

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ
CAMPUS LONDRINA**

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL

MARCOS ANTONIO MACHIONI JUNIOR

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E FOSFATO DE ESGOTO DE
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO VIA *WETLAND* DE FLUXO
VERTICAL EM FASE DE *START UP***

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

LONDRINA

2016

MARCOS ANTONIO MACHIONI JUNIOR

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E FOSFATO DE ESGOTO DE
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO VIA *WETLAND* DE FLUXO
VERTICAL EM FASE DE *START UP***

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina Trabalho de Conclusão de Curso 2, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina, como requisito parcial para obtenção do título de Engenheiro.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior

LONDRINA

2016



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



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E FOSFATO DE ESGOTO DE
RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO VIA *WETLAND* DE FLUXO
VERTICAL EM FASE DE *START UP***

por

Marcos Antonio Machioni Junior

Monografia apresentada no dia 27 de junho de 2015 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.

Profa. MsC. Camila Zoe Correa
(UTFPR)

Profa. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco
(UTFPR)

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

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

O termo assinado encontra-se na coordenação do curso

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente à minha mãe, meu pai e toda minha família, pelo incentivo e pelos conselhos e por apoiar tudo aquilo que busquei realizar durante minha formação acadêmica;

Ao meu orientador, professor Orlando Carvalho Junior, pela oportunidade de realizar este trabalho sob sua orientação, pelos ensinamentos valiosos, pela atenção e pelos incontáveis momentos de apoio durante todo o desenvolvimento do projeto;

Ao colega Marcos Vinícius pelo empenho na idealização, construção, operação e monitoramento do sistema experimental e por me permitir trabalhar ao seu lado durante a operação do sistema;

Aos colegas de laboratório, Maik Mauro Alves e André Abou Faissal, pelo apoio e momentos juntos nas tardes de análises;

Aos meus colegas de sala pela amizade, pelos momentos em que me motivaram e eventuais ajudas na realização dessa pesquisa;

Agradeço a todos que de uma ou outra forma contribuíram com este trabalho.

The people who are crazy enough to think they can change the world are the ones who do.

As pessoas que são loucas o suficiente para pensar que podem mudar o mundo são aqueles que o fazem.

(Steve Jobs, 1997)

RESUMO

MACHIONI JUNIOR, Marcos A.. **Remoção de matéria orgânica e fosfato de esgoto de restaurante universitário via *wetland* de fluxo vertical em fase de *start up***. 2016. 89 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

O objetivo deste trabalho foi avaliar a eficiência de um sistema *wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente submerso plantado com *Heliconia rostrata* no tratamento de esgoto gerado em restaurante universitário. O experimento foi conduzido ao longo de 38 dias com altura de saturação de leito de 25 centímetros. O sistema *wetland* foi alimentado com esgoto do restaurante universitário da UTFPR Campus Londrina na forma de pulsos, duas vezes ao dia (13h e 1hr), cada pulso fornecendo 25 litros de esgoto para o sistema. Amostras do esgoto bruto e efluente tratado foram coletadas duas vezes semanalmente e submetidas às análises físico-químicas, sendo DQO, fosfato, alcalinidade, pH, série de sólidos totais e sólidos totais suspensos. Para a composição do maciço filtrante, foram utilizadas camas de brita 2, 1, 0 e areia média ($d_{10}= 0,1877$ mm, $d_{60}= 0,3628$ mm, $U= 1,9329$). Com base nos resultados dos 38 primeiros dias de operação do sistema conclui-se que: hidrogramas mostraram que o tempo de detenção hidráulica do sistema no começo da operação se apresentava em torno de 90 minutos, evoluindo para 160 minutos após um mês de operação do sistema. As cargas médias aplicadas ao sistema foram: $33,24$ g dia⁻¹ de DQO, $34,89$ g dia⁻¹ de ST, $8,22$ g dia⁻¹ de SST e $0,34$ gramas dia⁻¹ de fosfato. Na fase de *start up* do sistema, obteve-se valores médios para o esgoto bruto de $664,80$ mgL⁻¹ DQO, $6,99$ mgL⁻¹ P-PO₄³⁻, $112,60$ mgL⁻¹ CaCO₃, pH 6,94 e $164,41$ mgL⁻¹ SST, o classificando como esgoto de características médias. Após a operação do sistema, foram obtidas eficiências médias globais de remoção de 97,02% DQO, 89,15% P-PO₄³⁻, 92,90% SST. Observou-se baixa remoção de sólidos totais devido a não capacidade de remoção de sólidos dissolvidos pelo sistema *wetland*. As plantas empregadas no processo tiveram dificuldades a se adaptar ao meio nas primeiras semanas, sendo necessário a substituição de 2 plantas. O sistema *wetland* de fluxo vertical com fundo saturado apresentou altas taxas de remoção de nutrientes de interesse ambiental, atendendo aos parâmetros de lançamento de efluentes em corpos hídricos, reforçando a possibilidade de ser utilizado em locais que não possuam acesso a rede coletora de esgoto.

Palavras-chave: Leito submerso; Sistema de tratamento com plantas; Sistemas alternativos; *Heliconia rostrata*; Tratamento de esgoto.

ABSTRACT

MACHIONI JUNIOR, Marcos A.. **Removal of organic matter and phosphate from a college restaurant sewage using a vertical flow wetland in startup phase.** 2016. 89 f. Trabalho de conclusão de curso (Graduação em Engenharia Ambiental). Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2016.

The aim of this work was to evaluate the efficiency of a vertical subsurface flow constructed wetland system with partially submerged bed planted with *Heliconia rostrata* in the treatment of sewage generated in a university restaurant. The experiment was conducted over 38 days with 0,25 m of bed saturation. The constructed *wetland* system was fed with sewage of the university restaurant of the UTFPR Campus Londrina in pulses, twice a day (1:00 pm and 1:00 am), each pulse providing 25 liters of sewage into the system. Samples of raw sewage and treated effluent was collected twice weekly and subjected to physicochemical analyses, COD, phosphate, alkalinity, pH, total solids and total suspended solids. For the composition of the filtration media, have been used gravel (class 0, 1, 2) and medium sand ($d_{10} = 0.1877$ mm, $d_{60} = 0.3628$ mm, $U = 1.9329$). Based on the results of the first 38 days of system operation, it's possible to conclude that: hydrographs showed that the hydraulic detention time of the system at the beginning stood in around 90 minutes, evolving to 160 minutes after one month of operation. The average loads applied to the system were: $33,24 \text{ g day}^{-1}$ COD, $34,89 \text{ g day}^{-1}$ of TS, $8,22 \text{ g day}^{-1}$ pf TSS and $0,34 \text{ g day}^{-1}$ of phosphate. During the startup of the system, average values for the raw sewage were 664.80 mg L^{-1} COD, 6.99 mg L^{-1} P- PO_4^{3-} , 112.60 mg L^{-1} CaCO_3 , pH 6.94 and 164.41 mg L^{-1} TSS. After the system operation, global average efficiencies were obtained from 97.02% COD removal 89.15% P- PO_4^{3-} , 92.90% TSS. Were observed low total solids removal, due to the inability of the constructed wetland to remove dissolved solids. The plants employed in the process had difficulties to adapt in the first few weeks, requiring the replacement of 2 plants. The vertical flow wetland system with partially submerged bed showed high rates of nutrients removal, attending the parameters for releasing effluents into water bodies, required by law, reinforcing the possibility to be used as a treatment system in places without access to sewage collecting system.

Keywords: Submerged bed; Treatment system with plants; Alternative systems; *Heliconia rostrata*; Sewage treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Configuração típica de um <i>wetland</i> de fluxo superficial.	18
Figura 2 - Configuração típica de um <i>wetland</i> de fluxo sub superficial.	19
Figura 3 - Representação esquemática de um sistema com macrófitas emergentes de fluxo vertical sub superficial.	20
Figura 4 - Sistema híbrido	23
Figura 5 - Vista superficial de um sistema Frances de <i>wetland</i> construída.	24
Figura 6 - Esquema de <i>wetland</i> construída de fundo saturado.	26
Figura 7 - Ciclo simplificado do nitrogênio em <i>wetlands</i>	32
Figura 8 - Processos de transformação de fósforo em <i>wetlands</i>	34
Figura 9 - Exemplo de curva granulométrica	42
Figura 10 - Localização do sistema na área da Universidade.	47
Figura 11 - Projeto do sistema <i>wetland</i> utilizado.	48
Figura 12 - Curva granulométrica da areia utilizada no maciço filtrante	49
Figura 13 – Distribuição das plantas no sistema e aspecto, [A] <i>Heliconia rostrata</i> ; [B] Tubo de aplicação do afluente no sistema; [C] Placa dispersora.	51
Figura 14 - Variação temporal dos hidrogramas.	58
Figura 15 - Variação temporal de DQO afluente, efluente e percentual de remoção	61
Figura 16 - Diagrama de caixas (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de DQO do afluente e efluente	61
Figura 17 - Variação temporal da concentração de fosfato no afluente, efluente e o percentual de remoção.	63
Figura 18 - Diagrama de caixas (<i>box plot</i>) mostrando a dispersão de valores de fosfato no afluente e efluente	64
Figura 19 - Séries temporais das concentrações de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos	65
Figura 20 - <i>Box plot</i> das séries de sólidos totais para afluente e efluente	66
Figura 21 - Séries temporais das concentrações de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos	67
Figura 22 - <i>Box plot</i> das séries de sólidos suspensos para afluente e efluente	68
Figura 23 - Série temporal de alcalinidade para o esgoto afluente e efluente	69

Figura 24 - <i>Box plot</i> representando a dispersão de valores de alcalinidade obtidos no monitoramento	70
Figura 25 - Série temporal de pH para esgoto afluente e efluente	71
Figura 26 - <i>Box plot</i> representando a dispersão de valores de pH obtidos no monitoramento	71

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Síntese das características do sistema Francês.....	25
Quadro 2 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico.....	54
Quadro 3 - Comparativo entre o sistema operado e outros estudos utilizando <i>Wetland</i> construída de fluxo vertical com fundo saturado.....	73

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Comparação de eficiência de remoção de DBO e sólidos suspensos em wetlands de diferentes fluxos.....	21
Tabela 2 - Dimensões do sistema.....	48
Tabela 3 – Dados do monitoramento climático.....	56
Tabela 4 - Caracterização do afluente.....	59
Tabela 5 - Classificação de esgotos.....	59
Tabela 6 – Cargas diárias aplicadas ao sistema <i>wetland</i>	60
Tabela 7 - Padrões de lançamento requeridos pela legislação e pertinentes às análises realizadas.....	72

LISTA DE SIGLAS

cm – Centímetro

cm² – Centímetro Quadrado

DBO₅ – Demanda Bioquímica de Oxigênio

DQO – Demanda Química de Oxigênio

ETE – Estação de Tratamento de Esgotos

L – Litros

L.h⁻¹ – Litros por Hora

mg – Miligrama

mg.L⁻¹ – Miligrama por litro

m² – Metro quadrado

MMA – Ministério do Meio Ambiente

Ng – Nanograma

N-NH₄ – Amônia

N-NO₃⁻ – Nitrato

N-NO₂⁻ – Nitrito

N₂O – Oxido Nitroso

N₂ – Nitrogênio Gasoso

NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl

OD – Oxigênio Dissolvido

WHO – World Health Organization

O₂ – Oxigênio Gasoso

pH – Potencial Hidrogeniônico

PO₄⁻ – Ortofosfato

SO₄²⁻ – Sulfato

spp – Espécie

U.S.EPA – United State Environmental Protection Agency

UTFPR – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

µm – Micrometro

µEq.L⁻¹ – Micrograma por litro

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	14
2.	OBJETIVOS	16
2.1.	OBJETIVOS ESPECÍFICOS	16
3.	REFERÊNCIAL TEÓRICO	17
3.1.	<i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS	17
3.1.1.	<i>Wetlands</i> de fluxo vertical sub superficial	19
3.1.2.	Sistemas híbridos ou mistos	22
3.1.3.	Sistema francês	23
3.1.4.	Sistemas de fluxo vertical com fundo saturado	26
3.2.	CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO	27
3.2.1.	Dimensionamento de sistemas <i>wetlands</i>	27
3.3.	REMOÇÃO DE POLUENTES	30
3.3.1.	Formação de biofilme	30
3.3.2.	Nitrogênio	31
3.3.3.	Fósforo	33
3.3.4.	Patógenos	35
3.3.5.	Matéria orgânica	36
3.3.6.	Série de sólidos	38
3.4.	PARÂMETROS DE PROJETO	39
3.4.1.	Relação comprimento largura	39
3.4.2.	Taxa de aplicação hidráulica e tempo de detenção	40
3.4.3.	Material filtrante	41
3.5.	INFLUÊNCIA CLIMÁTICA	43
3.5.1.	Temperatura	43
3.5.2.	Regime de chuvas e ventos	44
3.5.3.	Influência em processos microbiológicos	44
3.6.	MANEJO OPERACIONAL	45
4.	MATERIAIS E MÉTODOS	47
4.1.	Local de instalação do sistema <i>wetland</i>	47
4.2.	Caracterização da unidade	48
4.3.	Parâmetros de projeto e dimensionamento	51
4.4.	Monitoramento físico químico	54
5.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	56
5.1.	Fatores climáticos	56

5.2.	Plantas	57
5.3.	Hidrogramas de vazão	57
5.4.	Caracterização do esgoto e cargas aplicadas	59
5.5.	Remoção da Matéria Orgânica	60
5.6.	Fosfato	62
5.7.	Sólidos totais e suspensos	65
5.8.	Alcalinidade e pH.....	69
5.9.	Atendimento aos padrões de lançamento de efluentes	72
5.10.	Comparativo com outros estudos	73
6.	CONCLUSÃO	74
7.	RECOMENDAÇÕES	76
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	77

1. INTRODUÇÃO

Levantamentos recentes acerca da situação do desenvolvimento de sistemas de saneamento básico no Brasil apontam que apenas 48,6% dos municípios são atendidos com sistemas de esgotamento sanitário, e cerca de apenas 40% do esgoto gerado no país é tratado. A região que apresenta a maior rede coletora no país é a sudeste, onde 95,1% dos municípios apresentam sistema de coleta de esgoto, contudo, menos da metade (48,4%) desses municípios tratam o que é coletado (ITB, 2016).

Não apenas no Brasil, mas no Mundo, a falta de coleta e tratamento de esgotos é uma realidade que traz sérios problemas a população. Moeller (2005). Estima que cerca de 80% das doenças em países em desenvolvimento são frutos da falta de saneamento básico. Dados de mortalidade infantil são crescentes e reais, estima-se que a diarreia é responsável pela morte de 2 milhões de crianças por ano.

Relatórios do governo Chinês estimam que pelo menos 300 milhões de cidadãos do país não possuem acesso a água segura para consumo humano. Nos Estados Unidos, cerca de 95% da população de áreas rurais retiram água para consumo de poços freáticos, e quase a totalidade utiliza fossas sépticas como destino de seus efluentes, contudo, estimasse que fossas sépticas mal construídas sejam a terceira maior fonte de poluição de águas subterrâneas no país (US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY, 1998).

Tendo em vista a realidade social, econômica e ambiental do país e do mundo, é inevitável a necessidade de novas alternativas sustentáveis que possibilitem a melhoria desse cenário. Na busca por sistemas de baixos custos de implantação, manutenção, operação e eficiência no tratamento de efluentes, sistemas *wetlands* se apresentam como uma alternativa viável para o tratamento de esgotos sanitário dadas suas vantagens econômicas e facilidade de operação.

Wetlands construídos são técnicas de engenharia promissoras no campo de tratamento de esgotos. Inspiradas em sistemas naturais, buscam reproduzir as mesmas condições destes sistemas aliando a capacidade de remoção de matéria orgânica de plantas e microrganismos. Essas plantas se apresentam como organismos estáveis a mudanças climáticas e adaptadas ao crescimento no meio

filtrante, ou suporte utilizado nesses sistemas. O metabolismo microbológico se apresenta como um importante processo na remoção de poluentes (BRIX, 1993).

Sistemas *wetlands* construídos apresentam vantagens quando comparados a outros sistemas convencionas de tratamento secundário e até mesmo sistemas avançados de tratamento de esgotos. Algumas dessas vantagens são: baixo custo de construção e especialmente de manutenção, baixo requerimento de energia elétrica, o fato de ser um sistema “pouco tecnológico” possibilita a operação por pessoas não treinadas caso haja necessidade e usualmente são sistemas flexíveis e menos suscetíveis a variações na taxa de aplicação (BRIX, 1993).

Dentre as diversas configurações de sistemas *wetlands*, é possível destacar os sistemas de fluxo vertical com leito parcialmente saturado, que podem ser utilizados no tratamento de efluentes industriais, de indústria alimentícia e esgoto doméstico (HUA, 2003). Silveira et al (2015), relatam que *wetlands* de fluxo vertical com leito parcialmente saturado ou submerso, apresentam capacidade de realizar ambos processos de nitrificação e desnitrificação, remoção mais eficiente de matéria orgânica e fósforo. Nesses sistemas o leito submerso promove um ambiente anaeróbio, viabilizando a desnitrificação e podendo eliminar a necessidade de um sistema complementar, além de apresentar alta remoção de matéria orgânica.

Tendo em vista a capacidade de tratamento de efluentes em sistemas *wetlands*, esse projeto de pesquisa buscou avaliar a eficiência de remoção de DQO e fosfato em um sistema *wetland* vertical de leito parcialmente saturado operado com efluente do Restaurante Universitário da UTFPR Campus Londrina.

2. OBJETIVOS

Avaliar a eficiência de remoção de DQO e Fosfato de efluente de Restaurante Universitário em *wetland* de fluxo vertical com leito parcialmente submerso, plantado com *Heliconia rostrata*.

2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a) Avaliar o potencial de aplicação de *wetland* de leito parcialmente submerso, como alternativa no tratamento de efluentes em locais que não possuam rede de esgoto;
- b) Avaliar se as condições operacionais adotadas na fase de *start up* do sistema, visando remoção de matéria orgânica e fosfato.
- c) Estudar a remoção de nutrientes e o comportamento do *wetland* construído durante a fase de *start up*.

3. REFERÊNCIAL TEÓRICO

3.1. WETLANDS CONSTRUÍDOS

Constructed wetlands, do inglês “áreas construídas alagáveis”, são sistemas de tratamento secundário de efluentes líquidos constituídos por solos alagáveis, ou saturados, associados a plantas (macrófitas), adaptadas ao crescimento em solos saturados. A propriedade principal dos *wetlands* é a união do meio físico (meio filtrante) com processos biológicos, advindos das plantas e bactérias do meio (SALATTI, 2003).

Os sistemas *wetlands* construídos foram inspirados por ecossistemas naturais parcialmente ou totalmente inundados, que procura simular ecossistemas naturais, a partir dos princípios de modificação da qualidade da água das áreas alagadas naturais (SALATTI, 2003). A principal diferença entre solos alagados e solos drenados é a disponibilidade de oxigênio. Em solos drenados, os espaços entre as partículas de solo são preenchidos por ar atmosférico, rico em oxigênio. Já em áreas alagadas, os poros estão preenchidos por água, e devido à baixa taxa de difusão do oxigênio em água, o solo alagado se torna anaeróbico, ou até mesmo anóxico em algumas partes, exceto pela interface solo atmosfera, onde alguns milímetros de solo recebem oxigênio da atmosfera (BRIX, 1994).

Salatti (2003), cita que os ecossistemas *wetlands* naturais podem apresentar as seguintes funções naturais:

- a) Regulam o fluxo de água, amortecendo eventos de enchentes;
- b) Modificam e controlam naturalmente a qualidade das águas;
- c) Possuem importância na reprodução de peixes e na cadeia alimentar dos organismos aquáticos;
- d) Fornecem refúgio à fauna terrestre, protegendo a biodiversidade;
- e) Realizam controle a erosão, evitando o assoreamento dos rios.

As características geológicas, geomorfológicas e a composição dos solos dessas áreas os tornam ótimos objetos de estudo, a associação de plantas propiciam um ambiente favorável ao crescimento bacteriano e da ictiofauna local.

Sezerino (2013), discorre que os sistemas *wetlands* construídos também são comumente conhecidos como filtros plantados com macrófitas, zona de raízes ou leitos cultivados, todos inseridos no conceito de *constructed wetlands*. Esses sistemas são construídos e idealizados para reproduzir os processos naturais que contemplam a interação do substrato, vegetação e dos microrganismos associados com intuito de se tratar resíduos líquidos aproveitando-se os processos naturais que já ocorrem nas *wetlands*, porém em ambientes controlados (SARAFRAZ, 2009).

Esse sistema, busca remover, além da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do efluente líquido. A remoção de nitrogênio se dá pela ação conjunta de plantas e microrganismos, nitrificação, desnitrificação, volatilização e troca catiônica com a amônia. O mecanismo de remoção de fósforo se dá a partir de reações químicas de absorção e precipitação de fósforo e ainda alguma parte sendo absorvida pelas plantas (GOTTSCHELL et al., 2007).

Os sistemas *wetlands* construídos são classificados de acordo com o tipo de fluxo hidráulico em seu interior, fluxo superficial (FS) e fluxo sub superficial (FSS). Dentre os FSS, é possível dividir em sistemas de fluxo horizontal sub superficial (FHSS) (Figura 1) e fluxo vertical sub superficial (FVSS) (Figura 2) (MENA, 2008).

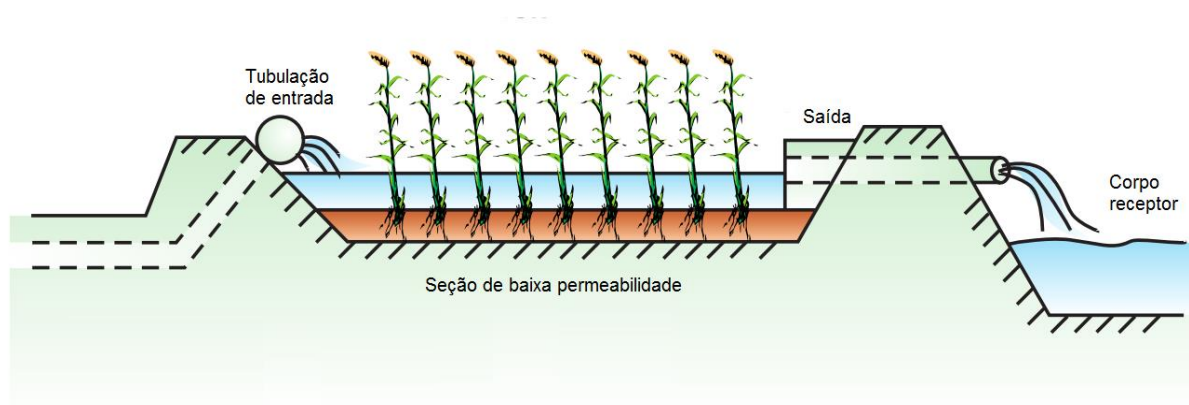


Figura 1 - Configuração típica de um *wetland* de fluxo superficial.

Fonte: Kadlec e Knight (1996)

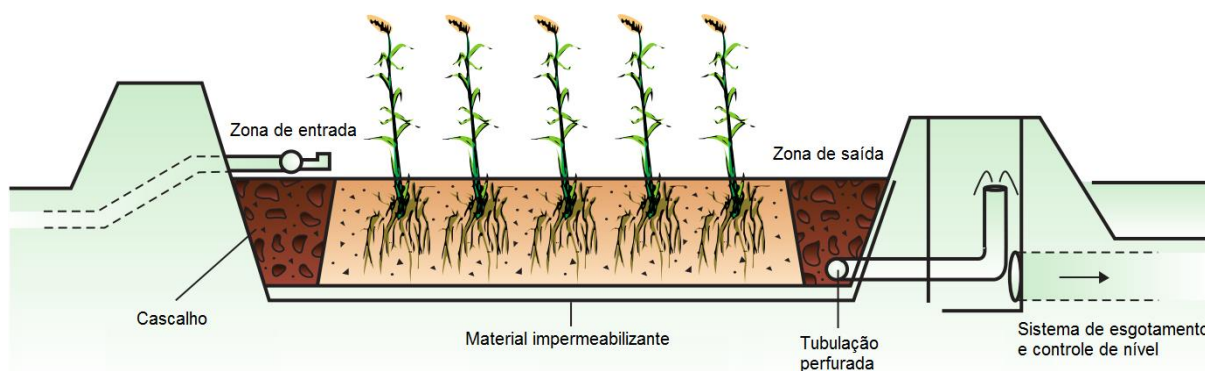


Figura 2 - Configuração típica de um *wetland* de fluxo sub superficial.

Fonte: Kadlec e Knight (1996)

3.1.1. *Wetlands* de fluxo vertical sub superficial

Wetlands construídas de fluxo vertical (em inglês VFCWs), que podem ser utilizados para o tratamento de efluentes domésticos sem necessidade de remoção primária de sólidos suspensos, também são denominados de “sistema Francês” (PAING et al., 2015).

São usualmente empregados no tratamento de efluentes domésticos e municipais, principalmente quando se busca obter um efluente final dentro dos padrões de lançamento para amônia. Estes sistemas já foram utilizados com sucesso no tratamento de lixiviado de aterro e efluentes de laticínios (VYMAZAL, 2010).

A respeito da necessidade de pré tratamento do efluente, Jenssen et al. (2005) sugerem a utilização de um taque séptico com tempo de detenção hidráulica variando de 1 a 5 dias, devido a ocorrências de entupimento do topo do leito filtrante e ocorrência de mal odores (BEGOSSO et al., 2009).

Este sistema utiliza uma distribuição do fluxo do efluente ao longo da superfície do *wetland* e um sistema de captação no fundo, como pode ser observado na Figura 3.

Sistema com macrófitas emergentes de fluxo vertical sub superficial com percolação do efluente

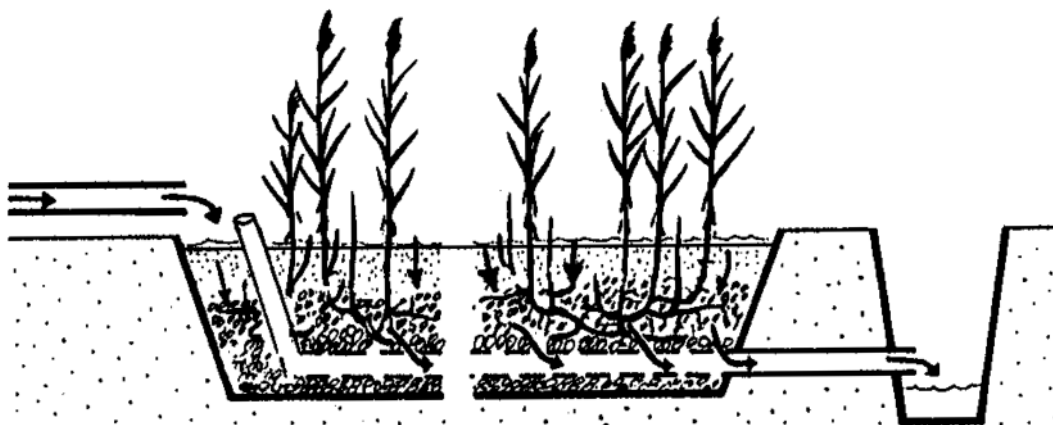


Figura 3 - Representação esquemática de um sistema com macrófitas emergentes de fluxo vertical sub superficial.

Fonte: Brix (1993).

Sistemas sub superficiais verticais oferecem um meio eficiente para a nitrificação devido a presença de oxigênio dissolvido no meio. Platzer (1999) apresenta que durante seus estudos, sistemas verticais alimentados com efluentes sanitários com carga menor de $6,5 \text{ g NTKm}^{-2}\text{d}^{-1}$ apresentaram nitrificação completa. O oxigênio presente pode ser fruto de dois processos:

- Incorporação de OD por convecção;
- Difusão de OD no meio líquido.

O transporte por convecção é resultado do gradiente entre a pressão atmosférica e a do solo. Em sistemas verticais o gradiente é resultado da percolação do efluente, o qual origina um vácuo na interface líquido-atmosfera, sendo equalizado por ar atmosférico ou pelo líquido. Esse fenômeno transporta oxigênio da atmosfera para o efluente.

A quantidade de oxigênio injetado no sistema devido a convecção pode ser estimada se considerarmos que o ar atmosférico contém aproximadamente $300 \text{ mg O}_2\text{L}^{-1}$. O resultado é estimado multiplicando-se o volume aplicado do efluente pela concentração de oxigênio citada.

A difusão de oxigênio no meio é um fator importante no sistema, é responsável pela distribuição do OD além das zonas superficiais, e pelo que é adicionado pelas raízes das plantas.

A influência da difusão é considerada como o principal processo de oxigenação de um sistema vertical (BOYD, 2006). A quantificação do oxigênio dissolvido fruto da difusão ainda é desconhecida, contudo, alguns modelos de taxa de difusão em solos foram publicados e quando comparados possibilitaram a estimativa de que o coeficiente de difusão pode ser considerado entre a faixa de 2×10^{-3} a $6,5 \times 10^{-3} \text{ cm}^2 \text{ s}^{-1}$ (BOYD, 2006).

As áreas superficiais de sistemas verticais são menores, cerca de 2 m^2 por habitante, quando comparados aos sistemas de fluxo horizontal. Possuem satisfatória eficiência no processo de nitrificação, contudo, caso não escolhido um meio filtrante ideal, podem apresentar tendência a serem obstruídos (COOPER, 1999).

Para uma melhor eficiência no tratamento, sistemas verticais e horizontais podem ser combinados, os chamados sistemas híbridos. Uma sequência apropriada de associação desses sistemas possibilita a remoção de DBO, sólidos suspensos totais, e alcança a completa nitrificação, contudo, remove apenas parcialmente as concentrações de nitrato. No processo como um todo, a remoção de nitrogênio é real e satisfatória (COOPER, 1999).

A principal vantagem de sistemas verticais é a ocorrência de nitrificação devido a característica de ser um meio aeróbio, por outro lado não fornecem quase nenhuma desnitrificação.

Quando comparado a sistemas horizontais, *wetlands* verticais apresentam maior taxa de remoção de matéria orgânica e sólidos suspensos, como pode ser observado na Tabela 1.

Tabela 1 – Comparação de eficiência de remoção de DBO e sólidos suspensos em wetlands de diferentes fluxos.

Tipo	DBO (mg L^{-1})				Sólidos suspensos (mg L^{-1})			
	Entrada	Saída	Ef (%)	HLR (cm/d)	Entrada	Saída	Ef (%)	HLR(cm/d)
V	274	28	90	8,2	163	18	89	9,7
H	170	42	75	11,8	141	35	75	15,4

Fonte: adaptado de Vymazal (2010)

Sistemas *wetlands* de fluxo vertical tem se mostrado eficientes no tratamento de esgotos em países de climas tropical e temperado. Em Piracicaba, São Paulo – BR, local de clima tropical, Farahbakhshazad et al. (2000) observaram eficiências de remoção de 93% de fosfato, 78% de nitrato e 50% de amônia (CRISTINA et al., 2007).

Koottatep et al. (2001) conduziu um experimento na Ásia (região tropical), onde operou três sistemas pilotos, obtendo eficiência na remoção de sólidos de 80%, 95% para DQO e 92% para nitrogênio total Kjeldahl.

3.1.2. Sistemas híbridos ou mistos

Em sistemas híbridos, as vantagens dos *wetlands* de fluxo vertical e horizontal podem ser combinadas para se complementarem e melhorar a eficiência de tratamento do efluente. Essa combinação foi introduzida por Seidel na Alemanha em meados de 1960, e ficou conhecido como sistema Seidel, sistema Krefeld ou *Max Planck Institute Process* (MPIP) (SEIDEL, 1976). Vymazal (2007), apresenta que o modelo híbrido (VF-HF) foi desenvolvido para o tratamento de efluentes domésticos municipais, onde a remoção de nitrogênio se faz necessária.

O design consiste na associação de dois estágios de sistemas de fluxo vertical em paralelo (camas de infiltração), seguido por dois ou três sistemas de fluxo horizontal em série (cama de eliminação). O estágio vertical normalmente é plantado com *Phragmites australis*, enquanto no horizontal usualmente são utilizadas macrófitas emergentes, como *Iris*, *Schoenoplectus* (*Scirpus*), *Sparganium*, *Carex*, *Typha* e *Acorus* (VYMAZAL, 2013).

Os estágios verticais são alimentados ininterruptamente com esgoto pré tratado por um a dois dias, depois deixado em repouso por um período de quatro a oito dias. Nesse estágio, as reações de nitrificação ocorrem devido a disponibilidade de oxigênio dissolvido. Nos estágios horizontais, a desnitrificação opera predominantemente (VYMAZAL, 2013).

Herrera Melián et al. (2010) realizaram um estudo onde implantaram um sistema VF-HF sob condições de alimentação de 3,7 e 7,5 cm d⁻¹, e obteve eficiências de remoção de 87% para DBO, 83% para DQO, 95% de sólidos suspensos e 91% de nitrogênio. Zhai et al. (2011) implantaram um sistema que utilizou a macrófitas

P. australis para tratamento de esgoto e obteve eficiência de remoção de DQO na faixa de 84%, fósforo de 85% e 80% para nitrogênio.

Sistemas híbridos também podem ser associados no modelo horizontal e vertical exemplificado na Figura 4, utilizados no tratamento de esgotos municipais. Masi e Martinuzzi (2007) implantaram *wetlands* mistas para o tratamento de esgotos na Itália, e obtiveram eficiência de remoção de DQO de 94%, de 85% para sólidos, 94% para fósforo e 85% para compostos nitrogenados (VYMAZAL, 2013).

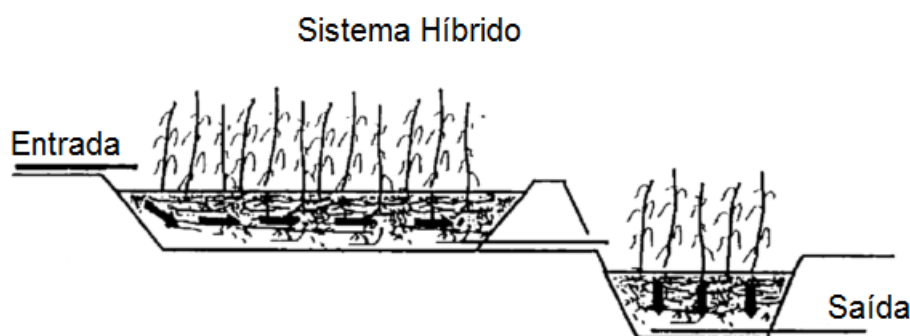


Figura 4 - Sistema híbrido

Fonte: adaptado de Vymazal (2005)

Brix e Arias (2005), apresentam que sistemas híbridos possuem várias configurações, podendo ser combinados entre si (VF-VF-HF-VF por exemplo), podendo apresentar recirculação do afluente de um estágio para outro.

3.1.3. Sistema francês

Entre as diferentes configurações de *wetlands* construídos utilizados no tratamento de esgoto doméstico, o sistema Frances se destaca devido a sua característica de receber esgoto sem necessidade de remoção preliminar de sólidos, possibilitando melhor manejo de lodo quando comparado a outros sistemas que necessitam de tratamentos preliminares, como decantadores Imhoff ou sistemas de digestão (MOLLE et al., 2005). Este sistema normalmente é utilizado no tratamento

de efluentes domésticos combinados com águas de escoamento superficial. Devido a essa mistura, o efluente tratado no sistema se apresenta mais diluído na entrada do *wetland*. O fluxo do efluente aplicado deve ser maior do que a taxa de infiltração, a fim de se garantir uma distribuição por igual do líquido sobre a superfície do sistema (ALBOLD et al., 2011).

Liénard (1987) apresenta que este sistema é o mais utilizado na França. Desenvolvido por Cemagref há mais de 30 anos, foi difundido durante os anos 90, devido a sua aplicabilidade para o tratamento de esgotos de pequenas comunidades. No começo, as características de construção se baseavam inteiramente em práticas de projeto obtidas ao longo dos anos, contudo, Boutin (1997) e Liénard (1998) propuseram a criação de orientações gerais para a implantação desses sistemas, a fim de eliminar sistemas mal estruturados.

O dimensionamento da área do sistema é baseado na carga orgânica esperada para tratamento, sendo expressa em unidade de superfície de filtragem por pessoa equivalente (PE). Recomenda-se que o sistema seja composto de dois estágios, o primeiro dividido em três filtros, e o segundo em dois, como mostrado na Figura 5. Para pequenas plantas de tratamento, onde PE é menor que 100, recomenda-se a utilização de apenas duas unidades por estágio a fim de se diminuir custos (BOUTIN, 2003).

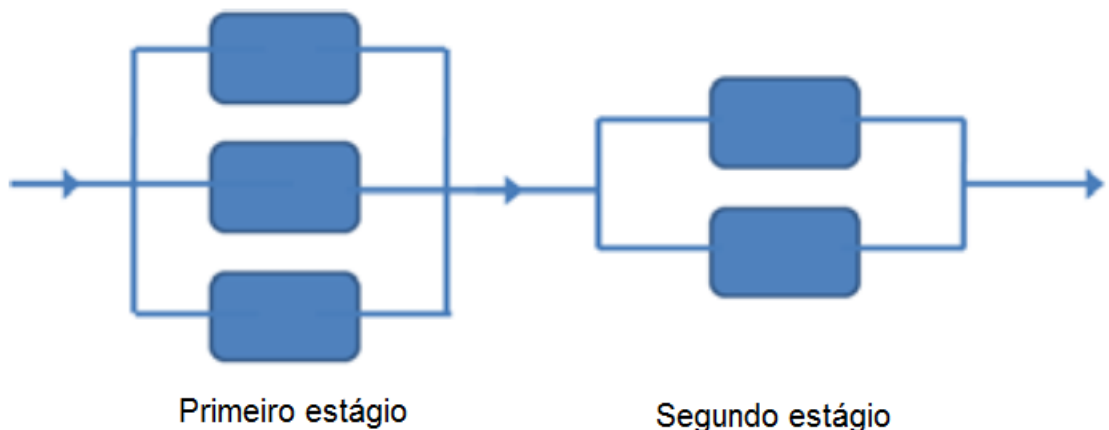


Figura 5 - Vista superficial de um sistema Frances de wetland construída.

Fonte: Adaptado de Albold (2011).

O sistema de alimentação deve permitir a estocagem de efluente o suficiente para promover a distribuição por igual sobre a superfície do sistema, assim o lodo é disperso ao longo da primeira camada do filtro. O primeiro estágio opera com rotatividade na utilização das unidades, se uma está ativa (sendo alimentada), as outras duas se apresentam em repouso (ALBOLD, 2011).

Cada unidade do primeiro estágio recebe efluente bruto durante a fase de alimentação, que varia de três a quatro dias, antes de permanecer em repouso pelo dobro do tempo (BOUTIN, 2003). A combinação de fases de alimentação e repouso são fundamentais no controle do crescimento da biomassa aderida ao meio filtrante, na manutenção das condições aeróbicas e na mineralização de depósitos orgânicos presentes no efluente bruto, o qual é retido na superfície do primeiro estágio (MOLLE, 2005).

Para critérios de dimensionamento, no primeiro estágio utiliza-se de 1,2 a 1,5 m² por PE, divididos em três unidades idênticas, cada uma com 0,4 a 0,5 m² por PE. O segundo estágio é composto de dois sistemas em paralelo operados com solo na composição do material filtrando, alimentados alternadamente. Para o dimensionamento dessas unidades, estima-se cerca de 0,8 m² por PE (ALBOLD, 2011).

Uma síntese das características de cada estágio do sistema Francês é apresentada no Quadro 1.

	Área de remoção (m² por pe)	Material filtrante, espessura e granulometria
Primeiro estágio	1,2 a 1,5 0,4 a 0,5 por unidade	Cascalho – >30 cm (2-8 mm) Camada de transição – 10 a 20 cm (5 mm) Camada de drenagem – 10 a 20 cm (20-40 mm)
Segundo estágio	0,8 0,4 por unidade	Areia – >30 cm (0,25 mm<d10< 0,40 mm) Cascalho – 10 a 20 cm (3-10 mm) Camada de drenagem – 10 a 20 cm (20-40 mm)

Quadro 1 - Síntese das características do sistema Francês.

Fonte: Molle et al. (2005)

Em termos de eficiência no tratamento os sistemas Franceses apresentam remoção de mais de 80% da matéria orgânica, redução de patógenos de 2 a 3 ordens logarítmicas (ALBOLD, 2011), mais de 80% de sólidos suspensos (BOUTIN, 2003) e cerca de 85% de compostos nitrogenados (MOLLE et al., 2005).

3.1.4. Sistemas de fluxo vertical com fundo saturado

Wetland construído de fluxo vertical com fundo saturado (Figura 6) consiste em um sistema descendente que apresenta duas zonas ao longo do leito drenante. A zona superior se apresenta como um maciço de drenagem livre, enquanto o segundo, inferior, se apresenta saturado de efluente (SANTOS, 2015). A altura da zona de saturação é variável, podendo ser alterada pelo controlador de nível. Kim *et al.* (2014), apresenta que a altura da zona saturada pode ser modificada, a fim de se encontrar a profundidade ótima para otimizar a eficiência de tratamento.

Nesses sistemas o leito superior apresenta um ambiente aeróbio, favorecendo o processo de nitrificação, enquanto o leito submerso promove ambiente anóxico, favorecendo a desnitrificação, assim, o sistema de fundo saturado ou submerso é capaz de realizar os dois processos, enquanto *wetlands* verticais sem leito saturado apresentam apenas nitrificação.

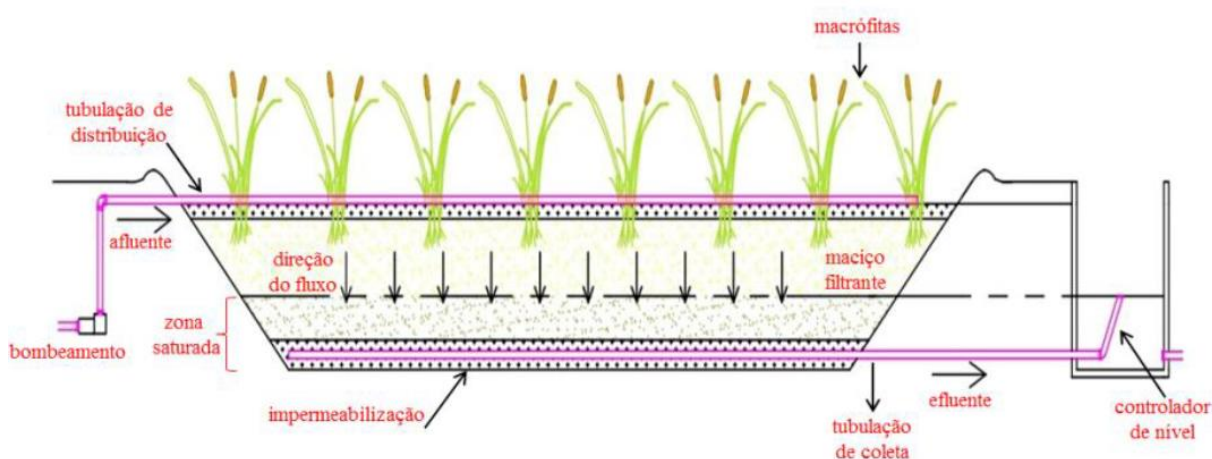


Figura 6 - Esquema de wetland construída de fundo saturado
Fonte: SANTOS, 2015

3.2. CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO

3.2.1. Dimensionamento de sistemas *wetlands*

Alguns modelos para o dimensionamento de sistemas de fluxo vertical têm sido desenvolvidos desde 1980. Na década de 90, três livros foram produzidos (Reed, et al 1995, Kadlec & Knight 1996, Crites & Tchobanoglous, 1998) contendo aspectos para o design desses sistemas. Em todos, a estimativa da área era baseada em cinética de primeira ordem (*first order plug flow kinetics*), porém nem todos os autores dividiam um consenso em como dimensionar os sistemas, devido as peculiaridades de cada um durante o desenvolvimento de cada sistema e das diferentes bases de dados que foram utilizadas (MENA, 2008).

EPA (2000) recomenda que a área total do *wetland* seja dividida em pelo menos duas células, menos os sistemas pequenos. Sistemas grandes devem apresentar pelo menos duas séries de células em paralelo para proporcionar flexibilidade na manutenção e operação.

Todos os sistemas de *wetlands* construídos podem ser considerados como um reator de crescimento biológico aderido para remoção de DBO e nitrogênio (CRITES et al., 2014). Ambos sistemas, de fluxo vertical ou horizontal podem ser modelados de acordo com a cinética de primeira ordem para reatores tipo pistão (*plug-flow*).

3.2.1.1. Área superficial

A área de sistemas verticais pode ser estimada de acordo com a relação entre a demanda de oxigênio e o potencial de aeração do sistema (MENA, 2008. NOORVEE *et al*, 2005), como mostrado na equação 1.

$$A = \frac{OD}{VA} \quad (1)$$

Onde:

A= área superficial requerida (m²)

OD= demanda de oxigênio (g O₂ d⁻¹)

VA= potencial de aeração (Estimado em 30 g O₂ d⁻¹ para esgoto, COOPER (1999))

A demanda de oxigênio do efluente que adentra o sistema é dada por:

$$OD = [(DBO_{in} - DBO_{out}) + (NH_4 - N_{in} - NH_4 - N_{out}) \times 4,3] \times Q \quad (2)$$

Onde:

Q= vazão média (L d⁻¹)

DBO_{in}, DBO_{out}, NH₄-N_{in}, NH₄-N_{out} são a DBO₅ (mg O₂ L⁻¹)

NH₄-N é a concentração na entrada e saída, respectivamente (mg N L⁻¹)

Platzer (1999), apresenta que a demanda de oxigênio é a soma da OD requerida para a degradação da DBO e pela nitrificação. Sengewein (1989) estimou que a demanda de oxigênio a partir da degradação da DQO é aproximadamente 0,7 g O₂/g DQO. Wiesmann (1994), destaca que a demanda de oxigênio para o processo de nitrificação é calculada em cerca de 4,3 g O₂/g NTK (nitrogênio total Kjeldahl).

Sistemas verticais podem apresentar capacidade de desnitrificação na faixa de 10% a 30%, como característica do processo de desnitrificação o oxigênio dissolvido pode ser recuperado na faixa de 2,9 g O₂/g NO₃-N_{desn} (PLATZER, 1999).

A demanda de oxigênio também pode ser estimada por:

$$OD = E_{DQO} * 0,7 * DQO + 4,3 * NTK - E_{desn} * 2,9 * NTK \quad (3)$$

Onde:

E_{DQO} = eficiência da remoção de DQO

DQO= concentração de DQO aplicada ($g\ d^{-1}$)

NTK= nitrogênio total aplicado ($g\ d^{-1}$)

E_{desn} = capacidade de desnitrificação

As fontes do oxigênio nesse sistema é a soma dos efeitos de difusão e convecção do ar atmosférico.

A parcela adicionada pela difusão é estimada como $1g\ O_2/m^2h$. Platzer (1999) discorre que quando aplicado uma carga de efluente o sistema permanece saturado durante determinado tempo, estimado em 1,5 horas, tempo no qual a difusão de oxigênio não ocorre. A parcela total de O_2 por difusão é estimada pela equação 4, levando-se em conta o número de aplicações hidráulicas realizadas em um dia.

$$O_{dif} = 1\ gO_2/m^2h * \text{Área} * (24\ \text{horas} - 1,5\ \text{horas} * n.\ \text{de aplicações}) \quad (4)$$

A contribuição por convecção é estimada pela carga hidráulica no sistema, considerando-se o tempo necessário para aplicação e infiltração do efluente. Para tempos menores de 10 minutos, é considerado que cada litro de efluente tratado que sai do sistema resulta na sucção de 1 litro de ar no maciço filtrante. Considerando que ar atmosférico contém 0,3 gramas de oxigênio por litro, o cálculo pode ser feito pela equação 11 (PLATZER, 1999).

$$O_{conv} = 0,3 \frac{gO_2}{l} * Vol \quad (5)$$

Onde:

Vol= volume aplicado ($L\ dia^{-1}$)

3.3. REMOÇÃO DE POLUENTES

3.3.1. Formação de biofilme

Os biofilmes microbianos são aglomerados complexos formados por microrganismos aderidos a uma superfície sólida ou semi solidas envoltas por uma matriz de exopolissacarideo (CULLER, 2010, COSTERTOM, 2002).

Os biofilmes são constituídos por microrganismos, água, substâncias poliméricas extracelulares, partículas retidas e substâncias dissolvidas e fixadas. Estes proporcionam grande diversidade de espécies microbianas podendo ser bactérias, fungos, protozoários, microalgas e vírus. As bactérias são os organismos que melhor produzem o biofilme, pois apresentam características propicias como tamanho reduzido, boa capacidade de adaptação, alta taxa de reprodução e estruturas extracelulares que as protegem do meio que as circulam (CHAVES, 2004).

Para que haja desenvolvimento bacteriano no biofilme, é necessário a presença de matéria orgânica, oxigênio e micronutrientes. Fatores como temperatura, presença de agente antimicrobianos, quantidade de inóculo, forças hidrodinâmicas, característica do substrato e variação de pH também podem interferir na dinâmica e desenvolvimento dos biofilmes.

Estudos realizados revelam que um dos fatores que mais interferem é o material suporte. Assim, quanto maior a porosidade ou rugosidade do suporte mais propicio será o desenvolvimento de biofilme (PICANÇO et al,2003).

A formação do biofilme sobre uma superfície ocorre em etapas. Primeiramente há o transporte de células do meio líquido para uma superfície e sua adesão firme a superfície; os nutrientes chegam através da interface líquido-biofilme ocasionando o crescimento e a divisão de células fixas; ocorre a fixação de células bacterianas flutuantes (aumento e crescimento do biofilme) e por fim ocorre o desprendimento de material celular de porções de biofilme podendo ser por dois mecanismos a erosão superficial (perda de células individuais) ou descolamento súbito (perda de agregados maiores ou “*sloughing off*”) (CHAVES, 2004).

3.3.2. Nitrogênio

Wetlands são sistemas conhecidos por serem eficientes na remoção de DBO e DQO, sólidos totais suspensos, nitrogênio e fósforo, assim como por reduzirem a concentração de metais, poluentes orgânicos e patógenos. Os principais processos que atuam na remoção de tais componentes são biológicos, que compreendem o metabolismo microbiano e a remoção de nutrientes pelas plantas, e os processos físico-químicos, como a sedimentação, adsorção e precipitação (HUA, 2003).

O Nitrogênio pode existir em várias formas em um efluente, na forma amoniacal (NH_3 e NH_4^+), nitrogênio orgânico e oxidado (NO_2^- e NO_3^-). Brix (1993), relata que a remoção de nitrogênio é alcançada pela nitrificação e desnitrificação, volatilização da amônia, armazenamento em detritos e sedimento, remoção por plantas e incorporação na biomassa. A maior parcela de remoção de nitrogênio se dá pela absorção por plantas ou desnitrificação (HUA, 2003). Particularmente, nitrogênio amoniacal pode ser tóxico quando lançado em ambientes aquáticos (BOYD, 2006, TANNER et al, 2002).

Abaixo da superfície da água, na zona de contato entre as raízes e o solo (material filtrante ou de fixação), oxigênio é injetado via difusão pelo sistema de raízes das plantas, pelo caule ou qualquer outra parte que venha a estar localizado nessa área, criando uma camada aeróbica semelhante à encontrada na superfície, entre o líquido e a atmosfera. O principal benefício das macrófitas nesse sistema é o fluxo de oxigênio efetuado pelas raízes (BOYD, 2006).

O principal mecanismo de remoção de nitrogênio são os processos de nitrificação e desnitrificação, contudo, devido a necessidade de oxigênio requerida pela nitrificação, este é considerado a etapa limitante do processo. As plantas utilizadas em *wetlands* possuem uma habilidade limitada de difusão de oxigênio no meio líquido pelas raízes, afetando diretamente a remoção de nitrogênio (KUSCHK et al, 2003).

As reações de transformação do nitrogênio acontecem nas camadas de redução e oxidação, respectivamente nas áreas mais profundas do sistema nas áreas aeróbicas no entorno das raízes. A amonificação se dá onde o nitrogênio orgânico é mineralizado a $\text{NH}_4^+\text{-N}$ em ambas camadas, de oxidação e redução, este processo pode ser efetuado por bactérias heterotróficas e fungos (BASTVIKEN, 2006).

A camada de oxidação e as estruturas submersas das plantas são áreas importantes para a nitrificação, nesses locais nitrogênio amoniacal é convertido a nitrito (NO_2^-) pelo grupo de bactérias *Nitrosomonas*, que eventualmente é transformado em nitrato (NO_3^-) pelas bactérias *Nitrobacter*. O nitrato originado neste processo pode ser absorvido pelas plantas, ou reduzido na zona de redução, onde é convertido a N_2 e N_2O pelo processo de desnitrificação (HUA, 2003). Na Figura 7 é possível visualizar um ciclo simplificado do nitrogênio em *wetlands*.

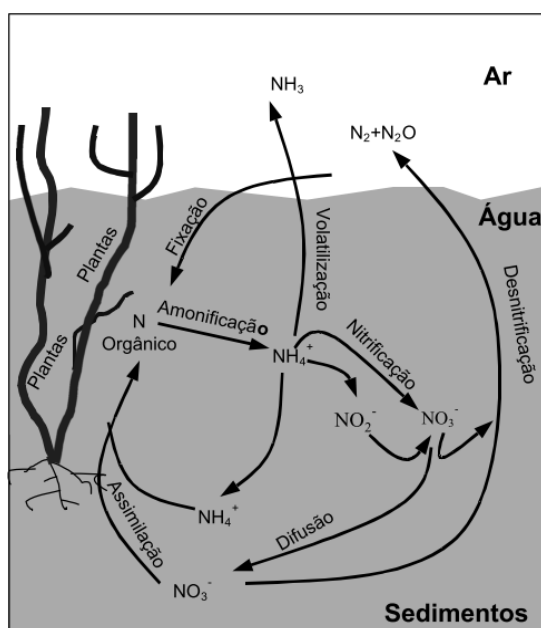


Figura 7 - Ciclo simplificado do nitrogênio em *wetlands*.

Fonte: Lautenschlager (2001)

A assimilação de nitrogênio pelas plantas se apresenta como uma pequena porcentagem do nitrogênio total removido, 5 a 10% de acordo com Stottmeister et al. (2003) e 4% para Lee et al (2004), logo não desempenha um grande papel na remoção, visto que no final da vida das plantas, o nitrogênio será liberado novamente na *wetland* (BASTVIKEN, 2006, TANNER et al, 1995) caso as macrófitas mortas não sejam retiradas do sistema (poda). Contudo, a absorção por plantas pode desempenhar um papel importante durante o crescimento das mesmas, faixa em que ocorre a maior assimilação de nitrogênio e fósforo pelas macrófitas.

O processo de desnitrificação é a remoção permanente do nitrogênio do sistema, contudo, alguns fatores como temperatura, pH, potencial de redução, disponibilidade de carbono e nitrogênio podem limitar este processo (JOHNSTON,

1991). A remoção do nitrogênio depende diretamente do design do sistema, a forma e o tipo de compostos de nitrogênio no efluente, caso o nitrogênio se apresente em níveis baixos, plantas e bactérias nitrificantes e desnitrificantes irão competir diretamente por NH_4^+ e NO_3^- , enquanto que em altas concentrações de nitrogênio, em particular amônia, os processos de nitrificação e desnitrificação serão priorizados (GOOD, 1987).

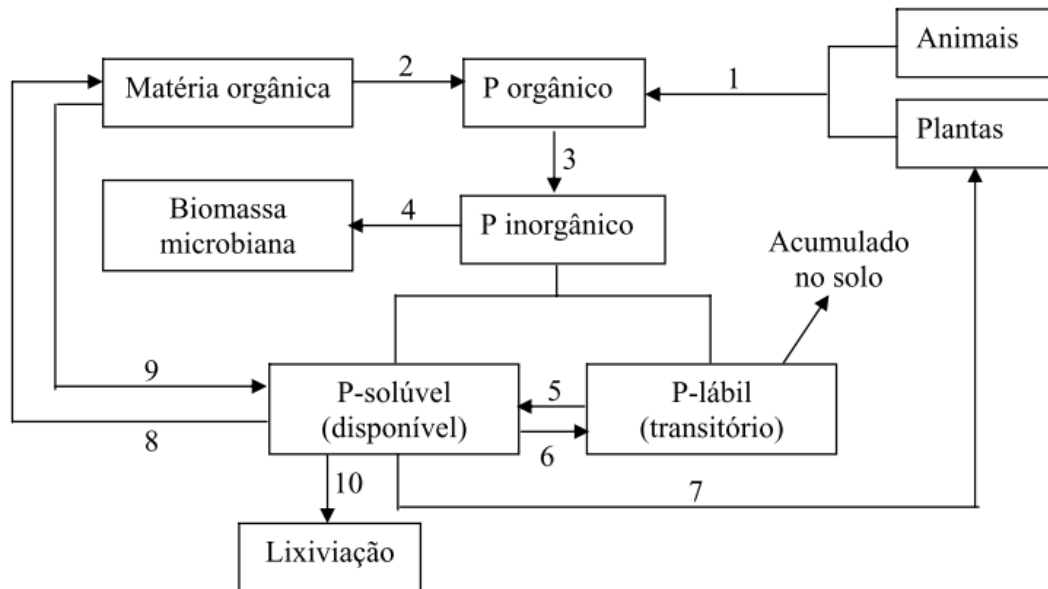
Ghrabi e Keffala (2005), em um de seus estudos obtiveram remoção de 26% de NTK e 19% de amônia em um sistema operado com esgoto doméstico plantado com *Phragmite*. Peng et al. (2014), apresentaram eficiência de remoção de nitrogênio total de 35,2% utilizando-se efluente doméstico sem tratamento primário, e 53,8% de amônia, contudo, a eficiência global do sistema na remoção de nitrogênio foi apenas de 30%.

Estudos recentes demonstram que as emissões gasosas originadas de *wetlands* construídas ao redor do globo não contribuem significativamente para o aumento do efeito estufa (MANDER et al, 2003).

3.3.3. Fósforo

A concentração de fósforo em todos os produtos agrícolas tem aumentado ao longo dos anos, além de estar presente em vários efluentes industriais e urbanos. A alta disponibilidade de nutrientes em ecossistemas aquáticos, como o nitrogênio e principalmente o fósforo, pode influenciar na reprodução de algas e plantas aquáticas, o que é conhecido como processo de eutrofização. Assim a remoção de tais nutrientes pelas *wetlands* é de extrema importância e interesse.

Os processos de transformação do P nos solos dos *wetlands* (Figura 8) são: incorporação na MO, liberação de P solúvel a partir de ácidos orgânicos produzidos pela decomposição da MO, adsorção/dessorção, precipitação/dissolução, absorção pela planta, imobilização microbiana, lixiviação e mineralização (CRISTINA, 2007).



Legenda

- | | |
|-----------------------------|---|
| 1 e 2 – Decomposição | 7 – Absorção pelas plantas |
| 3 – Mineralização | 8 – Incorporação na MO |
| 4 – Imobilização microbiana | 9 – Ácidos orgânicos produzidos liberam P solúvel |
| 5 – Solubilização/desorção | 10 – Lixiviação |
| 6 – Adsorção e precipitação | |

Figura 8 - Processos de transformação de fósforo em wetlands.

Fonte: Adaptado de Cristina, 2007.

A composição do maciço filtrante geralmente é escolhida afim de se manter alta condutividade hidráulica e propriedades de adsorção de nutrientes. Estudos recentes identificaram que a utilização de argilas e materiais cerâmicos na composição do maciço filtrante possuem alta eficiência na adsorção de fósforo e podem desempenhar esse papel por mais de 15 anos (BRIX et al., 2001, FORBES et al, 2005).

Em sistemas de fluxo sub superficial, a capacidade de sorção do leito filtrante pode ser escolhida a partir de sua composição, propiciando a remoção de fósforo almejada (MAEHLUM *et al*, 1995). A remoção de fósforo é maior no início de operação do sistema, mas com a saturação do leito, a remoção declina devido à diminuição da capacidade de adsorção, assim, se a remoção de fósforo é o principal objetivo do sistema, deve-se considerar a substituição do leito periodicamente.

A remoção total envolve as parcelas removidas por pequenos organismos, incluindo bactérias e algas, os quais foram o sistema de remoção rápida e a parcela removida pelas plantas, remoção lenta. O ciclo de vida dos microrganismos presentes no *wetland* contribui para o retorno da maioria dos nutrientes removidos novamente

para o sistema. As macrófitas apresentam um círculo de vida semelhante, porém com escalas de vida maiores (IWA, 2000).

Além disso, a precipitação ou aprisionamento de partículas de fósforo contribuem para o processo de remoção. Ainda mais, pode-se ocorrer o aprimoramento biológico de processos mineralógicos, tais como a absorção de ferro e alumínio e subsequente ligação do fósforo nos detritos do sistema e a precipitação de fósforo com cálcio promovido pelas algas.

Drizo et al. (1997), em um de seus trabalhos obtiveram eficiência de remoção de fósforo de 98% a 100% utilizando substratos argilosos combinados com a macrófitas *Phragmites*. Neste mesmo trabalho, obteve-se remoção de praticamente 100% de amônia e de cerca de 85% a 90% de nitrato. Estes resultados indicam que com a escolha apropriada do substrato e das plantas envolvidas, uma *wetland* pode ser um excelente sistema de tratamento de efluentes.

Luderitz e Gerlach (2002), replicaram o trabalho de Drizo et al. (1997) e concluíram que a adição de compostos férricos ao substrato aumenta drasticamente a remoção de fósforo. A associação desse sistema com *Phragmites* elevou a remoção de 50% a 97%. Aparentemente a presença de ferro no substrato é a chave para a remoção de nitrogênio pelas plantas, além disso, a maioria dos estudos relacionados a *wetlands* citam a *Phragmites* como uma planta muito eficiente na remoção de fósforo.

3.3.4. Patógenos

Os principais mecanismos de remoção de patógenos incluem a remoção física (filtração, sedimentação, formação de agregados e ação de luz ultravioleta), reações químicas (oxidação, adsorção e presença de toxinas) e mecanismos de remoção biológicos (presença de nematoides e protozoários, antibióticos que possam estar presentes no efluente, bactérias e bacteriófagos) (VYMAZAL et al., 2001).

Quinonez-Diaz (2001) realizaram um experimento de remoção de patógenos em *wetlands*, com tempo de retenção de dois dias, e obtiveram remoção de 90% de bactérias, *giárdia*, *cryptosporidium* e vírus em geral. Axler (2001) realizou

experimentos com *salmonella*, e obteve eficiência de remoção de 95%, quando operado no inverno, e 99,8% no verão.

3.3.5. Matéria orgânica

Segundo Von Sperling (2007), em um sistema de tratamento de efluente, a remoção de material carbonáceo se dá de suas formas, anaerobicamente e aerobicamente.

3.3.5.1. Conversão anaeróbica

A remoção anaeróbica pode ser expressa pela equação 6, onde o $C_6H_{12}O_6$ representa a matéria orgânica carbonácea.



São características desse processo:

- A não utilização de oxigênio;
- A produção de metano e dióxido de carbono;
- A liberação de energia, porém em quantidades menores que na respiração aeróbica.

A matéria carbonácea degradada é convertida para uma forma oxidada (CO_2) e uma forma reduzida (CH_4), contudo, a maior parte do metano gerado na reação é liberado na forma gasosa, sendo eliminado para a atmosfera (VON SPERLING, 2007).

A conversão anaeróbica de matéria orgânica carbonácea é dividida em quatro etapas, as quais pode-se citar duas de interesse:

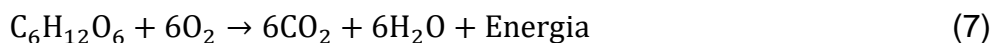
- I. Acidogênese: conversão da matéria orgânica em ácidos orgânicos por meio de organismos acidogênicos. Nessa etapa ocorre apenas a conversão da matéria orgânica, e não a sua remoção.

- II. Metanogênese: conversão dos ácidos orgânicos formados na Acidogênese em metano, dióxido de carbono e água por organismos metanogênicos (organismos formadores de metano). Nessa etapa, a matéria orgânica é novamente convertida e ocorre a remoção devido a liberação de metano para atmosfera.

Von Sperling (2007), apresenta que antes do estágio de acidogênese, os compostos orgânicos complexos como carboidratos, proteínas e lipídeos necessitam ser convertidos para uma forma orgânica simples por meio do mecanismo de hidrólise.

3.3.5.2. Conversão aeróbica

A equação geral de conversão de matéria orgânica por vias aeróbicas pode ser expressa como:



Von Sperling (2007) apresenta que a equação 7 é representada na forma simplificada, visto que existem várias etapas intermediárias. Analisando a reação, pode-se levantar os importantes aspectos:

- A reação promove a estabilização da matéria orgânica;
- Existe o consumo de oxigênio;
- Produção de dióxido de carbono;
- Liberação de energia.

Os principais agentes responsáveis pela degradação aeróbica da matéria orgânica são os organismos decompositores, representados pelas bactérias aeróbicas e facultativas heterotróficas.

A degradação aeróbia da matéria orgânica acontece com mais intensidade em sistemas de fluxo vertical, devido à alimentação intermitente que permite grande aporte de oxigênio atmosférico para o material filtrante. Em sistemas de fluxo horizontal a conversão aeróbia da matéria orgânica também acontece, embora menos

representativa, ocorrendo principalmente nas regiões em torno das raízes das macrófitas (DECEZARO, 2016).

3.3.6. Série de sólidos

Os sólidos presentes nos esgotos são todas as partículas presentes em suspensão ou em solução, sedimentável ou não, orgânico ou mineral.

A NBR 10664, classifica os sólidos como:

- Resíduo total (sólidos totais): Material remanescente na cápsula após a evaporação parcial da amostra e posterior secagem em estufa à temperatura escolhida, até massa constante.
- Resíduo filtrável (sólidos dissolvidos): Porção do resíduo total que passa por filtro de porosidade de 1,2 μm .
- Resíduo não filtrável (sólidos suspensos): Porção do resíduo total retida no filtro de porosidade de 1,2 μm .
- Resíduo fixo (sólidos fixos): Porção do resíduo total, filtrável ou não filtrável, que resta após a calcinação a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ por 1 h.
- Resíduo volátil (sólidos voláteis): Porção do resíduo total, filtrável ou não filtrável, que se perde na calcinação da amostra a $550 \pm 50^\circ\text{C}$ por 1h

Cooper et al. (1996), relatam que os sólidos suspensos são retidos por filtração proporcionado pelo maciço filtrante (leito), pela adesão de partículas ao biofilme presente no meio suporte e na zona de raízes das plantas. Os sólidos em suspensão são retidos principalmente na camada superior do maciço filtrante, contribuindo assim para o fenômeno de colmatação do sistema, ou seja, a obstrução do material filtrante e conseqüente redução da capacidade de filtração (PEDESCOLL et al, 2011).

3.4. PARÂMETROS DE PROJETO

3.4.1. Relação comprimento largura

A relação comprimento e largura de uma *wetland* influencia fortemente no regime hidráulico e a resistência ao escoamento no sistema. Nos primeiros sistemas desenvolvidos, se acreditava que uma alta relação comprimento largura era necessário para garantir condições de escoamento e prevenir entupimentos, a relação recomendada era no mínimo 10:1 para sistemas verticais (EPA, 2000).

O maior problema dessa recomendação é que a resistência ao escoamento aumenta de acordo com o comprimento do mesmo. Razões menores que 1:1 até 3:1 ou 4:1 são aceitáveis. Ocorrências de entupimentos ou colmatação do sistema podem ser minimizadas a partir da operação correta da vazão de entrada e saída, a partir do uso de células e distribuindo o efluente ao longo do sistema (EPA, 2000).

A relação comprimento largura pode ser calculada a partir da Lei de Darcy's.

$$A_c = \frac{Q_m}{K_f \left(\frac{dH}{ds} \right)} \quad (8)$$

Onde:

A_c = área da seção (m²)

Q_m = vazão média (m³/s)

K_f = condutividade hidráulica do meio (m/s)

dH/ds = inclinação da *wetland* (m/m)

3.4.2. Taxa de aplicação hidráulica e tempo de detenção

A taxa de aplicação hidráulica em uma *wetland* pode ser determinada pela equação 9.

$$HLR = \frac{Q}{A} \quad (9)$$

Onde:

HLR= taxa de aplicação hidráulica (L/m²d)

Q= vazão (L/d)

A= área superficial do sistema (m²)

O tempo de detenção hidráulico em *wetlands* pode ser estimada a partir da aproximação de Metcalf e Eddy (1991), apresentada na equação 10.

$$t = \frac{L \times W \times \alpha \times d}{Q} \quad (10)$$

Onde:

t= tempo de detenção (d)

L= comprimento da *wetland* (m)

W= largura da *wetland* (m)

α = porosidade do material que compõe o maciço filtrante (%)

d= profundidade do maciço filtrante (m)

Q= vazão (m³/dia m²)

3.4.3. Material filtrante

O material filtrante desempenha papel fundamental no processo de remoção da matéria orgânica, nos mecanismos de remoção de nitrogênio, na adsorção de fósforo e principalmente na manutenção das condições hidráulicas (SEZERINO, 2013).

O maciço filtrante dos sistemas *wetlands* devem ser compostos por materiais inertes e de fácil acesso, sendo comumente empregado areia grossa, cascalho, pedregulho e brita. Caso haja a dificuldade em se obter esses materiais, existe a possibilidade da utilização de solos locais, desde que apresentem características físico químicas favoráveis ao desempenho do sistema (SILVA, 2007).

Os primeiros sistemas *wetlands* construídos utilizavam solo local como material filtrante, buscando atingir dois fatores: facilitar o crescimento e fixação das macrófitas e propiciar efeito filtrante, além de ser um material de fácil acesso que não necessita transporte. Contudo, o uso de solo impacta diretamente na condutividade hidráulica do sistema. Solos possuem baixa condutividade hidráulica e apresentam facilidade a colmatção por sólidos suspensos.

No tratamento de efluentes líquidos, domésticos ou industriais, as tecnologias empregadas são baseadas no princípio de filtração e crescimento de biofilme aderido a um meio suporte inerte, tais quais as valas de filtração, filtros de areia, biofiltros e sistemas tipo *wetlands*, entre outros, definem como propriedades ideais para as partículas as seguintes dimensões:

- d_{10} (diâmetro efetivo) superior ou igual a 0,20mm; coeficiente de uniformidade menor ou igual a 5 unidades; coeficiente de permeabilidade menor ou igual a 10^{-4}m.s^{-1} (SEZERINO, 2013).

Ultimamente nos *wetlands* construídos de fluxo sub superficial, mais precisamente na Europa, tem sido empregado como meio filtrante cascalho 10 mm, devido a suas capacidades hidráulicas no sistema e atendimento aos requisitos de material que possibilita a fixação das macrófitas e capacidade filtrante.

Em sistemas de fluxo vertical, IWA (2000) recomenda a utilização de uma camada superior de cascalho, seguido de uma camada de areia lavada com diâmetro efetivo de 0,25 a 0,5 mm e com coeficiente de uniformidade de aproximadamente 3,5 (SEZERINO, 2013).

O diâmetro efetivo das partículas e o coeficiente de uniformidade podem ser obtidos a partir da análise granulométrica do solo de acordo com a NBR 7181 (ABNT). O ensaio tem como objetivo a determinação da porcentagem de solo em peso que cada faixa específica de tamanho de partículas representa no total da massa analisada. A determinação da granulometria do solo pode ser feita por peneiramento, ou peneiramento e sedimentação.

O processo consiste no peneiramento do solo em uma série de peneiras para separação do material grosso, com granulometria maior que 2 mm, e o material fino, menor de 2 mm. A partir dos dados de material retido, passante, e sua proporção ao total analisado, é possível obter a curva granulométrica do solo (Figura 9) em questão, marcando-se no eixo das abscissas em escala semi logarítmica os diâmetros das partículas menores do que aqueles considerados.

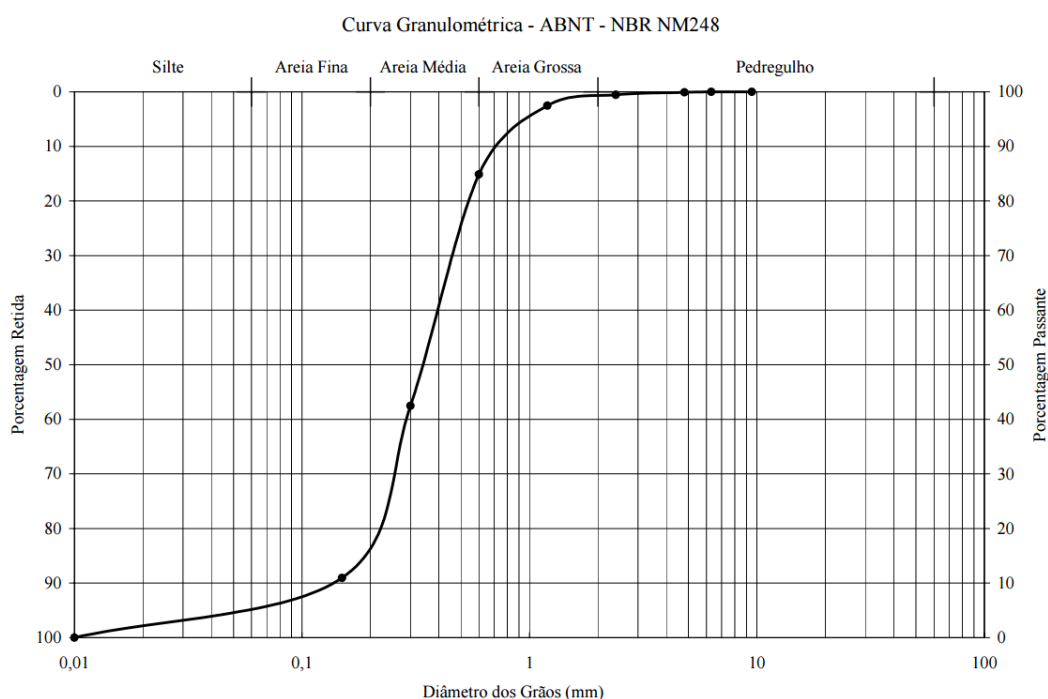


Figura 9 - Exemplo de curva granulométrica

Fonte: Mecânica dos solos – DRB assessoria ambiental. [1]

O diâmetro efetivo das partículas, também denominado D_{10} , é o ponto da curva granulométrica que corresponde ao ponto de 10%, ou seja, 10% das partículas do solo possuem diâmetro inferior a esse valor. É obtido a partir da análise do ponto de intersecção da curva com a reta de 10 de porcentagem passante, no exemplo

[1] disponível em: <<http://drb-assessoria.com.br/granulometriadosolos.pdf>>

acima, pode-se inferir que o diâmetro efetivo das partículas é aproximadamente 0,16 mm.

O coeficiente de uniformidade é obtido pela divisão do D_{60} (intersecção reta 60% passante com a curva granulométrica) pelo D_{10} e fornece informações quanto a distribuição das partículas, coeficientes próximos de um indicam uma curva granulométrica vertical, com pouca variação nos diâmetros de partículas, enquanto que, para valores maiores, a variação do diâmetro das partículas é aumentado (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1984)

3.5. INFLUÊNCIA CLIMÁTICA

Por serem sistemas construídos em áreas abertas, fatores climáticos podem afetar o desempenho de sistemas *wetlands* bem como seu funcionamento. Estes sistemas estão diretamente expostos a influência climática como variação de temperatura, incidência de radiação solar, regime de chuvas e ventos.

3.5.1. Temperatura

Em um sistema, o material filtrante e o efluente estão diretamente expostos ao ambiente, variando suas temperaturas de acordo com a variação diurna e anual do ambiente (KADLEC; REDDY, 2001). Variações na temperatura provocam alterações no fluxo, devido ao aumento da evapotranspiração, provoca alterações parâmetros de aeração devido a relação direta entre temperatura e concentração de oxigênio (maior em temperaturas frias) (LAUTENSCHLAGER, 2001). Devido a essa interação a disponibilidade de oxigênio dissolvido se apresenta menor em meses quentes, contudo com o aumento da temperatura os processos de oxidação da matéria orgânica carbonácea e de compostos nitrogenados são favorecidos, podendo ser limitados pela menor solubilidade de oxigênio no meio. (KADLEC, 2001)

Em meses frios a maior solubilidade de oxigênio no meio é uma vantagem no tratamento, porém, em países com ocorrência de neve, a acumulação desse material na superfície do *wetlands* afeta diretamente os processos de difusão de oxigênio da atmosfera para a superfície do líquido, podendo limitar o OD disponível no sistema.

3.5.2. Regime de chuvas e ventos

Chuvas e ventos são elementos sazonais presentes na natureza. O regime de chuvas afeta o balanço hídrico do *wetlands*, adicionando água ao sistema e afetando diretamente as características do efluente e o fluxo hidráulico. A combinação da precipitação com a influência dos ventos pode atuar no tempo de detenção, aumentando as taxas de evapotranspiração, além de promover efeitos de mistura e turbulência no escoamento (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Períodos com alta evapotranspiração correspondem aos meses com temperaturas mais elevadas, e períodos com ocorrência característica de chuvas apresentam menores temperaturas e causam uma redução da concentração do efluente devido a adição de água (KADLEC, 2001).

3.5.3. Influência em processos microbiológicos

Muitas reações bioquímicas ocorrem a taxas maiores quando a temperatura do meio se eleva. Contudo, reações biológicas enzimáticas são favorecidas até certo ponto. Cada reação microbiológica possui uma faixa de variação de temperatura em que ocorre de maneira ótima.

Com o aumento da temperatura do meio água/solo, o crescimento e metabolismo dos microrganismos é aumentado até atingir o ponto ótimo, a uma temperatura ótima, cada espécie de microrganismos possui sua própria faixa ótima de temperatura. Caso a temperatura se apresente acima do ponto máximo aceito pela espécie, a eficiência das reações é afetada, sendo diminuída ou até mesmo encerrada (KADLEC, 2001).

3.6. MANEJO OPERACIONAL

Manejo operacional de *wetlands* são indicações com o intuito de manter e facilitar o funcionamento ótimo do sistema. O regime de aplicações de efluente e o processo de poda das macrófitas podem ser citados como ações de manejo.

As taxas de aplicação do efluente na *wetland* pode se apresentar na forma de pulsos, onde é necessário o pré armazenamento do efluente até a obtenção de um volume razoável ou intermitente, onde o efluente é lançado de acordo com a sua produção.

A aplicação em pulsos possui característica de controlar o crescimento da biomassa aderida ao meio filtrante, na manutenção das condições aeróbicas e na mineralização de depósitos orgânicos presentes no efluente bruto (BOUTIN, 2013), também é realizada quando a geração de efluente é baixa.

O processo de poda das plantas se apresenta como uma ferramenta de manejo de grande importância, sendo responsável pela remoção de nutrientes assimilados pela planta durante o crescimento, e atua como um mecanismo que força a remoção de novos nutrientes do meio para o crescimento da macrófitas (MONTEIRO, 2009). As macrófitas no seu fim de vida podem ser depositadas e decompostas na superfície da *wetlands*, adicionando novamente os nutrientes que foram removidos no processo de crescimento da planta.

Biudes (2007) avaliou a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo em uma *wetland* plantada com *Eichhornia crassipes*. Suas observações concluíram que existe uma relação positivo entre a remoção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) com o aumento de biomassa da planta. Isso mostra que a eficiência de remoção de nutrientes é maior quando a produção de biomassa é alta, ou seja, durante o crescimento da macrófita.

Nascimento et al. (2010) realizaram um experimento com *Eichhornia crassipes* onde buscou-se determinar o tempo ótimo de poda da macrófita. Esta macrófita apresenta a capacidade de dobrar a quantidade de mudas em 14 dias e, de acordo com Kawai e Grieco (1987), a eficiência do *wetland* se apresenta maior quando ocupado em 70% pelas macrófitas.

O tempo de poda pode ser estimado pela equação 11.

$$\ln A = \ln A_0 - k_{redução} \cdot t \quad (11)$$

Onde:

A₀= área inicial livre sem macrófitas (m²)

A= área livre após determinado período de tempo (m²)

t= tempo (dias)

k_{redução}=constante de redução da área livre (d⁻¹)

Nascimento et al. (2010) obtiveram uma constante de redução da área livre de 0,099 d⁻¹, ou seja, a cada dia cerca de 0,099 m² é ocupado pelo crescimento das macrófitas.

Pelissari et al. (2013), apresenta, que em uma *wetland* construída de fluxo vertical para tratamento de efluentes bovinos, a poda das macrófitas foi realizada 30 cm acima do material filtrante, em um ângulo de 45° de forma que dificultasse a penetração de água na planta. Além disso, concluíram que a poda das macrófitas deve ocorrer entre os 60 a 90 dias após o plantio.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1. Local de instalação do sistema *wetland*

A instalação experimental utilizada foi construída na área adjacente ao Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Londrina.



Figura 10 - Localização do sistema na área da Universidade.
Fonte: Google Earth.

4.2. Caracterização da unidade

Para compreensão da unidade experimental um esquema do projeto da *wetland* é apresentado na Figura 11.

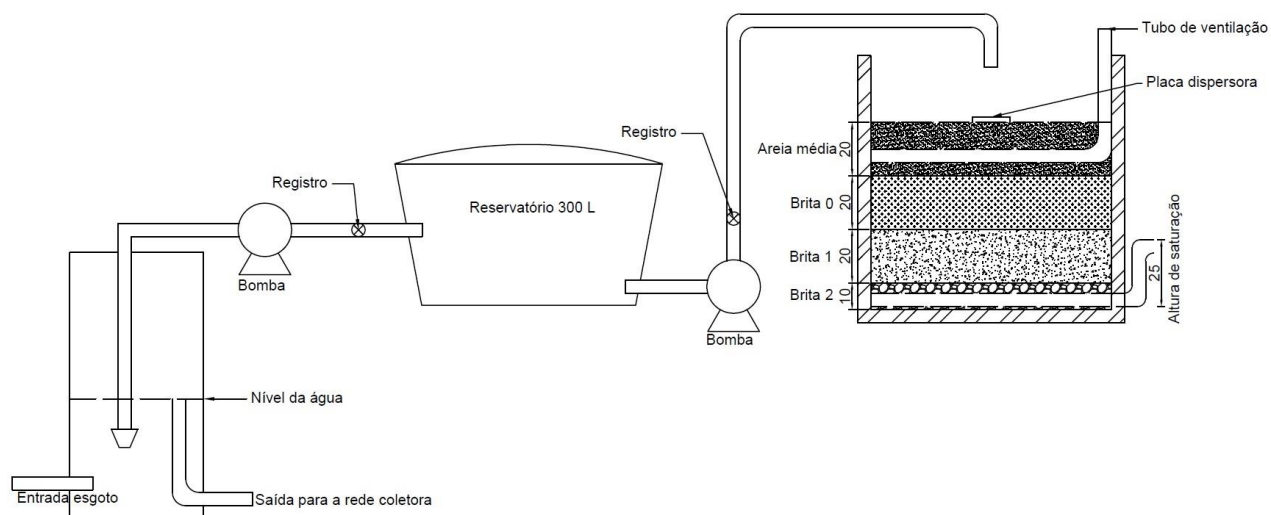


Figura 11 - Projeto do sistema wetland utilizado.

Fonte: Autoria própria

O sistema utilizado consistiu-se de um *wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado, composta por apenas uma unidade. O *wetland* foi confeccionado em alvenaria (blocos de concreto e barras de ferro). Tanto as paredes quanto o fundo do sistema foram impermeabilizados com manda PEAD de 2 mm. As dimensões do *wetland* são apresentadas na Tabela 2.

Largura	1 m
Área superficial	1 m ²
Volume do sistema	0,7 m ³
Altura do sistema	0,9 m
Altura do maciço	0,7 m

- Maciço filtrante

O leito filtrante do sistema é composto de areia e brita. Na parte inferior, 10 centímetros de brita 2 (ϕ 30 mm), seguida por 20 centímetros de brita 1 (ϕ 24 mm), 20 centímetros de brita 0 (ϕ 12 mm), e na parte superior, 20 centímetros de areia media, com características $D_{10}= 0,187$ mm, $D_{60}=0,326$ mm e coeficiente de uniformidade U de 1,932 (Figura 12).

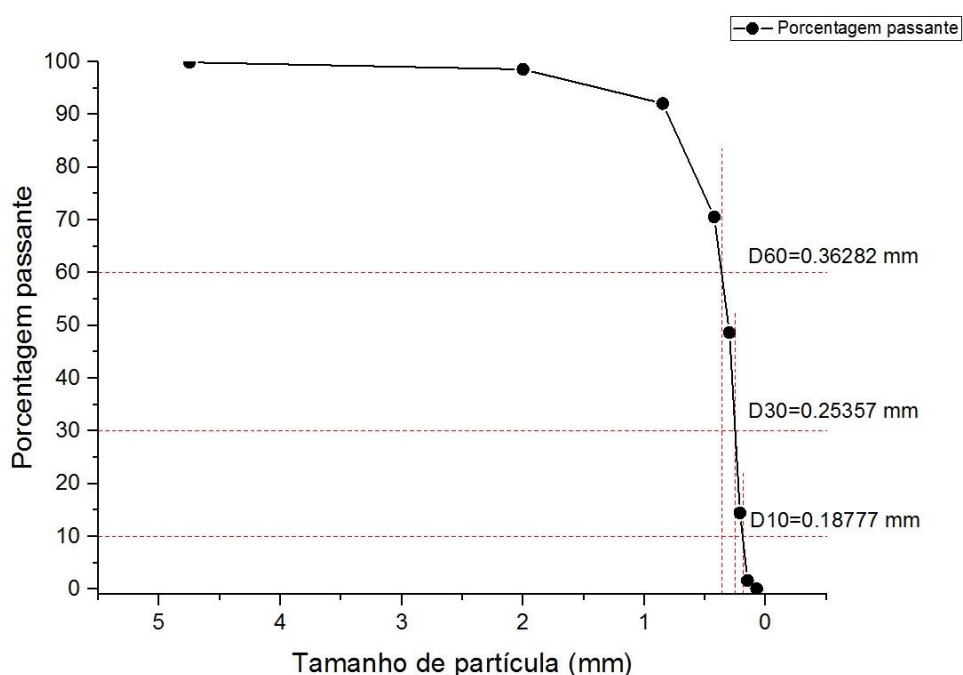


Figura 12 - Curva granulométrica da areia utilizada no maciço filtrante

A curva granulométrica foi obtida a partir da utilização de bateria de peneiras de acordo com a NBR 7217.

- Sistema de alimentação

O sistema foi alimentado com duas aplicações diárias de esgoto proveniente do restaurante universitário, às 13 horas e à 1 hora.

O esgoto bruto oriundo da caixa de gordura foi coletado a partir da caixa de passagem da rede de esgoto. O afluente tratado no sistema foi gerado pelo restaurante universitário da UTFPR – Londrina, suas unidades geradoras eram: cozinha industrial; dois banheiros com vasos sanitários e lavatórios destinado aos usuários; dois banheiros com vaso sanitário, lavatório e chuveiro de acesso exclusivo de funcionários e lavanderia com máquina de lavar e tanque.

Dentro da caixa de passagem foi instalado um anteparo na saída, com o objetivo de acumular volume de efluente suficiente para a captação, esta que será efetuada por uma bomba centrífuga de meio cavalo de potência, e vazão nominal de 1500L/h.

Foi utilizado um reservatório de 300 L para acumulação do efluente, considerando que o volume de geração variava diariamente de acordo com a circulação de pessoas no local, a fim de se ter esgoto em reserva para a operação ininterrupta do sistema.

Uma segunda bomba de meio cavalo e mesma vazão foi instalada após a caixa de acumulação, e foi utilizada para alimentar o sistema *wetland* com dois pulsos diários de 1 minuto com vazão de 25 L/min, totalizando aplicação diária de 50 L.

O esgoto afluente foi distribuído na parte superior central do *wetland* por tubulações DN 25 mm diretamente em uma placa para redução do impacto e para melhor distribuição do líquido na superfície.

A coleta do efluente tratado se deu por um dreno DN 40 mm com furos de 8 mm a cada 2 cm na parte inferior do sistema.

- Vegetação

Procurou-se escolher uma planta que necessitasse de baixos cuidados, sendo assim, a *Heliconia rostrata* (Figura 13) foi escolhida devido as suas características rústicas (baixa manutenção), ciclo de vida perene e pela possibilidade de embelezamento paisagístico proporcionado por suas flores.

Apesar de não ser a planta mais adotada por outros autores, encontram-se trabalhos que utilizaram a *Heliconia* e obtiveram boas taxas de remoção de poluentes.

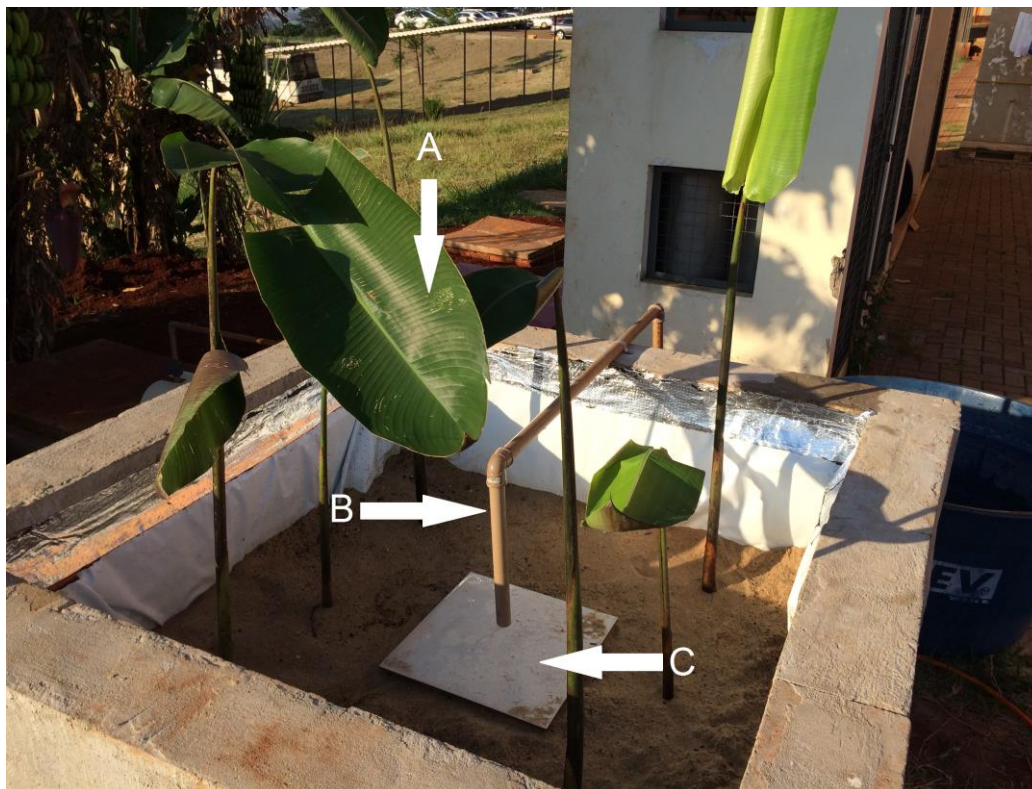


Figura 13 – Distribuição das plantas no sistema e aspecto, [A] *Heliconia rostrata*; [B] Tubo de aplicação do afluente no sistema; [C] Placa dispersora.

As plantas foram retiradas manualmente do campus Londrina e transplantadas para o sistema com o sistema radicular preservado. Foi utilizado uma razão de 6 mudas por metro quadrado, razão baseada em outros trabalhos, nas quais utilizavam razão de 8 a 6 mudas por metro quadrado.

4.3. Parâmetros de projeto e dimensionamento

O dimensionamento do sistema foi realizado a partir dos critérios de Platzer (1999) e Sezerino (2006) para *wetlands* de fluxo vertical e maciço de fluxo livre:

- Vazão de projeto:

Utilizou-se 2 pulsos de 25 L d⁻¹ em 24 horas (um as 13:00H e outro as 1:00h) totalizando uma vazão diária de 50 L d⁻¹ ou 0,05m³ d⁻¹.

- Taxa de aplicação superficial:

$$T_a = Q/A \quad (A)$$

Onde:

T_a = tempo de aplicação ($m \ d^{-1}$);

Q = vazão do afluente ($m^3 \ d^{-1}$);

A = área do *wetland* (m^2).

A área superficial utilizada no projeto é $1 \ m^2$ ($1,0m \times 1,0m$), e substituindo os valores de vazão e área na equação A, tem-se:

$T_a = 0,05m \ d^{-1}$ ou $50mm \ d^{-1}$ (valor abaixo do limite ($250mm \ d^{-1}$) recomendado por Platzer (1999)).

- Cálculo do balanço de oxigênio dissolvido (OD):

$$BALANÇO = \text{Oxigênio}_{entDIF} + \text{Oxigênio}_{entCONV} - \text{Demanda} \quad (B)$$

Onde:

Oxigênio_{entDIF} = Aporte de OD por difusão

$\text{Oxigênio}_{entCONV}$ = Aporte de OD por convecção

Demanda = Demanda de OD (função das cargas aplicadas)

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

Para o cálculo das concentrações de DQO_{afllu} e NTK_{afllu} foram consideradas concentrações de $650mg \ L^{-1}$ e $40mg \ L^{-1}$, respectivamente, e vazão de $0,05m^3 \ d^{-1}$. As cargas aplicadas (λ) foram calculadas pela equação C:

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

Onde:

λ = carga aplicada ($g \ d^{-1}$)

Q = vazão ($m^3 \ d^{-1}$)

C = concentração ($g \ m^{-3}$)

Substituindo os valores de DQO_{aflu} e NTK_{aflu} na equação C, temos:

$$DQO_{\text{aflu}} (\text{g/d}) = 32,5 \text{ g d}^{-1}$$

$$NTK_{\text{aflu}} (\text{g/d}) = 2 \text{ g d}^{-1}$$

- Demanda de oxigênio dissolvido:

$$\text{Demanda de OD} = 0,85 * 0,7 * [DQO_{\text{aflu}}] + 4,3 * [NTK_{\text{aflu}}] - 0,1 * 2,9 * [NTK_{\text{aflu}}] \quad (\text{D})$$

Substituindo os valores das cargas $DQO_{\text{aflu}} (\text{g/d})$ e $NTK_{\text{aflu}} (\text{g/d})$, tem-se que:

$$OD_{(\text{g/d})} = 27,36 \text{ g d}^{-1}$$

- Aporte de oxigênio dissolvido no maciço filtrante por processos difusivos:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entDIF}} (\text{g/d}) = 1 (\text{gO}_2/\text{m}^2.\text{h}) * \text{area}_{\text{wet}} (\text{m}^2) * (24(\text{h}) - 1,5(\text{h}) * \text{número de pulsos}) \quad (\text{E})$$

Substituindo os valores de área e número de pulsos, tem-se que:

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

- Aporte de oxigênio dissolvido no maciço filtrante por processo convectivo:

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

Substituindo os valores, tem-se que:

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

Por fim, o balanço teórico de oxigênio do sistema *wetland* de fluxo vertical parcialmente submerso dado pela equação 2 será:

$$\text{BALANÇO} = 21 + 7,5 - 27,36 = 1,14 > 0 \text{ (suficiente para promover nitrificação).}$$

- Verificação da taxa de aplicação orgânica em DQO:

A taxa de aplicação de DQO será dada pela equação G:

$$\text{Taxa}_{\text{DQO}} = \text{DQO}_{\text{aflu}} / \text{Area}_{\text{wet}} \quad (\text{G})$$

Substituindo os valores de DQO_{aflu} e área, tem-se que:

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

Segundo Sezerino (2006), para correto funcionamento desse tipo de sistema *wetland*, essa taxa de aplicação deve ser menor do que $40 \text{ gDQO m}^{-2}\text{d}^{-1}$.

4.4. Monitoramento físico químico

O monitoramento das características físicas e químicas do afluente e efluente tratado no sistema foi efetuado semanalmente, durante a terceira semana de abril de 2016 à penúltima semana do mês de maio, totalizando 38 dias. As amostras foram coletadas por amostragem simples na entrada e saída do *wetland*, sendo encaminhadas diretamente para o Laboratório de Saneamento da UTFPR Campus Londrina onde as análises foram realizadas.

As metodologias de análise foram baseadas nos métodos apresentados no Quadro 2.

Parâmetro	Método	Frequência
Alcalinidade Total (mgCaCO ₃ /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B. (APHA, 1998)	2x/semana
DQO (mgDQO/L)	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D. (APHA, 1998).	2x/semana
Fosfato (mgPO ₄ - P/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-P E – (APHA, 1995)	2x/semana

Parâmetro	Método	Frequência
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H ⁺ B. (APHA, 1998).	2x/semana
ST (mgSS/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D. (APHA, 1998).	2x/semana
SST (mgSSV/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B. (APHA, 1998).	2x/semana

Quadro 2 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico

Para a apresentação gráfica dos dados, foram utilizados os programas Origin Pro 2016, e o recurso gráfico do Microsoft Excel 2016.

Foram elaborados gráficos *box plot* para análise da dispersão de dados.

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1. Fatores climáticos

Segundo IAPAR (2013) o município de Londrina, onde está instalado o *wetland*, tem seu clima definido pela classificação de Koppen como Cfa, caracterizando-se como clima subtropical, temperatura média no mês mais frio inferior a 18° (mesotérmico) e temperatura média no mês mais quente acima de 22°C, com verões quentes, geadas pouco frequentes e tendência de concentração e chuvas nos meses de verão, contudo sem estação seca definida.

Os dados climáticos foram obtidos a partir do programa de monitoramento climático do IAPAR – Londrina.

O sistema foi operado e analisado durante os meses de abril e maio de 2016, e nesse período foram registradas ocorrências de precipitações em dias anteriores às coletas e inclusive durante as mesmas.

O mês de abril apresentou temperatura máxima de 33,6°C e mínima de 16,3°C precipitação acumulada de 79 mm. A amostragem realizada no dia 26 de abril foi realizada durante evento pluviométrico, apresentando 50 mm durante o dia. A amostragem de 28 de abril apresentou pluviosidade acumulada nos dois dias anteriores de 77,5 mm (IAPAR, 2016)

O mês de maio apresentou temperaturas mais baixas que abril, com máxima de 28°C e mínima de 15,8°C, porém com maiores ocorrências de chuvas de que Abril, apresentando precipitação acumulada de 197,8 mm. Pode-se destacar que a coleta do dia 10 de Maio apresentava média acumulada dos dois dias anteriores de 148 mm. Durante o período total de operação do sistema, foi observado precipitação total de 275,3 mm. As condições climáticas durante o período de operação são apresentadas no apêndice A, as condições mensais são apresentadas na Tabela 3.

Tabela 3 – Dados de monitoramento climático			
Mês	T_{máx} (°C)	T_{min} (°C)	Precipitação (mm)
Abril	33,6	16,3	79
Maio	28	15,8	197,8

5.2. Plantas

Foram plantadas no sistema 6 mudas de *Heliconia rostrata*, as quais apresentaram dificuldades de adaptação ao novo meio. Foi necessário o monitoramento constante das condições de crescimento das plantas, julgando a sua capacidade de adaptação e crescimento.

Alguns dias após o plantio das mudas, estas apresentavam folhas amareladas ou até mesmo a queda de folhas, após 20 dias de monitoramento, foi constatado que duas plantas não apresentavam condições de crescimento, sendo consideradas inutilizáveis, as mesmas foram removidas e em seus lugares transplantadas novamente duas mudas saudáveis. Acredita-se que a dificuldade de adaptação ao meio pode ser explicada pelo método de transplante das mudas, as quais eram removidas de outro substrato, podendo não preservar o sistema radicular necessário para desenvolvimento futuro do indivíduo no sistema *wetland*.

As outras 4 plantas iniciais se adaptaram ao meio, e se apresentavam saudáveis até o fim do monitoramento feito por este estudo.

5.3. Hidrogramas de vazão

O teste para construção de um hidrograma de vazão teve como objetivo proporcionar o conhecimento das condições hidráulicas operacionais do *wetland*, tais como a variação do tempo de detenção hidráulica ao longo do período de operação e o tempo de vazão máxima. Além disso análise de hidrogramas ao longo da operação do sistema serve para avaliar condições de colmatação do maciço filtrante.

Em cada teste foi aplicado um pulso de 25 litros de efluente no sistema. Foram realizados hidrogramas nos dias 18 de abril de 17 de maio. Os resultados das análises são apresentados na Figura 14.

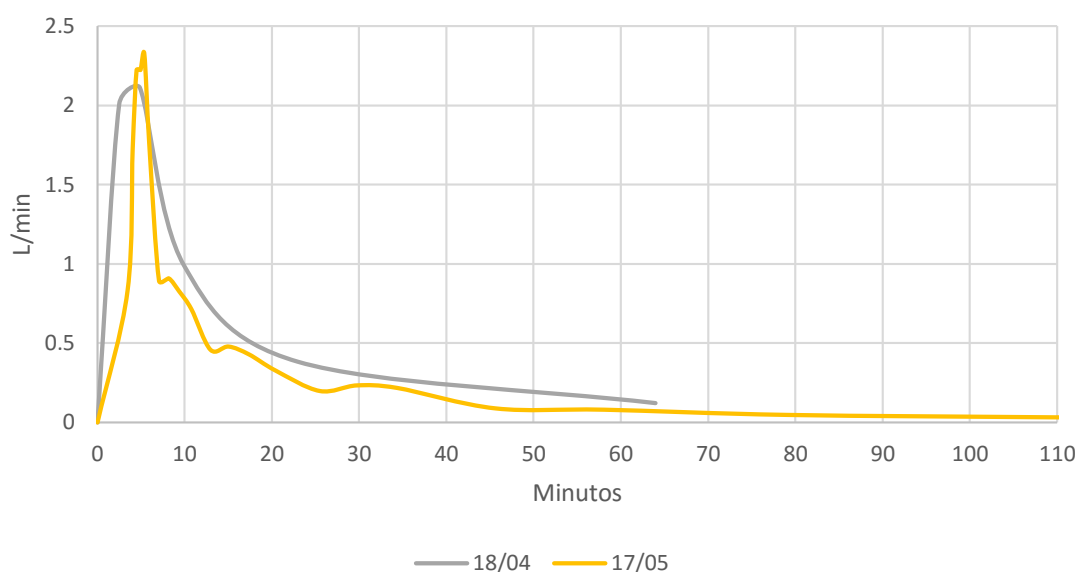


Figura 14 - Variação temporal dos hidrogramas

O hidrograma obtido no dia 18 de abril apresentou vazão máxima de aproximadamente 2,1 L/min aos 4 minutos, enquanto o teste realizado em 17 de maio apresenta vazão máxima de 2,33 L/min aos 5 minutos. O tempo necessário para que a vazão de saída do sistema se apresente nula é de aproximadamente 160 minutos.

A retenção de sólidos proporcionada pelo maciço filtrante alterou o regime de vazão do sistema. O teste realizado em 17 de maio mostra que o tempo de vazão máxima é cerca de 1 minuto mais tardio do que o encontrado no teste anterior, a vazão após o pico máximo se apresenta menor ao longo do tempo quando comparado com o teste anterior. O tempo de detenção hidráulica do primeiro hidrograma foi de 90 minutos, enquanto o segundo apresentou tempo de 160 minutos. A variação é devido a retenção dos sólidos e consequente diminuição dos espaços do maciço.

Apesar do segundo teste apresentar vazões menores ao longo do tempo, sua vazão máxima se apresenta maior do que o primeiro teste realizado.

5.4. Caracterização do esgoto e cargas aplicadas

Os valores obtidos a partir das análises do afluente são apresentados na Tabela 4.

Parâmetro	Nº amostras	Média	Desvio Padrão	Mínimo	Máximo
DQO	10	664,80	176,96	380,27	986,23
ST	10	697,90	361,02	404,50	1501,00
STV	10	412,91	290,26	182,00	953,55
STF	10	285,00	169,45	77,95	730,50
SST	10	164,41	153,47	38,33	466,67
SSV	10	145,11	153,08	15,00	442,86
SSF	10	19,30	38,63	0,00	127,00
Fosfato	5	6,99	1,25	4,89	7,89
Alcalinidade	10	112,60	72,46	15,76	221,59
pH	10	6,94	1,30	4,74	8,47

A variação das características do afluente se devia a diversas variáveis, desde o clima, até os hábitos alimentícios e de circulação de pessoas no local. Metcalf e Eddy (1991) classificam os esgotos em forte, médio e fraco, como pode ser observado na Tabela 5.

Característica (mg/L ⁻¹)	Forte	Médio	Fraco
DQO	1000	500	250
Fósforo total	15	08	04
ST	1200	720	350
SST	350	220	100
SSV	275	165	80
SSF	75	55	20

Adaptado de: Metcald & Eddy (1991)

O afluente analisado possuía características de esgoto médio, quanto às concentrações de DQO, ST, SST, SSV, porém, quando analisado a concentração de SSF, tem-se que o mesmo se encaixa de categoria de esgoto fraco, devido à baixa concentração de sólidos fixos.

A partir da caracterização média do esgoto bruto foi possível estimar as cargas aplicadas de cada parâmetro, como apresentado na Tabela 6.

Tabela 6 – Cargas diárias aplicadas ao sistema *wetland*,

Parâmetro	Carga média aplicada (g/m ² dia)
DQO	33,24
ST	34,89
SST	8,22
Fosfato	0,3495

A carga de DQO estimada no projeto do sistema foi de 32,5 gDQO/m²dia, carga próximo à encontrada durante o monitoramento das características do esgoto afluyente. Para correto funcionamento desse tipo de sistema *wetland*, a taxa de aplicação deve ser menor do que 40 gDQO/m².d segundo Sezerino (2006), assim, é possível afirmar que o sistema opera em condições satisfatórias durante o *start up*, próximo ao previsto em projeto.

5.5. Remoção da Matéria Orgânica

Na Figura 15 é apresentado o comportamento temporal de remoção de DQO, bem como a variação da eficiência de remoção em cada amostra, na Figura 16 é apresentado um diagrama de caixas (*box plot*) que apresenta a dispersão dos dados coletados. Os dados completos de DQO são apresentados no Apêndice B.

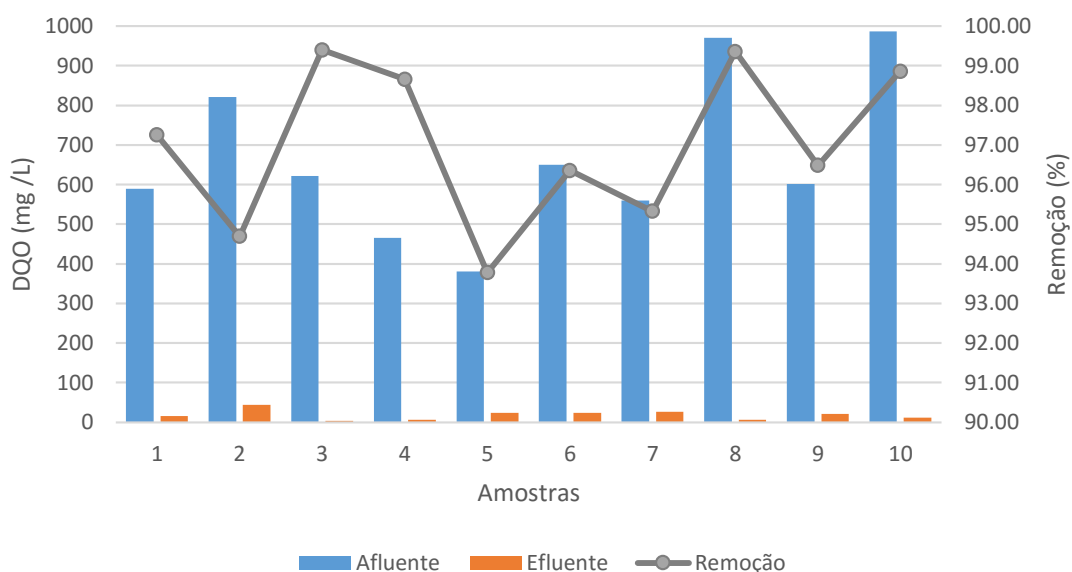


Figura 15 - Variação temporal de DQO afluente, efluente e percentual de remoção

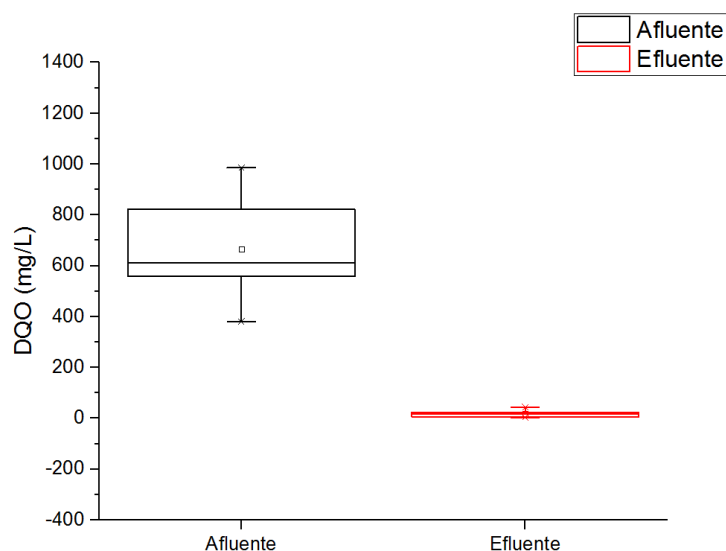


Figura 16 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a dispersão de valores de DQO do afluente e efluente

Durante o período de monitoramento, às concentrações médias de DQO do esgoto afluente foram de 664 mg L^{-1} , a concentração máxima apresentada foi de 986 mg L^{-1} e a mínima de 380 mg L^{-1} , indicando assim uma grande variação desse parâmetro, como pode ser visto no *box plot*, visto que a geração e características do afluente dependem da dinâmica do restaurante universitário.

Quanto a DQO do efluente tratado no sistema *wetland*, sua concentração média registrada foi 18 mg L^{-1} , com máxima de 43 mg L^{-1} e mínima de 3 mg L^{-1} .

As concentrações de saída se apresentaram uma dispersão de valores mais uniformes do que a de entrada, de acordo com a Figura 16.

A eficiência de remoção de DQO, ou porcentagem de remoção não apresentou grande variação, permanecendo em todos os testes acima de 93%. A média de remoção apresentada foi de 97,02%, com máxima de 99,4% e mínima de 93,78%, referente à concentração afluente de 380 mg L⁻¹.

Não foi possível observar um padrão nas eficiências de remoção, contudo, é possível inferir que o sistema possui capacidade de se adaptar às grandes variações de entrada, apresentando altas eficiências de remoção, apesar de ter operado por apenas 38 dias. Tal capacidade é observada quando analisado a amostra 10, referente ao dia 24/05/2016, na qual a DQO afluente foi de 986 mg L⁻¹, a maior encontrada durante o monitoramento, e a efluente de 11 mg L⁻¹, abaixo da média global encontrada, apresentando remoção de 98,8% de DQO, evidenciando a capacidade de tratamento físico químico do maciço filtrante.

Santos (2015) operou um sistema *wetland* construído de fluxo vertical de fundo saturado com esgoto com concentrações médias de DQO afluente de 700 mg/L, obtendo 76% de eficiência média de remoção, a mesma apresenta que o sistema foi operado apenas 42 dias, logo a baixa eficiência estaria relacionada ao período de *start-up* do sistema.

O mesmo não foi observado neste trabalho, visto que o sistema apresentou altas eficiências de remoção de DQO desde a primeira amostragem, evidenciando condições operacionais adequadas durante o período de *start-up*.

Ressalta-se que os valores de DQO efluente foram estimados a partir de uma curva de calibração onde a concentração mínima de DQO era de 80 mg L⁻¹, sendo assim, para obtenção dos dados de saída menores que 80 mg L⁻¹, foi necessário a aproximação dos dados à curva.

5.6. Fósforo

Segundo Philippi e Sezerino (2004) as moléculas de fósforo encontradas em efluentes são tanto na forma orgânica – proteínas, lipídios e aminoácidos, como na forma inorgânica – ortofosfatos e polifosfatos. Os ortofosfatos (PO₄³⁻, HPO₄²⁻, H₂PO₄⁻, H₃PO₄) são mais facilmente disponíveis ao metabolismo biológico sem maiores quebras.

Devido a origem do esgoto tratado no sistema (maior contribuição de uma cozinha industrial) acredita-se que grande parte do fosfato encontrado no afluente seja originado a partir da utilização de detergentes, os quais apresentam tripolifosfatos de sódio (STPP) em sua composição. A Resolução CONAMA Nº 359/2005 define a concentração máxima de STPP de 10,99% por formulação, e fósforo total de 4,8%.

Rigoti et al (2007) apresenta que o teor de STPP em detergentes pode ser reduzido a partir da introdução de zeólitas na formulação, em virtude de sua estrutura molecular uniforme, apresentando canais internos capazes adsorver Ca^{2+} e Mg^{2+} .

Na Figura 17 é apresentado o comportamento temporal da concentração de fosfato solúvel bem como a variação da eficiência de remoção em cada amostra, na Figura 18 é apresentado um diagrama de caixas (*box plot*) que apresenta a dispersão quantitativa dos dados. Devido a dificuldades com a metodologia de fosfato total, o mesmo não foi realizado, apenas fosfato solúvel, o qual desconsidera o fósforo presente na matéria em suspensão. Os dados completos de fosfato são apresentados no Apêndice B.

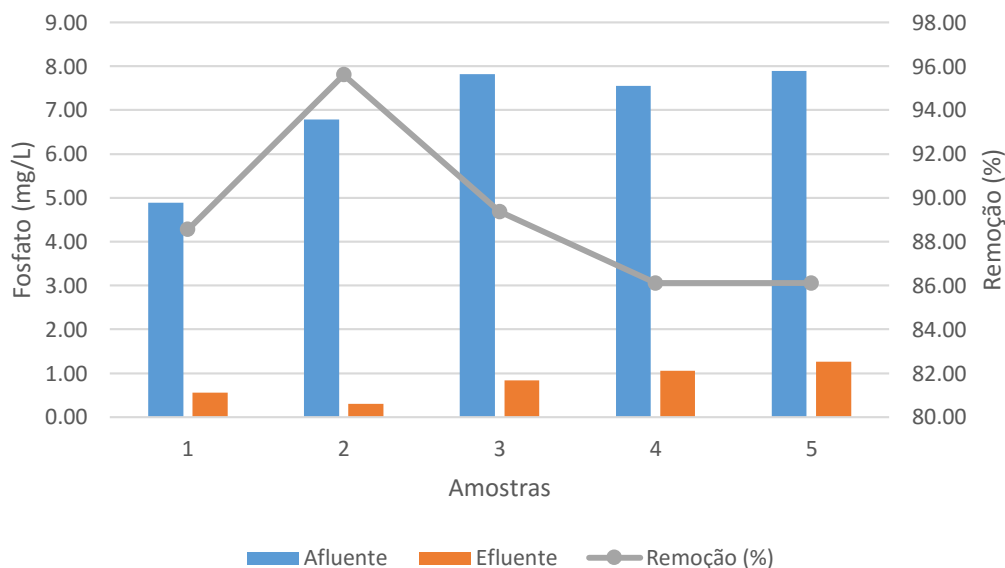


Figura 17 - Variação temporal da concentração de fosfato no afluente, efluente e o percentual de remoção

A análise de fosfato solúvel mostrou que o afluente continha concentração média de 7 mg L^{-1} , com concentração máxima de $7,89 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $4,89 \text{ mg L}^{-1}$. Após tratamento, foram observadas concentrações médias de $0,8 \text{ mg L}^{-1}$, com

máxima de 1,26 mg L⁻¹ e mínima de 0,38 mg L⁻¹. Foi observada eficiência média de remoção de 89,15%.

Baskar et al (2014), operaram um sistema vertical sem leito submerso, com concentração de entrada de 2,25 mg L⁻¹ de fosfato e obteve eficiência de remoção de 77% com tempo de detenção de 8 dias.

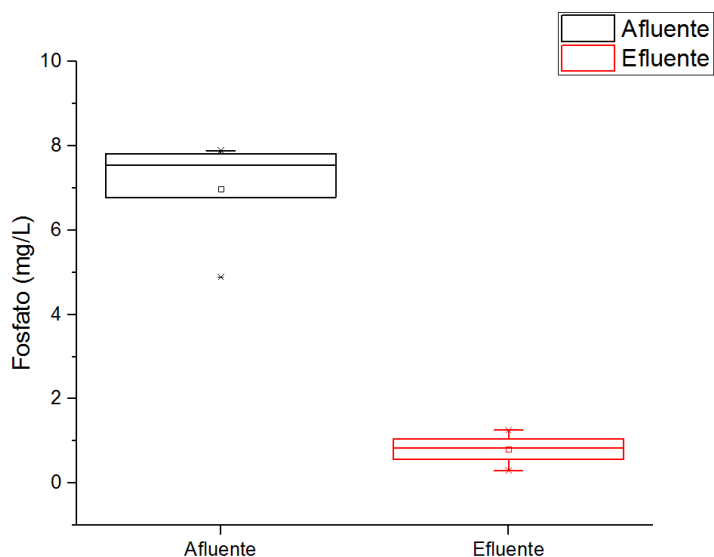


Figura 18 - Diagrama de caixas (*box plot*) mostrando a dispersão de valores de fosfato no afluente e efluente

A análise da dispersão dos dados permite visualizar que a dispersão dos resultados foi maior na entrada, visto que é comum considerando as características próprio do esgoto utilizado.

5.7. Sólidos totais e suspensos

O comportamento temporal da concentração de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixo afluentes e efluentes são apresentados na Figura 19. Os dados completos da série de sólidos totais e de sólidos suspensos encontra-se no Apêndice B.

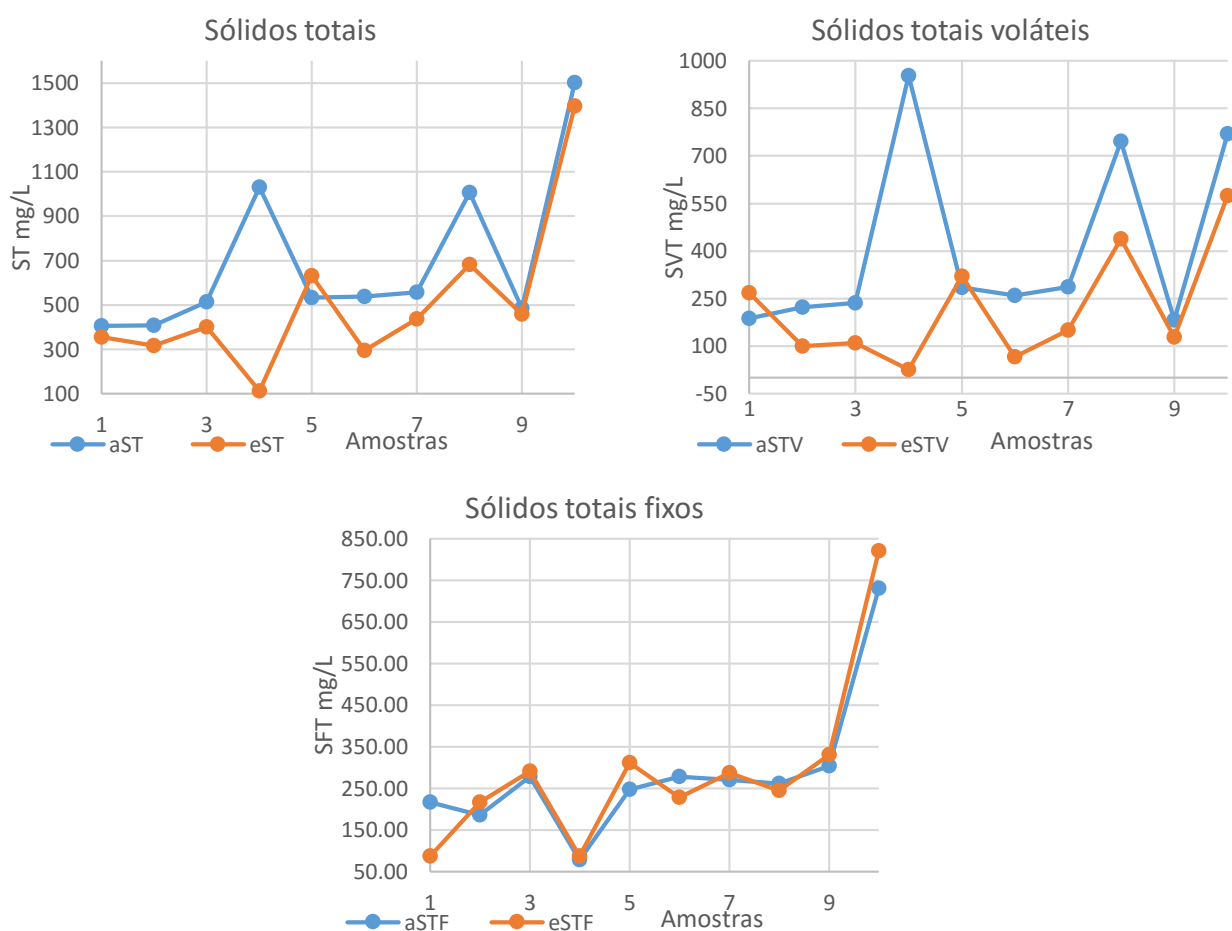


Figura 19 - Séries temporais das concentrações de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos

Os sólidos totais possuem composição aproximada de 59,1% de materiais orgânicos voláteis e 40,9% de materiais fixos.

Obteve-se médias afluentes de 697,9 mg L⁻¹ de ST, 412,91 mg L⁻¹ de STV e 285 mg L⁻¹ de STF. As eficiências de remoção encontradas foram baixas, 25,75% ST, 38,1% STV e 1,19% STF, constatando assim que o sistema não é eficiente na

remoção de sólidos totais do efluente. Ressalta-se que em algumas análises foi observada uma maior concentração de sólidos na saída do sistema do que a de entrada. Decezaro (2016) comenta que maiores concentrações de ST no efluente do que no afluente podem estar relacionadas a liberação de material inorgânico dissolvido no sistema.

Na Figura 20 é apresentado o *box plot* das concentrações.

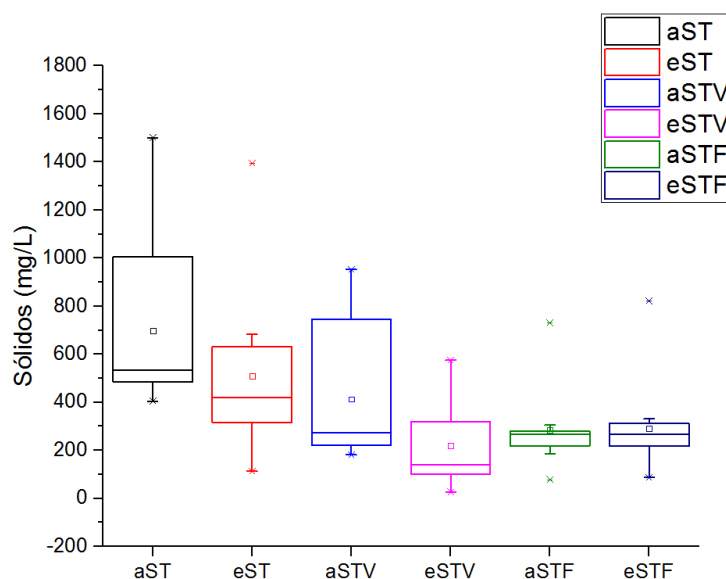


Figura 20 - Box plot das séries de sólidos totais para afluente e efluente

Constata-se que a concentração dos sólidos de entrada variou mais do que as de saída, contudo, quando analisado os sólidos fixos, observa-se comportamento contrário, sólidos de saída com maior variação do que a entrada.

Na Figura 21 são apresentadas as séries temporais de concentração afluente e efluente dos sólidos suspensos, sendo eles totais, fixos e voláteis.

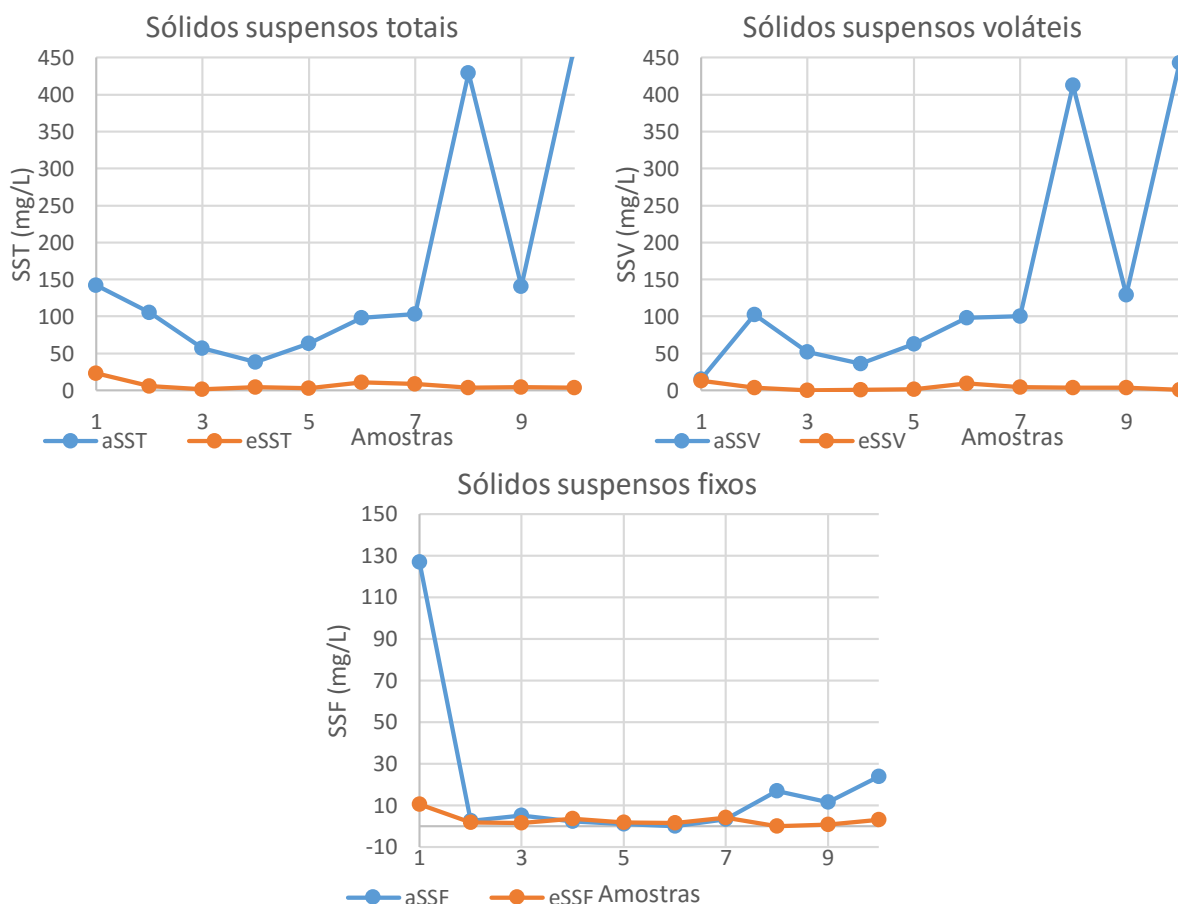


Figura 21 - Séries temporais das concentrações de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos

A composição aproximada dos SST foi de 88,2% de materiais orgânicos voláteis e 11,8% de materiais fixos.

Contrariamente aos sólidos totais, os sólidos suspensos totais apresentaram grande eficiência de remoção, 92,9%, com concentrações médias de entrada de 164,41 mgSST/L, e 6,88 mgSST/L de saída. É possível observar que mesmo com grandes cargas de entrada, como a encontrada na amostra 8 (429,49 mgSST/L), o sistema manteve sua eficiência de remoção e reduziu a concentração para 3,66 mgSST/L na saída, evidenciando assim seu ótimo comportamento na remoção de sólidos suspensos.

Silveira et al. (2015), também obtiveram alta taxa de remoção de sólidos suspensos (88%) utilizando altura de saturação de leito semelhante à utilizada neste estudo.

O mesmo comportamento se deu a série temporal de sólidos suspensos voláteis, o qual apresentou taxa de remoção de 87,47% durante o período de monitoramento, com média afluente de 145,11 mgSSV/L e média efluente 4,07 mgSST/L.

Sólidos suspensos fixos apresentaram pico máximo na primeira amostragem do sistema, referente ao primeiro dia de operação, com valor máximo de 127 mgSSF/L. Esta categoria de sólidos apresentou baixa taxa de remoção, 29,56%. Durante o monitoramento, algumas amostras apresentaram maiores concentrações de SSF na saída do sistema, como a amostra 5 que apresentou aumento de 69,3%, contradizendo este comportamento foi observado altas taxas de remoção em algumas amostras como a amostra 8, com remoção de 100% e a amostra 9, apresentando 92,76% de remoção.

Na Figura 22 é apresentado o *box plot* completo das séries de sólidos.

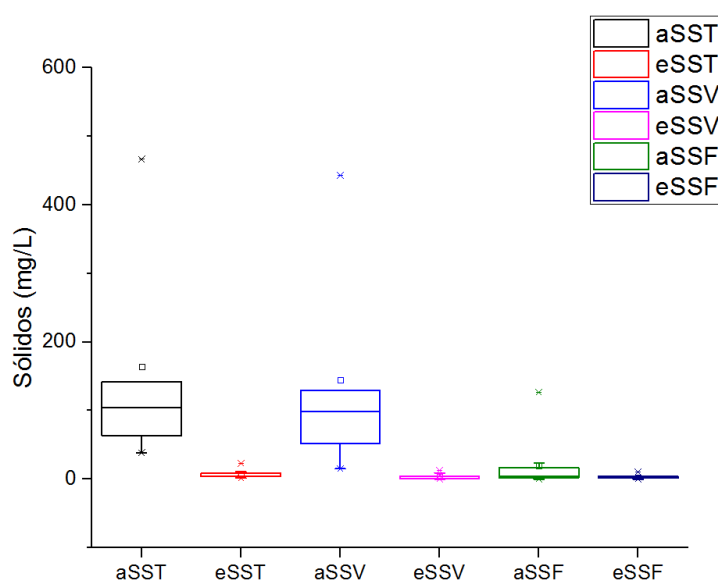


Figura 22 - Box plot das séries de sólidos suspensos para afluente e efluente

A análise estatística dos dados permite se afirmar que a dispersão das concentrações de sólidos suspensos é maior na entrada do sistema, assim, a saída do sistema apresentou concentrações semelhantes durante todo o monitoramento do sistema. Tal eficiência é característica do maciço filtrante, e de sua capacidade de retenção de sólidos.

5.8. Alcalinidade e pH

As Figuras 23 e 24 apresentam os gráficos evolutivos de alcalinidade e o padrão de dispersão dos valores, respectivamente. Os dados completos de alcalinidade são apresentados no Apêndice B.

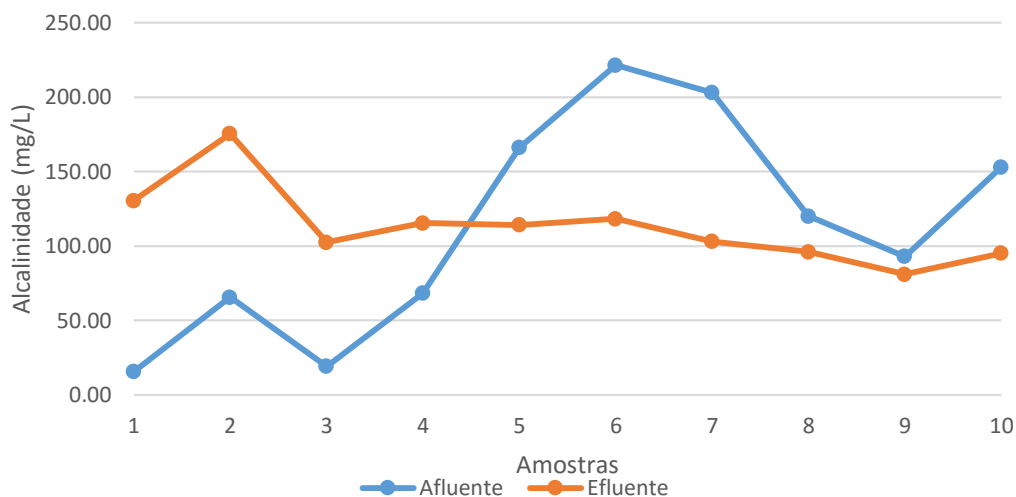


Figura 23 - Série temporal de alcalinidade para o esgoto afluente e efluente

Quando analisado a variação da alcalinidade, observa-se que às primeiras duas análises apresentavam alcalinidade de saída superior às de entrada, e no todo da curva, se apresentam acima da média dos outros dados. Esse fato pode ser relacionado a lavagem e dissolução do maciço filtrante, composto de rochas e areia, ocasionando a liberação de carbonatos no efluente durante as primeiras aplicações de afluente. A partir da terceira amostragem, a alcalinidade de saída não apresentou grandes variações.

A alcalinidade do afluente apresentou média de $112,6 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 , com mínimo de $15,75 \text{ mg L}^{-1}$ e máximo de $221,59 \text{ mg L}^{-1}$. A análise do efluente apresentou concentração média semelhante à de entrada, $113,18 \text{ mg L}^{-1}$, com mínima de $81,02 \text{ mg L}^{-1}$, e máxima de $175,43 \text{ mg L}^{-1}$, contudo, a dispersão de valores do efluente se apresentou com menores variações que a do afluente, como pode ser visto na Figura 24.

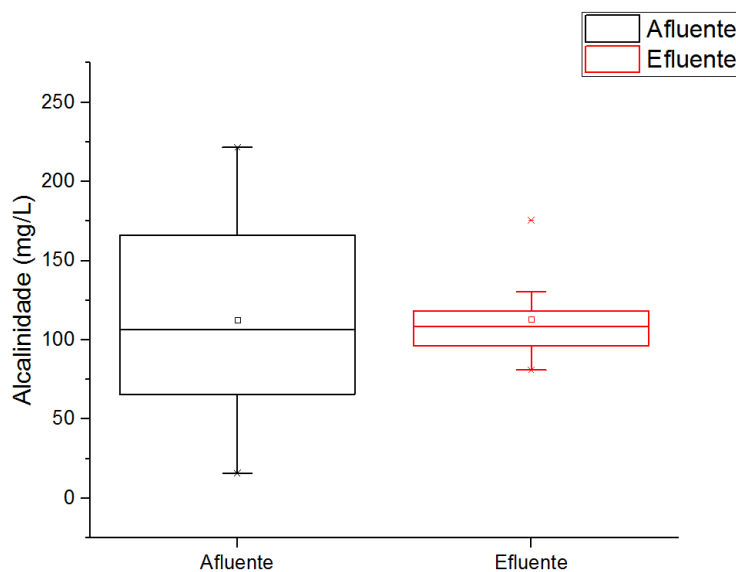


Figura 24 - Box plot representando a dispersão de valores de alcalinidade obtidos no monitoramento

A análise do *box plot* permite se observar que as variações dos valores de alcalinidade de entrada foram maiores que a de saída, assim, o sistema *wetland* tem efetuado um trabalho constante, mantendo a alcalinidade de saída com variações pequenas, contribuindo para o controle do pH.

Espera-se que ao longo da operação do sistema, a alcalinidade de saída se reduza como um indicativo da ocorrência do processo de nitrificação, Kadlec (1996) apresenta que aproximadamente $7,14 \text{ mg L}^{-1}$ de alcalinidade na forma de CaCO_3 são consumidos para cada mg L^{-1} de N-NH_4 nitrificado, e USEPA (1993), relata que a redução de alcalinidade em sistemas *wetlands* são na faixa de $6,3$ a $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ de CaCO_3 por mg L^{-1} de nitrogênio amoniacal oxidado.

As Figuras 25 e 26 apresentam os gráficos evolutivos de pH e o padrão de dispersão dos valores, respectivamente. Os dados completos de pH são apresentados no Apêndice B.

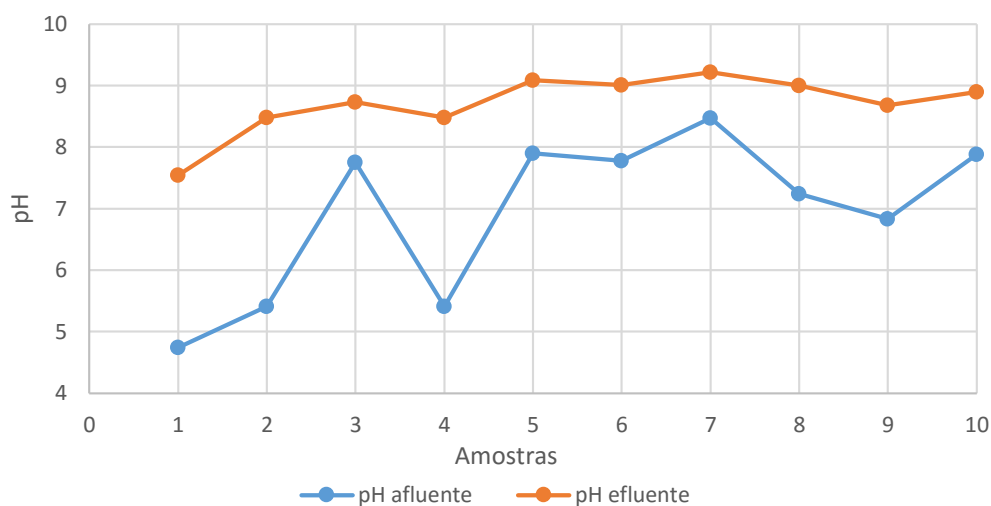


Figura 25 - Série temporal de pH para esgoto afluente e efluente

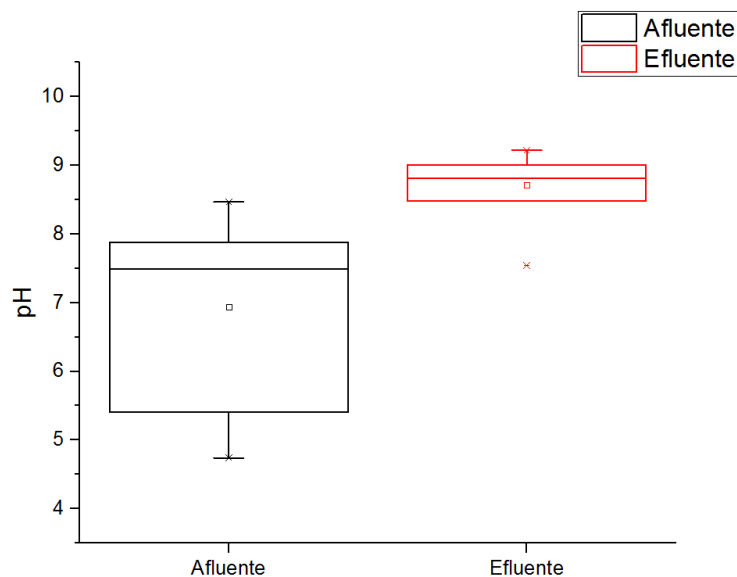


Figura 26 - Box plot representando a dispersão de valores de pH obtidos no monitoramento

Na Figura 25, observa-se a capacidade do sistema em aumentar o pH do efluente, mantendo o pH de saída acima de 7,54, menor valor encontrado durante o

monitoramento e referente ao primeiro dia de operação do sistema na qual o afluente aplicado se apresentava com pH 4,74, também o menor pH afluente constatado.

O afluente obteve valor médio de 6,94, variando de ácido à neutro, enquanto o efluente apresentou pH médio de 8,71, variando de neutro à básico.

Metcalf e Eddy (2003) apresentam que a faixa ideal de pH para tratamento biológico é de 6 a 9, faixa alcançada em apenas 70% dos dados monitorados de pH do afluente.

É possível observar que as duas curvas possuem comportamentos semelhantes, apresentando as mesmas variações de acordo com o pH de entrada, porém a curva de saída se apresenta com variação menor, resistindo assim às grandes variações do pH afluente.

5.9. Atendimento aos padrões de lançamento de efluentes

A fim de se comparar as eficiências de remoção e características encontradas durante o monitoramento do sistema com aquelas requeridas pela legislação vigente, foi realizado o levantamento dos padrões de lançamentos em âmbito federal e estadual (Tabela 7), representados aqui pela CONAMA 430/2011 e pela Resolução SEMA 20/2009 do estado do Paraná, respectivamente.

Apesar de tais legislações apresentarem outros itens a serem atendidos, foram selecionados apenas aqueles semelhantes aos testes efetuados. Não foram encontrados padrões de lançamento para alcalinidade e fósforo total.

Tabela 7 - Padrões de lançamento requeridos pela legislação e pertinentes às análises realizadas

Parâmetro	CONAMA 430/2011	Resolução SEMA 20/2009	Características do efluente
DQO	-	Até 225 mg L ⁻¹	18,18 mg L ⁻¹
Sólidos totais em suspensão	Remoção de 20%	-	6,88 mg L ⁻¹ com 92,9% de remoção
pH	5 a 9	-	7,54 a 9,22

É possível constatar que o efluente atende aos parâmetros de DQO e SST definidos pela legislação vigente, contudo, o pH se apresentou acima do máximo

permitido pela CONAMA 430/2011 em 30% das análises, ou seja, para lançamento em corpo d'água receptor seria necessário o ajuste do pH do efluente.

5.10. Comparativo com outros estudos

Com objetivo de se comparar a eficiência do sistema operado com outros trabalhos já realizados na área, são apresentados no Quadro 3 outros estudos que envolveram *wetlands* construídos de fluxo vertical com fundo saturado realizado por outros autores, bem como as eficiências de remoção obtidas.

Autor(es)	Localização	Altura de saturação	Macrófita	Eficiências de remoção (%)		
				DQO	SST	P-PO ₄ ³⁻
Este estudo	Londrina (PR), Brasil	25 cm	<i>Heliconia rostrata</i>	97	92	89
Freitas (2015)	Florianópolis (SC), Brasil	40 cm	<i>Typha domingensis</i>	87	96	86
Kim <i>et al.</i> (2014)	Vercia, França.	40, 60 a 75	<i>Phragmites australis</i>	94	98	59
Santos (2015)	Florianópolis (SC), Brasil	40 cm	<i>Typha domingensis</i>	76	75	81

Quadro 3 - Comparativo entre o sistema operado e outros estudos utilizando *Wetland* construído de fluxo vertical com fundo saturado.
Adaptado de: Freitas (2015)

Constata-se que o presente estudo empregou a menor altura de saturação do maciço filtrante dentre os estudos apresentados, porém obtendo maiores médias de remoção nos parâmetros DQO e fosfato. Kim *et al.* (2014), obteve remoção de 98,8% de sólidos suspensos totais, utilizando um sistema de dois estágios, aumentando assim a capacidade de retenção de sólidos.

O sistema operado neste estudo apresentou ótimos resultados de remoção dentre os parâmetros levantados acima, DQO, SST e fosfato.

6. CONCLUSÃO

Com base no monitoramento dos 38 (trinta e oito) primeiros dias de operação de um sistema *wetland* construído de fluxo vertical com leito parcialmente saturado no tratamento de efluente gerado pelo restaurante da universidade, pode-se concluir:

- Quanto ao desempenho do sistema na remoção de poluentes:

O sistema obteve eficiências de remoção global de 97% para DQO, 89% para P-PO₄³⁻ solúvel, 25% para sólidos totais e 92% para sólidos suspensos. Além disso, o sistema foi capaz de manter boa eficiência mesmo sob grandes cargas afluentes.

Quanto ao atendimento dos padrões de lançamento de efluente definidos pelas legislações federais e estaduais, o sistema foi capaz de atender os padrões de DQO e SST em todos os monitoramentos, enquanto o pH do efluente se apresentou dentro dos padrões em 70% das amostras.

As condições operacionais adotadas na etapa de *start up* do sistema se mostraram favoráveis para a remoção de material orgânico e fosfato, e conclui-se que o sistema proposto se apresentou eficiente na remoção de nutrientes.

- Quanto às plantas utilizadas no sistema:

A *Heliconia rostrata* utilizada no sistema apresentou dificuldades de adaptação ao novo meio. Acredita-se que a dificuldade se deu devido ao método de transplante das plantas, o qual não permitia a remoção do indivíduo com o sistema radicular intacto.

- Quanto a operação do sistema:

O sistema requer verificação diária para aferir nível do reservatório, funcionamento da bomba, funcionamento e programação do ativador da bomba, efetuar a retirada de algum material estranho que venha a se depositar sobre o sistema e a verificação do estado das plantas.

Tendo em vista a eficiência de remoção de poluentes encontrada, a dinâmica do sistema e o atendimento aos padrões exigidos em Lei, pode-se concluir que o

sistema *wetland* construído de leito parcialmente submerso é uma alternativa viável para o tratamento de efluentes em locais que não possuam rede de esgoto.

7. RECOMENDAÇÕES

Após o monitoramento do sistema em seu *start-up*, e tendo em consideração os dados obtidos, recomenda-se:

- Manter o monitoramento físico químico semanalmente a fim de se avaliar a evolução do comportamento do sistema ao longo do tempo, inclusive durante diferentes estações;

- Avaliar o desempenho do sistema quando utilizado outra altura de saturação de leito, a fim de se determinar qual altura apresenta a melhor eficiência de remoção de poluentes;

- Realizar hidrogramas a fim de se avaliar o efeito do acúmulo de sólidos e crescimento de biofilme no processo de colmatação do maciço filtrante;

- Realizar análise de fosfato total;

- Estudar a remoção de coliformes totais e outros organismos de interesse bacteriológico;

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7217**: Agregados – Determinação da composição granulométrica. Rio de Janeiro, 1987.

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10664**: Águas – Determinação de resíduos (sólidos) – Método gravimétrico. Rio de Janeiro, 1989.

AXLER, R., HENNECK, J., & MCCARTHY, B. Residential subsurface flow treatment wetlands in northern Minnesota. **Water Science and Technology**, 345-352. 2001.

BASTVIKEN, S. **Nitrogen removal in treatment wetlands – Factors influencing spatial and temporal variations**. Linkoping, Sweden: 2006.

BEGOSSO, L. et al. Configuração de wetlands construídos para o tratamento de água cinza. **XVIII Simpósio brasileiro de recursos hídricos**, 2009.

BIUDES, J. F. V. **Uso de wetlands construídas no tratamento de efluentes de aquicultura**. Tese (Doutorado) Universidade Estadual Paulista - UNESP, Jaboticabal. 2007.

BOUTIN, C., LIÉNARD, A. Constructed wetlands for the treatment of raw wastewater: the French experience. **Water Practice & Technology**, 2003.

BOYD, C. H. **Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetlands for on-Site Wastewater Treatment Area**. 2006.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº359, de 29 de abril de 2005. Dispõe sobre a regulamentação do teor de fósforo em detergentes em pó para uso em todo o território nacional e dá outras providências. **Diário Oficial [da] Republica Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 2005.

BRIX, H. Wastewater treatment in constructed wetlands: system design, removal processes and treatment performance. In: **Constructed Wetlands for Water Quality Improvement**. p. 9–22. 1993.

BRIX, H. **Functions of macrophytes in constructed wetlands** *Water Science and Technology*. 1994.

BRIX, H., ARIAS, C. A., & DEL BUBBA, M. Media selection for sustainable phosphorus removal in subsurface flow constructed wetlands. **Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, 47-54. 2001.

BRIX, H., ARIAS, C. The use of vertical flow constructed wetlands for on-site treatment of domestic wastewater: new Danish guidelines. **Ecol. Eng.** **25**, 491–500. 2005

CHAVES, L. da C. D.. **Estudo da Cinética de Formação de Biofilmes em Superfície em Contacto com Água Potável**. Universidade do Minho – Escola de Engenharia – Departamento de Engenharia Biológica, 2004.

COOPER, P.F., JOB, G.D., GREEN, M.B., SHUTES, R. B. E. **Reed Beds and constructed Wetlands for wastewater treatment**. 1996.

CRISTINA, S. “Wetlands Construídos ” De fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos. Tese (Doutorado em tecnologia ambiental e recursos hídricos). Universidade de Brasília, 2007.

CRITES, R.W., MIDDLEBROOKS, E.J., BASTIAN, R.K., REED, S. C. **Natural wastewater treatment systems**. Second Edi ed. Boca Raton FL: CRC Press, 2014.

CULLER, H. F. **Formação de Biofilme por *Escherichia coli* enteropatôgena atípica**. São Paulo: USP, 2010. 32 p. Tese (Mestrado) – Programa de Pós Graduação Interunidades em Biotecnologia USP/Instituto Butantan/IPT.

DAVISON, L., HEADLEY, T., & PRATT, K. Aspects of design, structure, performance and operation of reed beds-eight years' experience in northeastern New South Wales, Australia. **Water Science and Technology: A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, 51(10), 129-138. 2005.

DECEZARO, S., T. **Nitrificação e remoção de matéria orgânica carbonácea e sólidos de efluente doméstico em Wetland construído de fluxo vertical**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Maria. Rio Grande do Sul, 2016.

DRIZO, A., FROST, C. A., SMITH, K. A., & GRACE, J. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. **Water Science and Technology**, 35(5), 95-102. 1997.

FORBES, M. G., DICKSON, K. L., SALEH, F., WALLER, W. T., DOYLE, R. D., & HUDAK, P. Recovery and fractionation of phosphorus retained by lightweight expanded shale and masonry sand used as media in subsurface flow treatment wetlands. **Environmental Science & Technology**, 39(12), 4621-4627. 2005.

FREITAS, M. **Avaliação do start up de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Trabalho de conclusão de curso. UFSC, Florianópolis, 2015.

GOOD, B.J., PATRICK, J. R. **Root-water-sediment interface processes. In: Aquatic plants for water treatment and resource recovery**. Orlando, FL: Magnolia Publishing Inc., 1987.

GOTTSCHALL, N. et al. The role of plants in the removal of nutrients at a constructed wetland treating agricultural (dairy) wastewater, Ontario, Canada. **Ecological Engineering**, v. 29, n. 2, p. 154–163, 2007.

GREINER, R. W.; DE JONG, J. **The Use of Marsh Plants for the Treatment of Waste Water in Areas Designated for Recreation and Tourism** RIJP Report No. 225. Lelystad, The Netherlands. 1984.

HERRERA MELIAN, J.A., MARTIN RODRIGUEZ, A.J., ARA NA, J., GONZALES DIAS, O., GONZALES HENRIQUEZ, J.J. Hybrid constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in the Canary Islands. **Ecological Engineering** 36, 2010.

HUA, S. C. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment**. Petaling Jaya Selangor. 2003.

IAPAR. Instituto Agrônômico do Paraná. **Cartas climáticas do Paraná**. Disponível em: <http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=677>. Acesso em: 16 maio, 2016.

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

JOHNSTON, C. A. Sediment and nutrient retention by freshwater wetlands: effects on surface water quality. **Critical reviews in Environment Control**, v. 21, p. 461–565, 1991.

KADLEC, R. H.; REDDY, K. R. **Temperature Effects in Treatment Wetlands** **Water Environment Research**, 2001. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/25045537>>

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

KOOTTATEP T, POLPRASERT, C., OANH, N. T. K., HEINSS, U., MONTANGERO, A. E STRAUSS (2001). “Potentials of vertical-flow constructed wetlands for septage treatment in tropical regions”. Water e Sanitation in Developing Countries. **SANDEC. Publications of the Programme on Faecal Sludges Management**, 2001 Disponível em: <http://www.sandec.ch/Publications/PublicationsHome.htm#FSM>. Acesso em: 27 de outubro de 2015.

KUSCHK, P., WIEBNER, A., KAPPELMEYER, U., WEIBRODT, E., KASTNER, M., & STOTTMEISTER, U. Annual cycle of nitrogen removal by a pilot-scale subsurface horizontal flow in a constructed wetland under moderate climate. **Water Research**, v. 37, p. 4236–4242, 2003.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **Modelagem do desempenho de wetlands construídas**. Tese (Mestrado em Engenharia Hidráulica e sanitária). Universidade de São Paulo, 2001.

LENS, P.; ZEEMAN, G.; LETTINGA, G. **Decentralised sanitation and reuse: Concepts, systems and implementation**. London: IWA Publishing. 2001. 650 p.

LIÉNARD, A., BOUTIN, C. AND ESSER, D. FRANCE. **Constructed wetlands for wastewater treatment in Europe**,. Backhuys Publishers, Leiden, Netherlands, 1998.

LIÉNARD, A. Domestic wastewater treatment in tanks with Emergent Hydrophytes: latest results of a recent plant in France, **Wat. Sci. Tech.**, 19 1987.

LUDERITZ, V., & GERLACH, F. **Phosphorus removal in different constructed wetlands**. *Acta Biotechnologica*, 22(1-2), 91-99. 2002

MANDER, U., KUUSEMETS, V., LOHMUS, K., MAURING, T., TEITER, S., & AUGUSTIN, J. Nitrous oxide, dinitrogen and methane emission in a subsurface flow constructed wetland. **Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 48(5), p. 135–142, 2003.

MASI, F., MARTINUZZI, N., 2007. Constructed wetlands for the Mediterranean countries: hybrid systems for water reuse and sustainable sanitation. **Desalination** **215**, 2007.

MENDONÇA, L.C. **Microbiologia e cinética de sistemas de lodos ativados como pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio de leito expandido**. 184p. Tese (Doutorado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos. 2002.

MENA, J. A. **Design of horizontal and vertical subsurface flow constructed wetlands treating industrial wastewater**. v. 111, p. 555–564, 2008.

METCALF, E. **Wastewater Engineering**. Third Edition. McGraw-Hill Inc. New York, NY. 1991.

METCALF & EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse**. 4. ed. Singapore: McGraw-Hill Book Co, 2004.

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

MOLLE, P., LIÉNARD, A., GRASMICK, A.; IWEMA, A. Effect of reeds and feeding operations on hydraulic behavior of vertical flow constructed wetlands under hydraulic overloads. **Water Research**, v. 40, n. 3, p. 606– 612, 2006.

MOELLER, D. W. In Dade W. Moeller (Ed.), **Environmental health** (Third Edition). Cambridge, Massachusetts: Harvard University Press. 2005.

MONTEIRO, R. C. M. **Viabilidade técnica do emprego de sistemas tipo “wetlands” para tratamento de água cinza visando o reuso não potável**. Dissertação de mestrado. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária. São Paulo, 2009.

- NASCIMENTO, L. A. et al. **Validação de um modelo de dimensionamento de wetlands de macrófitas aéreas para separação água-óleo**. p. 1–7, 2010.
- NOORVEE, A., POLDVERE, E. & MANDER, Ü., The effect of a vertical flow filter bed on a hybrid constructed wetland system. **Wat. Sci. and Tech.**, 51 (9), pp. 137-144, 2005.
- PAING, J. et al. Effect of climate, wastewater composition, loading rates, system age and design on performances of French vertical flow constructed wetlands: A survey based on 169 full scale systems. **Ecological Engineering**, v. 80, p. 46–52, 2015.
- PELISSARI, C. et al. Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA). **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais (GESTA)**, v. 1, n. 2, p. 223–233, 2013.
- PENG, L. et al. Effects of plants and temperature on nitrogen removal and microbiology in a pilot-scale integrated vertical-flow wetland treating primary domestic wastewater. **Ecological Engineering**, v. 64, p. 285–290, 2014.
- PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no Tratamento de Águas Residuárias: Utilização de Filtros Plantados com Macrófitas**. Florianópolis: Edição do Autor, 2004.
- PICANÇO, A. P. et al. **Avaliação da atividade biológica do biofilme formado em materiais suportes de filtros anaeróbios de fluxo ascendente**. 21º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. 2003
- PLATZER, C. **Design recommendations for subsurface flow constructed wetlands for nitrification and denitrification** *Water Science and Technology*. 1999.
- PNSB – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. **Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Instituto de Geografia e Estatística – IBGE. Diretoria de Pesquisa. Departamento de População e Indicadores Sociais**. Rio de Janeiro. 2008.
- QUINONEZ-DIAZ, M. J., KARPISCAK, M. M., ELLMAN, E. D., & GERBA, C. P. Removal of pathogenic and indicator microorganisms by a constructed wetland receiving untreated domestic wastewater. **J. Environ. Sci. Health. A. Tox. Hazard. Subst. Environ. Eng.**, 36(7). 2001.

RIGOTI, E. MIOTTO, N., SUTILI, F., PENHA, F., PERGHER, S. **Teste de detergência: estudo da influência da zeólita A como coadjuvante em formulação de detergentes**. 31ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química. 2007.

SALATTI, E. Utilização de sistemas de de Wetlands construídas para tratamento de águas. **Instituto Biológico**, v. 1/2, n. 1993, p. 113–116, 2003.

SANTOS, M. O.. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. Dissertação (mestrado). Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, Santa Catarina. 2015.

SARAFRAZ, S.; MOHAMMAD, T. A.; LIAGHAT, A. Wastewater Treatment Using Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland. **American Journal of Environmental Sciences**, v. 5, n. 1, p. 99–105, 2009.

SEIDEL, K. **Macrophytes and water purification**. In: Tourbier, J., Pierson, R.W. (Eds.), *Biological Control of Water Pollution*. Pennsylvania University Press, Philadelphia, pp. 1976.

SEZERINO, P. H., PHILIPPI, L. S. **Filtro plantado com macrófitas (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais - critérios para dimensionamento**. p. 1–12, 2013.

SENGEWEIN, H.G. Das Sauerstoff-Belebungsverfahren: Abwasserreinigung mit Reinem Sauerstoff. **Academia-Verl. Richarz**. St. Augustin. 1989.

SILVA, S. C. **Wetlands Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos**. Tese de Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Publicação, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 205p. 2007.

TANNER, C.C., KADLEC, R.H., GIBBS, M.M, SUKIAS, J.P.S., & NGUYEN, M. L. . Nitrogen processing gradients in subsurface-flow treatment wetlands - influence os wastewater characteristics. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 499–520, 2002.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. *Ambiente Construído*, Porto Alegre, v.15, n.4, p. 351-367, out./dez. 2015.

US ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. National water quality inventory: 1998 report to congresso. No. report EPA 305(b)). Washington, DC: **US Environmental Protection Agency**. 1998.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. Constructed Wetland Treatment of Municipal Wastewater, **U.S. Environmental Protection Agency**: Cincinnati, 2000.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. **Wastewater Technology Fact Sheet**. **Environmental Protection Agency**. Washington D.C. 2000.

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY - **USEPA**. Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC, 1993.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment**. London: IWA Publishing, 208 p., Vol 2, 2007.

VYMAZAL, J. The use of hybrid constructed wetlands for wastewater treatment with special attention to nitrogen removal: A review of a recent development. **Water Research**, v. 47, n. 14, p. 4795–4811, 2013.

VYMAZAL, J., BALCAROVA, J., & DOUSOVA, H. Bacterial dynamics in the subsurface constructed wetland. **Water Science and Technology : A Journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 44(11-12), p. 207–209, 2001.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment** **380**. 2007.

XAVIER, J. B. et al. **Monitorização e modelação da estrutura de biofilmes**. Biomatemática - Modelação da estrutura de Biofilmes. S/D.

WIESMANN, U. **Biological Nitrogen Removal from Wastewater**. in: Adv. in Biochemical Engineering. Biotechnology. Vol. 51. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg. 1994.

WOLVERTON, B.C. Aquatic plant/microbial filters for treating septic tank effluent. In: HAMMER, D.A. (Ed.). **Constructed wetlands for wastewater treatment. Municipal, industrial and agricultural**. Chelsea: Lewis Publishers, 1989.

APÊNDICE A – Dados do monitoramento climático

Data	Tmax (°C)	Tmin (°C)	Tmedia (°C)	Precipitação (mm)
19/04/2016	32,8	19,0	26,4	0
20/04/2016	33	18,8	26,2	0
21/04/2016	33,5	17,8	26,2	0
22/04/2016	33,6	19,8	27,0	0
23/04/2016	32,0	19,2	26,4	0
24/04/2016	32,7	19,4	25,8	0
25/04/2016	32,6	19,6	22,8	0
26/04/2016	19,8	17,2	16,8	50
27/04/2016	17,4	8,8	11,3	27.5
28/04/2016	16,3	5,2	11,6	0
29/04/2016	21,4	8,0	14,2	0
30/04/2016	23,2	9,8	15,2	0
1/5/2016	21,8	6,7	13,7	0
2/5/2016	24,4	7,0	16,0	0
3/5/2016	26,8	10,4	19,1	0
4/5/2016	27,2	12,2	20,0	0
5/5/2016	26,8	15,4	20,7	0
6/5/2016	-	15,6	19,0	0
7/5/2016	21,2	16,8	18,6	3.5
8/5/2016	18,7	17,6	17,9	28.6
9/5/2016	18,0	17,2	17,4	87.6
10/5/2016	19,6	16,0	17,6	31.8
11/5/2016	22,2	16,8	19,2	0
12/5/2016	24,3	17,2	20,4	0.5
13/05/2016	25,0	16,2	20,1	0
14/05/2016	24,5	14,8	19,1	0
15/05/2016	28,0	14,0	21,4	0
16/05/2016	24,2	19,8	19,3	9.2
17/05/2016	23,6	11,4	16,6	0
18/05/2016	15.8	12	14	13.5
19/05/2016	18.8	14	16.4	3.4
20/05/2016	24.8	14.4	19	0
21/05/2016	22.8	18	20.2	5.9
22/05/2016	21.8	20.4	16.8	0.4
23/05/2016	19	11	13.3	13.4
24/05/2016	20	8	13.9	0

Fonte: IAPAR, 2016.

APÊNDICE B – Resultados das análises físico químicas do sistema

Tabela B1 - Dados das análises de DQO afluente, efluente e porcentagem de remoção

Amostra	Data	DQO (mg L ⁻¹)		
		Afluente	Efluente	Remoção (%)
1	22/04	589.73	16.18	97.26
2	26/04	821.65	43.61	94.69
3	28/04	622.15	3.71	99.40
4	3/5/2016	465.05	6.22	98.66
5	5/5/2016	380.26	23.69	93.78
6	10/5/2016	649.58	23.66	96.36
7	12/5/2016	559.81	26.1	95.33
8	17/5/2016	971.27	6.213	99.36
9	18/05/2016	602.20	21.1	96.48
10	24/05/2016	986.23	11.2	98.86
Média		664.80	18.18	97.02
Desvio padrão		176.96	12.62	2.03
Mínimo		380.27	3.72	93.78
Máximo		986.23	43.61	99.40

Tabela B2 - Dados das análises de Fosfato solúvel afluente, efluente e porcentagem de remoção

Amostra	Data	Fosfato (mg L ⁻¹)		
		Afluente	Efluente	Remoção (%)
1	9/5/2016	4.89	0.56	88.56
2	12/5/2016	6.79	0.30	95.61
3	17/5/2016	7.82	0.83	89.37
4	19/5/2016	7.55	1.05	86.10
5	24/05/2016	7.89	1.26	86.10
Média		6.99	0.80	89.15
Desvio padrão		1.25	0.38	3.90
Mínimo		4.89	0.30	86.10
Máximo		7.89	1.26	95.61

Tabela B3 - Dados das análises de sólidos totais, sólidos totais voláteis e sólidos totais fixos do afluente e efluente

Amostra	Data	Sólidos totais (mg L ⁻¹)					
		aST	eST	aSTV	eSTV	aSTF	eSTF
1	22/04/2016	404.50	356.00	187.50	269.00	217.00	87.00
2	26/04/2016	408.50	316.00	222.50	99.50	186.00	216.50
3	28/04/2016	514.00	401.60	236.00	110.60	278.00	291.00
4	3/5/2016	1031.50	113.00	953.55	25.90	77.95	87.10
5	5/5/2016	532.50	631.50	285.00	320.00	247.50	311.50
6	10/5/2016	537.00	294.00	259.00	65.50	278.00	228.50
7	12/5/2016	557.50	437.50	287.50	151.00	270.00	286.50
8	17/5/2016	1006.50	683.00	745.50	439.00	261.00	244.00
9	18/05/2016	486.00	458.50	182.00	128.00	304.00	330.50
10	24/05/2016	1501.00	1395.50	770.50	574.50	730.50	821.00
	Média	697.90	508.66	412.91	218.30	285.00	290.36
	Desvio padrão	361.02	351.83	290.26	178.66	169.45	204.87
	Mínimo	404.50	113.00	182.00	25.90	77.95	87.00
	Máximo	1501.00	1395.50	953.55	574.50	730.50	821.00

Tabela B4 - Dados das análises de sólidos suspensos totais, sólidos suspensos voláteis e sólidos suspensos fixos do afluente e efluente

Amostra	Data	Sólidos suspensos (mg L ⁻¹)					
		aSST	eSST	aSSV	eSSV	aSSF	eSSF
1	22/04/2016	142.00	23.50	15.00	13.00	127.00	10.50
2	26/04/2016	105.20	5.67	102.78	3.99	2.41	1.67
3	28/04/2016	56.71	1.50	51.71	0.00	5	1.50
4	3/5/2016	38.33	4.50	36.17	1.00	2.17	3.50
5	5/5/2016	63.50	2.83	62.50	1.17	0.98	1.66
6	10/5/2016	98.13	10.66	98.13	9.16	0	1.50
7	12/5/2016	103.40	8.50	100.01	4.50	3.39	4.00
8	17/5/2016	429.49	3.66	412.72	3.66	16.77	0.00
9	18/05/2016	140.68	4.50	129.21	3.67	11.47	0.83
10	24/05/2016	466.67	3.50	442.86	0.50	23.81	3.00
	Média	164.41	6.88	145.11	4.07	19.30	2.82
	Desvio padrão	153.47	6.44	153.08	4.13	38.63	2.96
	Mínimo	38.33	1.50	15.00	0.00	0.00	0.00
	Máximo	466.67	23.50	442.86	13.00	127.00	10.50

Tabela B5 – Porcentagens de remoção da série de sólidos totais e suspensos

Eficiência de remoção (%)							
Amostra	Data	ST	STV	STF	SST	SSV	SSF
1	22/04/2016	11.99	-43.47	59.91	83.45	13.33	91.73
2	26/04/2016	22.64	55.28	-16.40	94.61	96.12	30.85
3	28/04/2016	21.87	53.14	-4.68	97.35	100.00	70.00
4	3/5/2016	89.05	97.28	-11.74	88.26	97.23	-61.54
5	5/5/2016	-18.59	-12.28	-25.86	95.54	98.13	-69.32
6	10/5/2016	45.25	74.71	17.81	89.14	90.67	-
7	12/5/2016	21.52	47.48	-6.11	91.78	95.50	-18.00
8	17/5/2016	32.14	41.11	6.51	99.15	99.11	100.00
9	18/05/2016	5.66	29.67	-8.72	96.80	97.16	92.76
10	24/05/2016	7.03	25.44	-12.39	99.25	99.89	87.40
Média		25.73	38.10	1.19	92.90	87.47	29.56
Desvio padrão		29.64	42.90	25.36	5.13	27.93	70.51
Mínimo		-18.59	-43.47	-25.86	83.45	13.33	-69.32
Máximo		89.05	97.28	59.91	99.15	100.00	100.00

Tabela B6 - Dados das análises de pH e alcalinidade do afluente e efluente

pH e Alcalinidade					
Amostra	Data	Afluente		Efluente	
		pH	Alcalinidade	pH	Alcalinidade
1	19/04/2016	4.74	15.76	7.54	130.49
2	22/04/2016	5.41	65.65	8.48	175.44
3	26/04/2016	7.75	19.19	8.73	102.62
4	28/04/2016	5.41	68.38	8.48	115.54
5	3/5/2016	7.9	166.15	9.09	114.23
6	5/5/2016	7.78	221.59	9.01	118.27
7	10/5/2016	8.47	203.01	9.22	103.02
8	12/5/2016	7.24	120.19	9	96.05
9	17/05/2016	6.83	93.12	8.68	81.00
10	18/05/2016	7.88	153.02	8.9	95.14
Média		6.94	112.60	8.71	113.18
Desvio padrão		1.3	72.46	0.48	25.98
Mínimo		4.74	15.75	7.54	81.00
Máximo		8.47	221.59	9.22	175.43