecological Engineering**, v. 25, n. 5, p. 478-490, 2005.

VYMAZAL, J.; KROEPFELOVÁ, L. **Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow**. Springer Science & Business Media, 2008.

WECF – Women in Europe for a Common Future. **Constructed Wetlands. Sustainable Wastewater Treatment for Rural and Peri-Urban Communities in Bulgaria**. 21 p. 2011.

WEF - Water Environment Federation. **Wastewater Biology: The Life Processes**. Alexandria, Va: WEF. 184 p. 1994.

WETZEL, R. Constructed wetlands: Scientific foundations are critical. **Constructed wetlands for water quality improvement**. CRC Press, Boca Raton, p3-7, 1993.

WINTER, K. J.; GOETZ, D. The impact of sewage composition on the soil clogging phenomena of vertical flow constructed wetlands. **Water Science Technology**, v. 48, n. 5, p. 9-14, 2003.

WPCF - Water Pollution Control Federation. **Nutrient Control**. Manual of Practice FD-17. Alexandria, VA: WPCF. 205 p. 1983.

YAO, K. M., HABIBIAN, M.; O'MELIA, C. R. Water and wastewater filtration: Concepts and Applications. **Environmental Science & Technology**, v. 5, n. 11, p.1105-1112. Disponível em: <<http://bioe.orst.edu/Courses/Colloid%20Transport/documents/YaoetalEST1971.pdf>> . Acesso em: 02 mai. 2016.

APÊNDICES

Apêndice 1 - Valores Gastos com materiais.

Item	Unidades	Valor R\$
Bombona de 50L	1	35,00
Adap CT 25x3/4 Amanco	4	2,56
BOMBA ICS 50AB 1/2cv mono	2	380,00
Bucha red rosca 1x3/4 amanco	4	7,36
Amanco adap curto 25x3/4	4	3,60
Amanco bucha red 40x25 soldável	1	1,90
Amanco flange 25x3/4	2	18,00
Amanco joelho 90x25 soldável	3	2,88
Amanco registro 25mm vazão soldável	3	45,00
Astra valvula poco pvc ¾	1	16,00
Lixa ferro 100	1	3,00
PVC brasil multi bucha red 50x40 esgoto	1	0,70
PVC brasil multi te red 100x50 esgoto	1	5,50
PVC brasil tubo 25 soldável	12m	21,60
PVC brasil tubo 40 esgoto	6m	16,20
Tigre cola 75 grs	1	9,00
Tigre te 25 soldável	1	1,70
Brita 1	0.5m	62,50
Cortovelo 90 100mm	1	3,50
Lata de areia	12	33,60
Bloco de cimento	50	110,00
Barra de ferro 12m	2	19,60
Saco de cimento	2	48,00
Manta asfatica auto colante	1	79,90
Cotovelo 40mm c anel	2	5,00
Lona Plástica Dupla	5m ²	10,00
Caixa d'agua	310L	160,00
TOTAL	X	1.112,10

