

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
CAMPUS LONDRINA  
CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**PEDRO MONTEIRO COLITO**

**MONITORAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL E  
LEITO PARCIALMENTE SUBMERSO UTILIZADO NO TRATAMENTO DO  
EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

**LONDRINA  
2017**

PEDRO MONTEIRO COLITO

**MONITORAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL E  
LEITO PARCIALMENTE SUBMERSO UTILIZADO NO TRATAMENTO DO  
EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental do Departamento de Engenharia Ambiental, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior

**LONDRINA**

**2017**



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



**MONITORAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL E  
LEITO PARCIALMENTE SUBMERSO UTILIZADO NO TRATAMENTO DO  
EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**

por

**Pedro Monteiro Colito**

Monografia apresentada no dia 05 de dezembro de 2017 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho \_\_\_\_\_  
(aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira (UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Ricardo Nagamine Constanzi (UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. Orlando Carvalho Junior (UTFPR)

Orientador

\_\_\_\_\_  
Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira

Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

\*A Folha de Aprovação assinada encontra-se na Coordenação do Curso

**COLITO, P. M. MONITORAMENTO DE UM WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO VERTICAL E LEITO PARCIALMENTE SUBMERSO UTILIZADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO.** Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Londrina, 2017.

## **RESUMO**

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a eficiência de um sistema wetland construído de fluxo vertical com leito parcialmente submerso (WCFV) plantado com *Heliconia rostrata* empregado no tratamento do efluente gerado por um restaurante universitário localizado no campus de Londrina da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). O monitoramento foi conduzido durante 10 semanas em um WCFV com 1m<sup>2</sup> de área superficial, com altura de saturação de fundo do maciço filtrante de 0,25m e alimentado com duas cargas diárias de 25L/min totalizando uma vazão de 50L/d. Após o período de monitoramento os resultados mostraram eficiências médias de remoção de 88,58% de Nitrogênio Total (NT), 99,37% de Fosfato (PO<sub>4</sub><sup>-</sup>), remoção máxima de 99,20% de DQO, e médias de 34,40% para Sólidos Totais e 89,68% para Sólidos Suspensos Totais respectivamente. A partir dos dados obtidos foi possível avaliar eficiência de remoção do sistema proposto, comprovando sua viabilidade de implantação como alternativa de tratamento de esgoto descentralizado.

Palavras-chave: Wetlands construído, fluxo vertical, *Heliconia rostrata*, Esgoto, Restaurante universitário, tratamento de efluente.

## ABSTRACT

The present study aims to evaluate the efficiency of a vertical flow constructed wetland system with partially submerged bed (VFCW), planted with *Heliconia rostrata* used in the treatment of the effluent produced by a university restaurant located on the Londrina campus of The Federal University of Technology - Parana (UTFPR). The monitoring has been supervised for 10 weeks in a VFCW with 1m<sup>2</sup> of surface area, with bed media's bottom saturation height of 0.25m and fed with two daily loads of 25L / min totalizing a flow rate of 50L / d. After the monitoring period, the results showed average removal efficiencies of 88.58% of Total Nitrogen (TN), 99.37% of Phosphate (PO<sub>4</sub><sup>-</sup>), maximum removal of 99,20% of COD, and averages of 34,40% for Total Solids and 89.68% for Total Suspended Solids respectively. From the obtained data it was possible to evaluate the removal efficiency of the proposed system, proving its viability of implantation as a decentralized wastewater treatment alternative.

Key words: Constructed wetlands, vertical flow, *Heliconia rostrata*, Sewage, Campus restaurant, effluent treatment.

## **AGRADECIMENTOS**

Primeiramente gostaria de agradecer em especial aos meus pais, Silvio e Cris pelo incentivo, carinho, motivação e paciência ao longo destes árduos anos até a conclusão deste curso. A todos os outros familiares que assim como meus pais sempre me apoiaram e estiveram comigo nesta caminhada.

Ao professor doutor Orlando de Carvalho Junior, pessoa da qual tive a honra e a graça de poder me aproximar mais nos últimos anos, compartilhando mais do que as demandas da universidade, mas também como amigos todos os perrengues da vida, obrigado pela paciência, pela ajuda e pela amizade, afinal lhe considero um amigo.

A todos que convivi e aos amigos que conquistei no início da graduação na UTFPR da cidade de Campo Mourão, impossível citar nomes, pois são muitos que levo no peito, mais em especial ao Thiago.Maca, Diego pai, Bruno board, Julé, e Gilba amigos que tive o prazer em dividir o mesmo teto na famosa Rep Lagartixa.

Aos amigos que tive o prazer de fazer aqui na UTFPR de Londrina, aos meninos da Rep. Fenda do Biquíni, e não poderia deixar de fora todos àqueles que fizeram parte do projeto Samba de Refrão do qual tenho orgulho de ter participado. A fera, e primeiro amigo daqui de Londrina, amizade que surgiu em uma prova de cálculo 2, Rafael Homse vida longa meu velho.

A Raquel Ratz, professora e amiga, obrigado por toda ajuda e incentivo, sua energia e esse sorriso que leva no rosto eu levarei sempre comigo.

Aos meus colegas de trabalho e lindões, Higgor, Fran, Jujuba, Camila e Antônio, pois sem vocês não sei se daria conta de ter feito este trabalho, muito obrigado gente. A Beth que nos auxiliou no laboratório e a UTFPR por todo suporte oferecido para a realização das análises deste trabalho.

Enfim, e como diria um amigo meu, a todos aqueles que NUNCA duvidaram que este dia chegaria, meu muito obrigado.

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO .....</b>	<b>12</b>
<b>2 OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
<b>2.1 Objetivo Geral.....</b>	<b>14</b>
<b>2.2 Objetivos Específicos .....</b>	<b>14</b>
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>15</b>
<b>3.1 Wetlands construídos - Definições.....</b>	<b>15</b>
<b>3.1.1 Wetlands de Fluxo Vertical Sub Superficial – Sistema francês.....</b>	<b>18</b>
<b>3.1.2 Sistemas de Fluxo Vertical com Fundo Saturado – remoção de nitrogênio em sistemas wetlands.....</b>	<b>21</b>
<b>3.1.3 Sistemas Híbridos .....</b>	<b>22</b>
<b>3.2 Critério Para o Dimensionamento dos Wetlands.....</b>	<b>23</b>
<b>3.2.1 Área superficial .....</b>	<b>24</b>
<b>3.3. Parâmetros Do Projeto.....</b>	<b>26</b>
<b>3.3.1 Relação Comprimento x Largura .....</b>	<b>26</b>
<b>3.3.3 Material filtrante.....</b>	<b>27</b>
<b>3.4 Remoção De Poluentes.....</b>	<b>28</b>
<b>3.4.1 Formação de biofilme .....</b>	<b>28</b>
<b>3.4.2 Remoção do Nitrogênio .....</b>	<b>30</b>
<b>3.4.3 Remoção de Fósforo.....</b>	<b>32</b>
<b>3.4.4 Matéria orgânica .....</b>	<b>33</b>
<b>3.4.5 Sólidos .....</b>	<b>34</b>
<b>3.4.6 Patógenos .....</b>	<b>34</b>
<b>3.5 Influência Climática.....</b>	<b>35</b>
<b>3.6 Manejo Operacional .....</b>	<b>35</b>
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS .....</b>	<b>37</b>
<b>4.1. Caracterização do local de instalação do sistema wetland .....</b>	<b>37</b>
<b>4.1.2. Caracterização do sistema wetland .....</b>	<b>37</b>
<b>4.2. Parâmetros de projeto e dimensionamento .....</b>	<b>41</b>
<b>4.3. Análises Físico – Químicas .....</b>	<b>44</b>
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....</b>	<b>45</b>

<b>5.1 pH .....</b>	<b>45</b>
<b>5.2 Alcalinidade .....</b>	<b>46</b>
<b>5.3 Nitrogênio Total (NT).....</b>	<b>48</b>
<b>5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK) .....</b>	<b>49</b>
<b>5.5 Nitrato.....</b>	<b>51</b>
<b>5.6 Fosfato .....</b>	<b>52</b>
<b>5.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO) .....</b>	<b>53</b>
<b>5.8 Sólidos Totais.....</b>	<b>55</b>
<b>5.9 Sólidos Suspensos Totais.....</b>	<b>57</b>
<b>6. CONCLUSÃO .....</b>	<b>59</b>

## 1 INTRODUÇÃO

O esgotamento sanitário é contemplado por diversas ações como coleta, transporte, tratamento e disposição final do esgoto desde às ligações prediais até o seu lançamento final no meio ambiente. No Brasil a população tem os serviços de água e esgoto desde 2007 assegurados pela Lei do Saneamento básico, Lei Federal nº 11.445/07.

Cabe ao Governo Federal estabelecer diretrizes gerais formulando e apoiando programas de saneamento no âmbito nacional, aos Estados compete-se operar e manter sistemas de saneamento estabelecendo as regras tarifárias e de subsídios nos sistemas operados pelo estado, e as Prefeituras a prestação direta ou via concessão de empresas privadas dos serviços de esgotamento sanitário bem como a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB).

Segundo Guimarães e Silva (2007) saneamento é o conjunto de ações socioeconômicas que tem como objetivo maior a promoção da saúde humana. Porém no Brasil pouco mais da metade dos 5507 municípios, cerca de 52,2% possuem serviços de esgotamento sanitário, na qual a desigualdade regional fica muito clara uma vez que o nível mais baixo das residências atendidas é na Região Norte com apenas 14,7%, enquanto a Região Centro-Oeste atende 28,1% seguida da Região Sul com 22,5% sendo a Região Sudeste a com maior número de domicílios atendidos chegando à 53,0% (IBGE,2000).

Considerando essa desigualdade socioambiental e tendo em vista a realidade socioeconômica do país bem como em partes do mundo, torna-se necessário a busca por alternativas que possibilitem a melhoria deste cenário. Atualmente há a utilização em uma escala considerável de fossas sépticas como finalidade de destinação do esgoto sanitário, porém, muitas das vezes construídas sem o comprometimento com a norma técnica fazem surgir diversos impactos ambientais.

Diante desse cenário, o sistema wetland construído vem a ser uma possível solução para o tratamento de esgotos descentralizados no Brasil, principalmente em comunidades carentes, pois são sistemas de baixo custo de implantação, manutenção, operação e eficiência no tratamento de efluentes. Vale ressaltar que o tratamento de esgotos descentralizados tem o intuito não só do uso individual, mas também passa pelo nível do uso coletivo (TREIN, PELISSARI, et al., 2015).

Sistemas wetland se mostram como uma alternativa viável para o tratamento de esgoto sanitário uma vez que apresentam facilidade de operação e vantagens econômicas. O termo wetland é utilizado para um sistema de tratamento de águas residuais que tem como princípio processos naturais de depuração não mecanizados (WETLANDS, 2016). São sistemas que possui capacidade de remover materiais em suspensão, nutrientes, demanda bioquímica de oxigênio (DBO) entre outros, e difere do wetland natural principalmente pelo regime hidrológico onde no construído o sistema é manejável, podendo assim ser controlado, já no sistema natural isso não é possível (LAUTENSCHLAGER, 2001).

Ainda segundo Lautenschlager (2001), esses sistemas podem ser utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, águas residuárias, águas pluviais, águas lixivantes, águas contaminadas, efluentes de indústrias e agropecuária. Podem ser construídos com matérias reutilizáveis que se jogados no ambiente seriam impactantes como pneus, britas e material de construção civil, além de permitir a produção de água para reuso, a criação de uma harmonia paisagística, não produzindo odores e sem a utilização de produtos químicos (WETLANDS, 2016).

Diante dos pontos apresentados, e posto que esse sistema vem sendo utilizado em todo mundo por serem processos de baixo custo de operação e implantação, o presente trabalho pretende apresentar resultados obtidos através do monitoramento de um sistema wetland construído de fluxo vertical utilizado no tratamento do efluente de um restaurante universitário.

## **2 OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo Geral**

No presente trabalho, a eficiência de remoção da matéria orgânica, nitrogênio e fósforo do efluente de um Restaurante Universitário foram monitorados através de um sistema wetland de fluxo vertical com leito parcialmente submerso plantado com *Heliconia rostrata*.

### **2.2 Objetivos Específicos**

- a) Avaliar a capacidade de um sistema wetland de fluxo vertical com leito parcialmente submerso como prática alternativa no tratamento de esgoto em local sem esgotamento;
- b) Avaliar as condições operacionais do sistema para remoção de nitrogênio total.

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

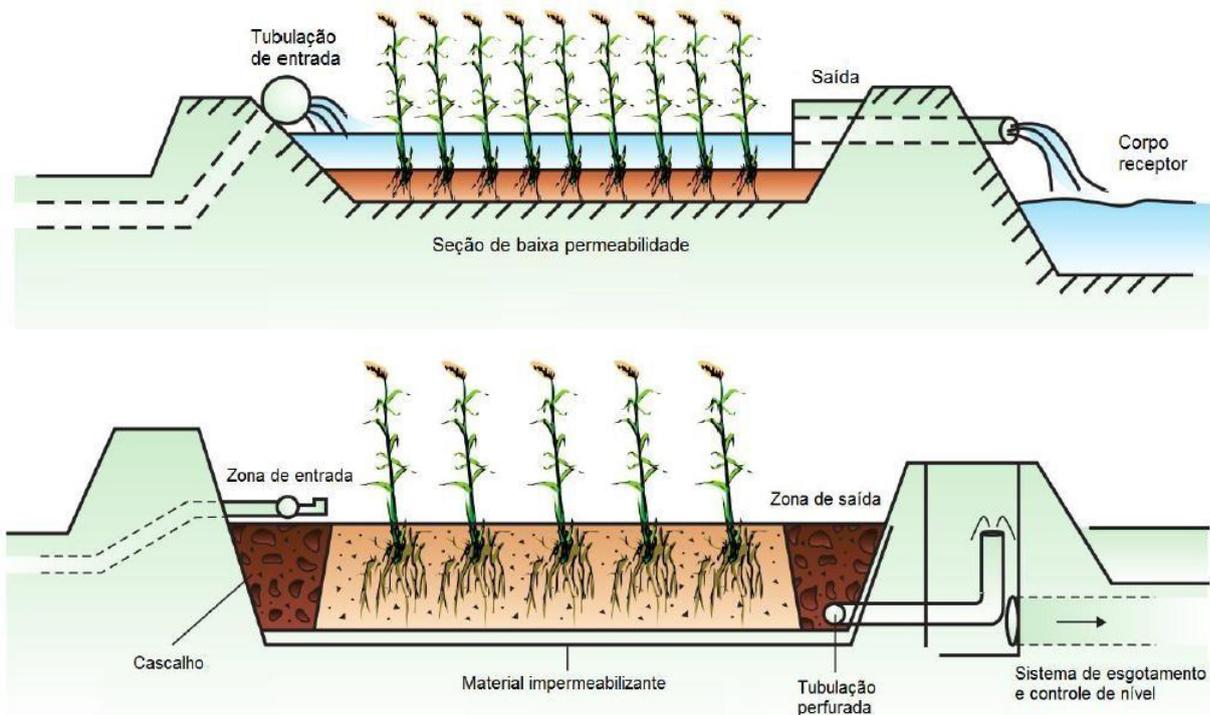
#### 3.1 Wetlands construídos - Definições

A expressão “wetlands” é um termo inglês que significa “áreas alagáveis”, indicando um ecossistema formado com o objetivo de modificar a qualidade da água em áreas alagadas, realizando o tratamento secundário de efluentes líquidos. Segundo Salatti (2003), esse sistema tem sua inspiração em ecossistemas naturais parcial ou totalmente alagados, os quais possuem baixa concentração de oxigênio devido ao solo saturado ou alagado. Brix (1994) explica que o solo saturado, disponível nas áreas alagadas, tem seus poros preenchidos por água e isso diminui a difusão do oxigênio tanto na água quanto no solo, criando um sistema anaeróbio e até mesmo anóxico nas partes em que não há interface com a atmosfera; diferente, por exemplo, do solo drenado, no qual não há alagamento e o espaço entre as partículas de solo são preenchidas pelo ar atmosférico que é rico em oxigênio.

O wetland é um ecossistema natural, porém, a evolução das engenharias e das tecnologias levou a elaboração de wetlands construídos, que são construções de áreas alagáveis nas mesmas condições daquelas encontradas no meio ambiente (SALATTI, 2003).

Assim sendo, Machioni Júnior (2016, p.17) comenta que: “a propriedade principal dos *wetlands* é a união do meio físico (meio filtrante) com processos biológicos, advindos das plantas e bactérias do meio”. Isso indica que nas áreas alagáveis devem ser colocadas plantas macrófitas adaptadas para o crescimento nesse tipo de solo, favorecendo o crescimento bacteriano e da ictiofauna do local. Na Figura 1 é possível visualizar um esquema representativo de um sistema wetland construído.

**Figura 1**– Esquema de sistema wetland construído de fluxo subsuperficial e esquema de um sistema wetland construído de fluxo horizontal respectivamente.



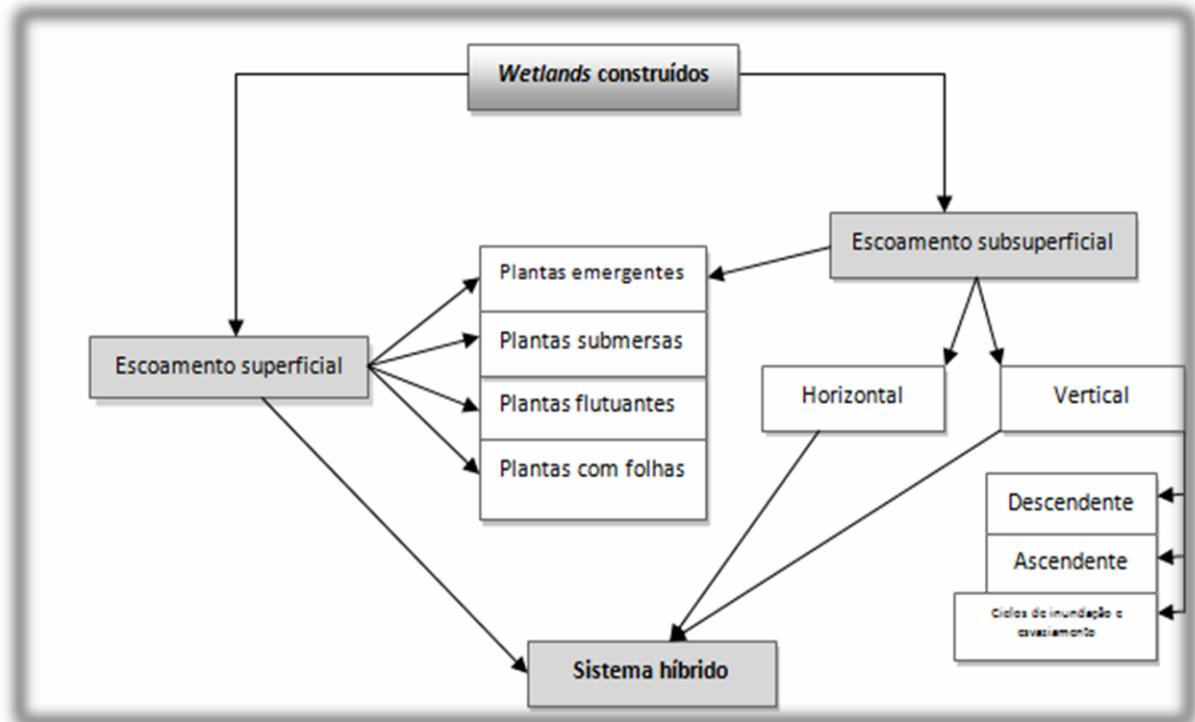
Fonte: Machioni Júnior (2016).

Ainda de acordo com a Figura 1, pode-se ver, conforme explica Machioni Júnior (2016), que dependendo do seu fluxo hidráulico interior, os sistemas *wetlands* podem ser divididos em superficial (FS) e sub-superficial (FSS), o qual, por sua vez, é dividido em vertical (FHSS) e horizontal (FVSS). Respondendo ao escopo desse trabalho, no tópico seguinte será explicado de maneira mais detalhada sobre o *wetland* vertical.

O autor explica que o sistema de fluxo horizontal possui uma área superficial maior, enquanto que o de fluxo vertical tem mais eficiência no processo de nitrificação, mas pode apresentar obstruções caso não seja utilizado um filtro adequado. O ideal seria realizar a combinação entre um sistema vertical e horizontal, formando o que se chama de sistema híbrido, pois isso possibilitaria a remoção completa de DBO e de sólidos suspensos e totais, além da completa nitrificação. Porém, tal sistema híbrido também tem as suas desvantagens, pois, enquanto remove satisfatoriamente o nitrogênio, remove apenas parcialmente a concentração de nitrato (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

Os ecossistemas *wetlands* apresentam algumas funções naturais, a saber: regulação do fluxo de água e amortecimento de enchentes e alagamentos em outros

locais; modificação e controle natural da qualidade das águas; auxílio na reprodução dos peixes e equilíbrio da cadeia alimentar de organismos aquáticos; proteção e refúgio à biodiversidade e à fauna terrestre; controle da erosão e combate ao assoreamento de rios (SALATTI, 2003).



Além disso, tais sistemas não precisam ser naturais, mas podem ser construídos em ambiente controlado para reproduzir o ecossistema natural, de forma a contemplar a interação entre substrato (solo), vegetação e organismos associados, com o objetivo de tratar resíduos líquidos. Os *wetlands* construídos são conhecidos como filtros, pois buscam remover matéria orgânica, nitrogênio e fósforo dos efluentes líquidos. Essa remoção se dá pela nitrificação e volatilização das plantas em conjunto com a desnitrificação e troca catiônica com a amônia realizada pelos microrganismos, bem como pelas reações químicas e absorção de fósforo pelas plantas (SARAFRAZ, MOHAMMAD, LIAGHAT, 2009).

Conforme citado por Salatti (2003) e Machioni Júnior (2016) e abordado brevemente no presente trabalho, os tipos clássicos de *wetlands* incluem os verticais, horizontais, superficiais e híbridos. Porém, para não fugir do objetivo proposto e não delongar muito as explicações teóricas, optou-se por falar brevemente de cada um, e focar apenas no sistema de fluxo vertical e em sua comparação com o sistema híbrido para identificar as vantagens de sua aplicação, conforme proposto no objetivos específicos.

### 3.1.1 *Wetlands* de Fluxo Vertical Sub Superficial – Sistema francês.

*Wetlands* de fluxo vertical, também denominados de “sistema francês”, são bastante empregados para o tratamento de efluentes domésticos e municipais, pois não dependem da remoção primária de sólidos e obtém um nível de lançamento final de amônia adequado aos padrões. Segundo Vymazal (2013), tal sistema foi utilizado de maneira satisfatória no tratamento de aterros e também em efluentes de laticínios.

Ao pesquisar sobre a denominação de “sistema francês”, Machioni Júnior (2016, p.23) explica que:

[...] no tratamento de esgoto doméstico, o sistema francês se destaca devido a sua característica de receber esgoto sem necessidade de remoção preliminar de sólidos, possibilitando melhor manejo quando comparado a outros sistemas que necessitam de tratamentos preliminares, como decantadores Imhoff ou sistemas de digestão.

O autor complementa que o nome se justifica por ser o sistema mais utilizado para o tratamento de esgoto na França, tendo sido desenvolvido há mais de 30 anos e utilizado desde a década de 1990. As falhas foram melhoradas, os projetos se tornaram mais organizados e o sistema foi implantado seguindo orientações técnicas bem definidas, de forma a criar um sistema vertical muito eficiente (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

Tal sistema vertical é utilizado para o tratamento de efluentes domésticos e também para as águas de escoamento superficial, sendo que estes efluentes, quando misturados, tornam-se mais diluídos e facilitam a entrada no *wetland*, permitindo um fluxo de efluentes maior do que as taxas de infiltração para que a distribuição sobre a superfície do sistema se dê de forma mais igualitária (SANTOS, 2015).

Para esse tipo de sistema vertical, deve primeiro calcular o dimensionamento da área total do sistema, e isso se calcula através das estimativas da carga orgânica que será tratada, sendo a estimativa expressa através de uma unidade de “superfície de filtragem por pessoa equivalente (PE)” (MACHIONI JÚNIOR, 2016, p.24). Em unidades em que o PE for menor do que 100 são recomendadas duas unidades de filtros, e estas são inseridas no primeiro estágio de filtragem, e mais duas unidades inseridas no segundo estágio. Boutin e Liénard (2003) recomendam que sejam realizados dois estágios, sendo que o segundo possui dois filtros, mas o

primeiro pode variar dependendo do valor de PE, pois quanto menor utilizam-se menos filtros para diminuir os custos finais do processo. Santos (2015) complementa que o primeiro estágio utiliza entre 1,2 e 1,5 m<sup>2</sup> por PE, sempre dividido em unidades idênticas.

No primeiro estágio, Santos (2015) descreve que a operação se dá pela rotatividade entre as unidades, sendo que apenas uma funciona de cada vez, ou seja, apenas uma é alimentada enquanto as demais ficam em repouso. Esse sistema de alimentação permite uma estocagem de efluente suficiente para que se distribua igualmente por toda a superfície do sistema, e o lodo é dispersado sobre toda a primeira camada do filtro utilizado. Cada unidade desse primeiro estágio recebe o efluente bruto durante três ou quatro dias, e então permanecerá em repouso pelo dobro do tempo. Boutin e Liénard (2003) explicam que essa intercalação entre fases de alimentação e de repouso é fundamental para controlar o crescimento de biomassa à deriva no meio filtrante, além de permitir a manutenção das condições aeróbias e também a mineralização dos depósitos orgânicos do efluente bruto. Tal mineralização, por sua vez, produz o material que será retido na superfície ao fim do primeiro estágio.

Já no segundo estágio há dois sistemas em paralelo, os quais operam com solo e são alimentados também de forma alternada, estimando cerca de 0.8m<sup>2</sup> de efluente por PE (SANTOS, 2015). Nos estudos realizados com esse método na França, houve redução de 2 logaritmos nos patógenos, 80% de redução na matéria orgânica e também nos sólidos suspensos, e 85% de redução de compostos nitrogenados (BOUTIN; LIÉNARD, 2003).

O quadro 1 mostra um quadro com as características operacionais de cada estágio do sistema.

**Quadro 1** - Síntese de características do sistema vertical francês.

	<b>Área de remoção (m<sup>2</sup> por pe)</b>	<b>Material filtrante, espessura e granulometria</b>
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 < d < 0,40 mm) Cascalho – 10 a 20 cm (3-10 mm) Camada de drenagem – 10 a 20 cm (20-40 mm)

Fonte: Molle et al. (2005) apud Machioni Júnior (2016, p.25).

Quando o efluente tem a necessidade de um pré-tratamento, por exemplo quando ocorre um entupimento no topo do leito filtrante ou há ocorrência de mal cheiro, Begosso et al. (2009) fala sobre a possibilidade de utilizar um tanque séptico com um período de até cinco dias de detenção hidráulica. O fluxo do efluente deve ser distribuído por toda a superfície do *wetland*, o qual conta também com um sistema de captação no fundo.

O autor complementa que, em um efluente sanitário com carga inferior à 6,5 g de nitrogênio, ocorre a nitrificação completa. Isso porque, em sistemas verticais sub-superficiais, o oxigênio está dissolvido no meio e isso fornece um ambiente eficiente à nitrificação. O oxigênio, por sua vez, se origina em dois processos, podendo ser através da incorporação de OD por convecção, resultado da pressão entre atmosfera e solo, que gera um gradiente e percolação do efluente, originando um vácuo na interface entre líquido e atmosfera e transportando oxigênio da atmosfera para o efluente. O valor do oxigênio injetado por convecção é calculado ao multiplicar o volume do efluente pela concentração de oxigênio presente na atmosfera (que é de aproximadamente 300mg O<sub>2</sub>L<sup>-1</sup>).

O outro processo que origina o oxigênio no sistema vertical é a difusão, sendo que este é considerado por Boyd (2006) como o principal processo de oxigenação desse tipo de sistema, com um coeficiente de difusão identificado entre 2x10<sup>-3</sup> a 6,5x10<sup>-3</sup> por cm<sup>2</sup>. A difusão de oxigênio no meio permite uma distribuição de OD para além das zonas superficiais, atingindo também a raiz das plantas.

Para Machioni Júnior (2016, p.21), “a principal vantagem de sistemas verticais é a ocorrência de nitrificação devido à característica de ser um meio aeróbio, por

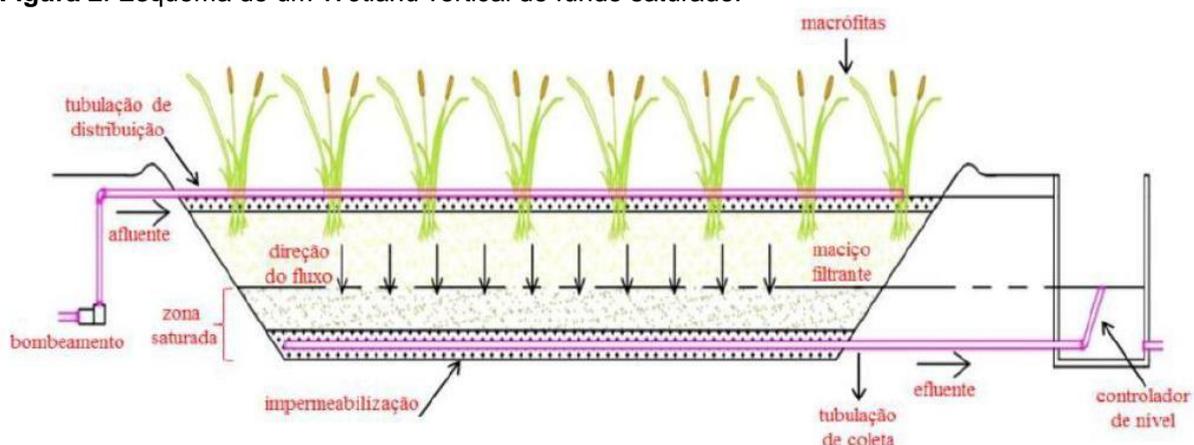
outro lado não fornecem quase nenhuma desnitrificação”. Outra vantagem diz respeito à maior remoção da matéria orgânica e de sólidos suspensos.

Assim sendo, são eficientes no tratamento de esgoto, principalmente em países de clima tropical e temperado. Em São Paulo houve remoção de 93% de fosfato, 78% de nitrato e 50% de amônia; enquanto que na região tropical da Ásia obteve-se remoção de 80% dos resíduos sólidos, 95% de DQO e 92% do nitrogênio (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

### 3.1.2 Sistemas de Fluxo Vertical com Fundo Saturado – remoção de nitrogênio em sistemas wetlands.

Entre os tipos de sistema vertical, Santos (2015) e Machioni Júnior (2016) destacam o sistema de fluxo vertical com fundo saturado, o qual consiste em uma sistema descendente que apresenta, ao longo do leito drenante, duas zonas para realizar a drenagem. Na zona superior, há um maciço no qual se realiza uma drenagem livre, enquanto que na zona inferior há um saturado de efluente – responsável pelo nome que o sistema leva. A zona de saturação fica em uma altura que é variável e que é alterada por um controlador de nível, podendo ser modificada para que o tratamento seja mais eficiente. Tal *wetland* funciona conforme a Figura 3 a seguir:

**Figura 2:** Esquema de um *Wetland* vertical de fundo saturado.



Fonte: Santos (2015).

Conforme Figura 3, esse sistema de *wetland* vertical de fundo saturado apresenta um leito superior mais aeróbio, que favorece a nitrificação, enquanto que o leito inferior está submerso e provavelmente anóxico, promovendo assim a

desnitrificação. Tal dado é fundamental porque esse sistema permite ao *wetland* realizar os dois processos, ao contrário de um *wetland* vertical sem leito saturado, que favorece apenas a nitrificação (SANTOS, 2015).

Pode-se também realizar uma comparação entre o sistema vertical com fundo saturado e o sistema híbrido, para que se possa discutir as vantagens do sistema vertical.

### 3.1.3 Sistemas Híbridos

Nos locais onde a remoção de nitrogênio é mais necessária, como por exemplo nos municípios que realizam o tratamento de efluentes domésticos, geralmente opta-se por desenvolver um sistema híbrido (VF-HF), combinando as vantagens dos *wetlands* de fluxo vertical e horizontal e melhorando assim a eficiência do tratamento de resíduos. Segundo Vymazal (2007), tal combinação começou a ser utilizada na Alemanha na década de 1960, e leva o nome dos seus idealizadores, Seidel e Krefeld, podendo também ser chamado de “Max Planck Institute Process” (MPIP).

Para realizar o sistema híbrido, associam-se dois estágios de fluxo vertical em paralelo, para em seguida inserir dois ou três sistemas de fluxo horizontal em série. Os estágios verticais promovem a infiltração, no qual o mais usual é que se plante a espécie *phragmites australis*, sendo esta uma macrófita que pode ficar submersa; e os horizontais visam a eliminação, portanto são utilizadas macrófitas emergentes, com destaque para a espécies *Iris*, *Schoenoplectus*, *Sparganium*, *Carex*, *Typha* e *Acorus* (VYMAZAL, 2007).

O esgoto deve ser pré-tratado durante dois dias, depois é deixado em repouso por mais quatro a oito dias, para que o oxigênio dissolvido promova as reações de nitrificação. Em seguida esse esgoto é enviado para os estágios verticais para que a nitrificação se complete; e então, nos estágios horizontais, ocorre a desnitrificação (MACHIONI JÚNIOR, 2016). Tal sistema funciona como mostra a Figura 3.

**Figura 3** – Sistema híbrido.



Fonte: Machioni Júnior, 2016, p.23.

Nos estudos citados por Machioni Júnior (2016), a implantação desse sistema VF-HF em condições de  $3,7$  e  $7,5 \text{ cm d}^{-1}$  de alimentação removeu 87% de DBO, 83% de DQO, 95% de sólidos suspensos e 91% de nitrogênio. Com a utilização da macrófita *P. australis*, o tratamento do esgoto conseguiu eliminar 85% de fósforo, 84% de DQO e 80% de nitrogênio. Na Itália, por sua vez, a implantação de uma *wetland* híbrida no tratamento de esgoto permitiu remover com eficiência 94% do DQO e do fósforo, e 85% dos sólidos e dos compostos nitrogenados.

### 3.2 Critério Para o Dimensionamento dos *Wetlands*

Desde a década de 1980 tem-se proposto alguns modelos de dimensionamento para os sistemas de fluxo vertical, sendo que tal estudo ganhou força nas décadas seguintes após a publicação de três livros que contém aspectos sobre o *design* desses sistemas – a saber, os livros de Reed et al. (1995), Kadlec e Knight (1996) e de Crites e Tchobanoglous (1998), todos citados na pesquisa de Mena (2008). Tais obras apresentam que a estimativa da área deveria ser baseada na cinética de primeira ordem, mas não havia um consenso sobre como dimensionar exatamente esses sistemas, pois cada um possuía suas próprias peculiaridades e se desenvolvia sobre diferentes bases de dados.

Conforme já citado, a recomendação é que a área total do *wetland* vertical seja dividida em pelo menos duas células em sistemas pequenos, e pelo menos duas séries em paralelo de duas células cada para flexibilizar e manter a operação (BOUTIN; LIÉNARD, 2003). Crites et al. (2014) complementa que os *wetlands* construídos devem ser considerados um reator de crescimento biológico, no qual se

adere a remoção de DBO e de nitrogênio. Dessa maneira, o fluxo vertical pode ser modelado considerando a cinética de primeira ordem para reatores do tipo pistão.

### 3.2.1 Área superficial

Mena (2008) traz uma possibilidade de estimativa para a área dos sistemas verticais, a qual é calculada através da relação entre a demanda de oxigênio e o potencial de aeração.

A equação que pode ser utilizada é:

$$A = OD/VA \quad (1)$$

Contextualizando essa fórmula, vemos que A (área) é igual à divisão entre a demanda de oxigênio e a potência de aeração.

Nela se estabelece que A é a área superficial requerida, identificada por metros quadrados (m<sup>2</sup>); OD é a demanda por oxigênio (através da fórmula g O<sub>2</sub> d<sup>-1</sup>), e VA é o potencial de aeração, que é fixo para o esgoto residencial e estimado em 30 g O<sub>2</sub> d<sup>-1</sup> (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

Já a demanda por oxigênio do efluente se calcula pela equação 2:

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

Onde:

Q = a vazão média, definida por L d<sup>-1</sup>;

DBO<sub>in</sub> e out e NH<sub>4</sub> em todas as suas variações representam a DBO<sub>5</sub> (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); e NH<sub>4</sub>-N identifica a concentração de entradas e saídas, identificada por mg N L<sup>-1</sup>.

Outra fórmula que pode ser utilizada para esse cálculo estimativo da demanda de oxigênio, citada por Machioni Júnior (2016) é:

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

Nessa equação, E<sub>DQO</sub> indica a eficiência da remoção de DQO, DQO indica em g d<sup>-1</sup> a concentração de DQO aplicada, o NTK representa o nitrogênio total aplicado,

e  $E_{\text{desn}}$  representa a capacidade de desnitrificação. Nessa soma, a fonte de oxigênio é calculada pela soma entre os efeitos de difusão e de convecção do ar atmosférico.

Dessa maneira, a demanda por oxigênio se calcula a partir da soma de OD exigida na degradação da DBO e da nitrificação. Nos cálculos de Sengewein (1989) citados por Machioni Júnior (2016), tal demanda é de aproximadamente 0,7 g  $O_2$ /g DQO, ou seja, são necessárias 0,7 g de oxigênio para realizar a degradação de 1 g de DQO.

Já para o processo de nitrificação, calcula-se uma demanda de 4,3 g de oxigênio.

Nesse sentido, segundo Platzer (1999), a capacidade de desnitrificação dos sistemas verticais atua em 10 a 30%, e já a desnitrificação do oxigênio dissolvido é recuperado em cerca de 2,9 g para cada grama de nitrogênio desnitrificado ( $NO_3-N_{\text{desn}}$ ). O autor também explica que há uma parcela adicionada pela difusão e que pode ser estimada como 1g  $O_2/m^2h$ , sendo que o sistema permanecerá saturado por um período de tempo de cerca de 90 minutos, de acordo com a aplicação da carga de efluente. Nesse período a difusão de oxigênio não ocorre e a parcela de difusão é estimada conforme a equação a seguir:

$$O_{\text{dif}} = 1 \text{ gO}_2 / \text{m}^2\text{h} \times \text{área} \times (24 \text{ horas} - 1,5 \text{ horas} \times \text{n. de aplicações}) \quad (4)$$

Tal equação leva em consideração o número de aplicações hidráulicas que é realizada em um dia.

Outra equação necessária é aquela que calcula a contribuição do oxigênio dado pela convecção, a qual é estimada através da carga hidráulica do sistema, em relação com o tempo necessário para a aplicação no efluente e sua devida infiltração. Em tempos menores do que 10 minutos, cada litro de efluente tratado resulto em 1 litro de ar em sucção pelo maciço filtrante. Assim sendo, Platzer (1999) considera que o ar possui 0,3 g de oxigênio por litro.

### 3.3. Parâmetros Do Projeto

#### 3.3.1 Relação Comprimento x Largura

O regime hidráulico e a resistência para o escoamento do sistema *wetland* são influenciados pela relação entre comprimento e largura, sendo que nos primeiros sistemas recomendava-se uma relação de no mínimo 10:1 para sistemas verticais, ou seja, uma alta relação. Porém, a resistência ao escoamento aumenta em resposta ao comprimento do sistema, por isso podem-se aceitar razões menores como 1:1 até 4:1 (CRISTINA, 2007).

Tal relação pode ser calculada a partir da Lei de Darcy, a seguir:

$$A_C = \frac{Q_m}{K_f \left( \frac{dH}{ds} \right)} \quad (5)$$

Machioni Júnior (2016) explica que  $A_C$  significa a área da seção (em  $m^2$ ),  $Q_m$  é a vazão média (em  $m^3/s$ ),  $K_F$  é a condutividade hidráulica do meio (em  $m/s$ ) e  $dH/ds$  indica a inclinação da *wetland* (em  $m/m$ ).

Cristina (2007) complementa que caso haja algum entupimento ou colmatção no sistema, estas ocorrências podem ser minimizadas utilizando células e distribuindo o efluente de maneira mais uniforme sobre o sistema.

#### 3.3.2 Aplicação Hidráulica e Tempo de Detenção

A taxa de aplicação hidráulica se calcula pela equação:

$$HLR = Q / A \quad (6)$$

Nesta equação, HLR indica a taxa de aplicação hidráulica ( $L/m^2D$ ),  $Q$  é a vazão ( $L/d$ ) e  $A$  é a área superficial do sistema ( $m^2$ ).

Já o tempo de detenção hidráulico é calculado a partir de uma aproximação:

$$t = L \times W \times \alpha \times d / Q \quad (7)$$

Onde  $t$  é o tempo de detenção (d),  $L$  é o comprimento da *wetland* (m),  $W$  é a largura (m),  $\alpha$  é a porcentagem de porosidade do material do maciço filtrante,  $d$  é a profundidade desse maciço, e  $Q$  é a vazão ( $m^3/dia\ m^2$ ).

### 3.3.3 Material filtrante

No processo de remoção da matéria orgânica, o material filtrante tem um papel fundamental, pois auxilia nos mecanismos para remover nitrogênio, adsorver fósforo e manter as condições hidráulicas. Segundo Silva (2007) esse maciço filtrante utilizado nos *wetlands* deve ser composto por materiais de fácil acesso e inertes, como areia grossa, cascalho, pedregulhos e brita; sendo estes os materiais mais comumente empregados, porém, também pode-se utilizar o próprio solo local, desde que analisadas as suas características físico-químicas para avaliar se são favoráveis ao sistema.

Os primeiros *wetlands* construídos utilizavam o solo local para realizar a filtração, por ser o material de mais fácil acesso e que não necessitava de transporte. Além disso, o solo favorecia o crescimento das macrófitas bem como a sua fixação, aumentando o efeito filtrante. Porém, percebeu-se que o uso do solo impacta a condutividade hidráulica, pois o solo diminui a condutividade e favorece a colmatação (SILVA, 2007).

Atualmente, principalmente em *wetlands* de fluxo sub superficial e vertical, segue-se o modelo mais utilizado na Europa, que emprega cascalho de 10 mm para o meio filtrante. Sezerino e Philippi (2013) explicam que o cascalho 10mm tem capacidade hidráulica e filtrante e possibilita a fixação das macrófitas. Especificamente para os sistemas verticais, recomenda-se a utilização de uma camada de cascalho e outra de área lavada, com aproximadamente 3,5 de coeficiente de uniformidade e 0,25 a 0,5 mm de diâmetro efetivo.

Para o tratamento de efluentes líquidos, sejam de origem doméstica ou industrial, deve-se considerar o princípio de filtração e de crescimento do biofilme aderido, por isso as tecnologias empregadas incluem também valas de filtração, filtros para a areia, biofiltros etc., com dimensões do diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) igual ou superior a 0,2 mm, coeficiente de uniformidade menor ou igual a 5 un., e coeficiente de permeabilidade menor ou igual a  $10^{-4}\ m.s^{-1}$  (SEZERINO; PHILIPPI, 2013).

Para avaliar o diâmetro efetivo das partículas e calcular o coeficiente de uniformidade, utiliza-se a “análise granulométrica do solo” proposta pela NBR 7181 da ABNT, a qual tem como objetivo determinar a porcentagem do solo e o peso de cada faixa, especificando o tamanho das partículas na massa analisada. A granulometria do solo pode ser determinada através de peneiramento e/ou sedimentação (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

O peneiramento se faz através de duas peneiras, sendo uma para separar o material grosso com granulometria maior do que 2mm, e outra para o material fino e menor do que 2 mm. Os materiais retidos são analisados em sua proporção total, obtendo assim uma curva de granulometria do solo, para avaliar a presença de partículas muito pequenas. O objetivo é fornecer um material filtrante mais uniforme, permitindo mais igualdade na distribuição das partículas, diminuindo a curva granulométrica através da menor variação entre o diâmetro das partículas (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

### **3.4 Remoção De Poluentes**

O autor Hua (2003) explica que os *wetlands* são conhecidos por sua capacidade de remover de forma eficiente a DBO e DQO, além dos sólidos totais suspensos, nitrogênio e fósforo. Além disso, reduzem a concentração de metais e de poluentes orgânicos e patógenos; através de processos que utilizam componentes biológicos, como, por exemplo o metabolismo microbiano e a remoção dos nutrientes das plantas, e também processos físico-químicos, como por exemplo a absorção, a precipitação e a sedimentação.

Vê-se a seguir alguns desses processos que atuam na remoção dos poluentes.

#### **3.4.1 Formação de biofilme**

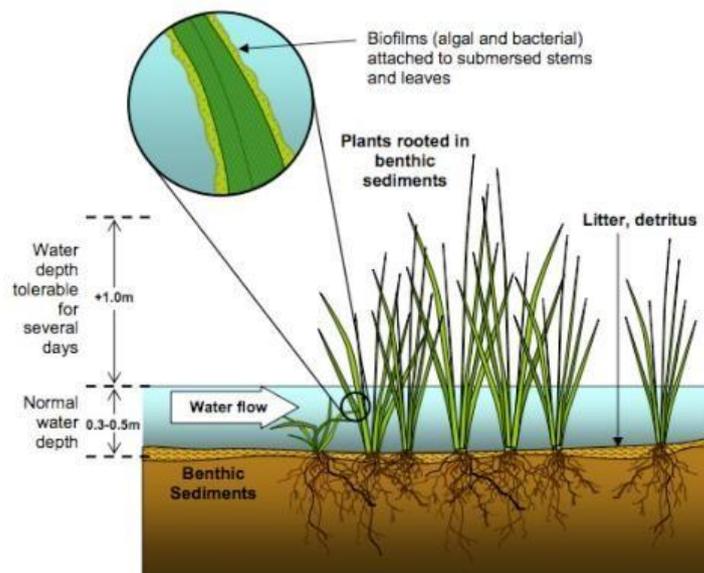
O biofilme é formado por microorganismos e micróbios, além de água, substâncias celulares poliméricas, e partículas dissolvidas, proporcionando uma grande diversidade de espécies microbianas como bactérias, fungos, vírus, protozoários e microalgas. Tais espécies se aglomeram em uma superfície

semissólida ou sólida e são envoltas por uma matriz de exopolissacarídeo (CHAVES, 2004).

Logo, para o desenvolvimento do biofilme é necessária a presença de matéria orgânica, além de oxigênio e micronutrientes; e fatores chamados de “material de suporte”, como a temperatura, quantidade de inoculo, forças hidrodinâmicas, substrato, variação de pH, e presença de agentes antimicrobianos também pode interferir nesse desenvolvimento. O suporte mais propício para o biofilme é no meio de maior porosidade ou rugosidade (PICANÇO et al., 2003).

Segundo Chaves (2004), as etapas para a formação do biofilme na superfície se iniciam com o transporte de células presentes no meio líquido até a superfície, proporcionando a adesão. Os nutrientes que chegam através dessa interface levam ao crescimento das células fixas, as quais começam a se dividir e se fixar em células bacterianas que estão flutuando no líquido, o que leva ao aumento e ao crescimento do biofilme. Por fim, esse material celular se desprende em porções de biofilme, através da erosão superficial que leva à perda de células individuais ou através do descolamento súbito de agregados maiores.

**Figura 4 – Estrutura do biofilme em wetland**



Fonte: <http://blog.dhec.co.za>

### 3.4.2 Remoção do Nitrogênio

Em um efluente, o nitrogênio pode ser encontrado em três formas, conforme nos explica Brix (1994): nitrogênio orgânico ( $\text{NO}_2$ ), oxidado ( $\text{NO}_3$ ) e em forma amoniacal ( $\text{NH}_3$  e  $\text{NH}_4^+$ ). Tal elemento é bastante tóxico em ambientes aquáticos, portanto passar pelo sistema *wetland* permite remover esse nitrogênio através dos processos de nitrificação e desnitrificação, que são os mais importantes; bem como pelos processos de volatilização da amônia, armazenamento em detritos, sedimento, incorporação na biomassa e remoção e absorção através das plantas.

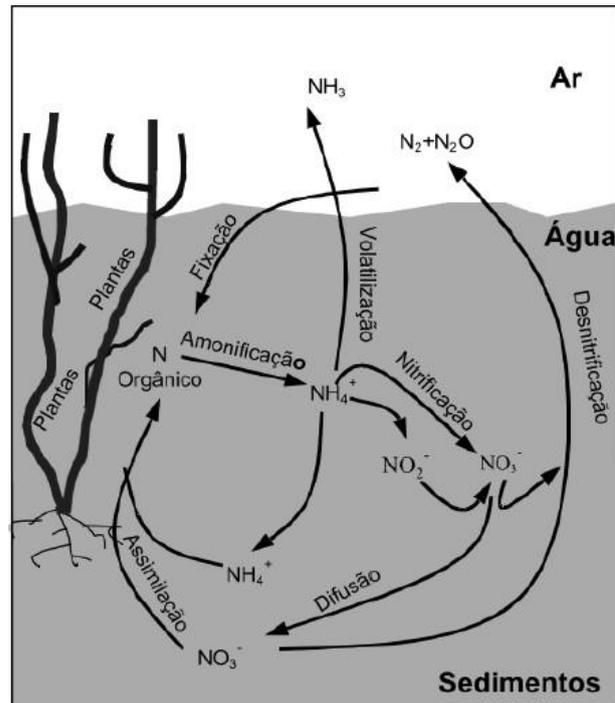
Embora o processo de nitrificação seja o principal mecanismo para a remoção do nitrogênio, a nitrificação também possui uma necessidade de oxigênio para realizar esse processo, portanto possui capacidade limitada. Por isso necessitam de um complemento através da absorção feita pelas plantas; porém, como assinala Boyd (2006), a habilidade de difusão do oxigênio é limitada também nas plantas devido ao meio líquido das raízes. Isso sugere que os processos devem ocorrer de maneira combinada.

O autor também explica como o processo de remoção do nitrogênio ocorre, a começar pelo oxigênio injetado por difusão pelas raízes ou caule das plantas, localizados abaixo da superfície da água, onde há o contato entre o solo (material de fixação) e a área da planta. Tal injeção de oxigênio cria uma camada aeróbica como aquela encontrada entre o líquido e a atmosfera, mantendo um fluxo de oxigênio (BOYD, 2006).

Já as reações de transformação começam a acontecer nas camadas de redução e oxidação, que são as áreas mais profundas do sistema e se encontram no entorno das raízes, sendo áreas aeróbicas. Machioni Júnior (2016, p.31) explica que “a amonificação se dá onde o nitrogênio orgânico é mineralizado a  $\text{NH}_4^+-\text{N}$  em ambas camadas, de oxidação e redução, e este processo pode ser efetuado por bactérias heterotróficas e fungi”.

De maneira simplificada, o autor explica que o ciclo ocorre conforme Figura 5:

**Figura 5** – Ciclo simplificado do nitrogênio em *wetlands*.



Fonte: Machioni Júnior, 2016, p.32.

Conforme indicado na figura, as estruturas submersas são as áreas mais importantes para a nitrificação, pois nestes locais o nitrogênio amoniacal se converte em nitrito, o qual, por sua vez, é transformado em nitrato, respectivamente pelas bactérias *Nitrosomonas* e *Nitrobacter*. O nitrato pode então ou ser absorvido pelas plantas, ou então ser reduzido, sendo convertido em  $N_2$  e  $N_2O$  na zona de redução - que configura o processo de desnitrificação (HUA, 2003).

Machioni Júnior (2016) explica que a absorção do nitrogênio pelas plantas desempenha um papel muito importante durante o crescimento destas, pois nessa fase de crescimento das macrófitas há maior assimilação de nitrogênio e fósforo. Já as macrófitas que estão no final da vida ou já se encontram mortas realizam o processo inverso, pois liberam mais nitrogênio para o *wetland*. Nesse sentido, é importante realizar a poda e a retirada das plantas que não cumprem mais sua função. No final, estudos indicam que a assimilação de nitrogênio através das plantas representa uma pequena porcentagem (entre 5 e 10%) do total de nitrogênio removido.

A espécie das plantas utilizadas também interfere na remoção dos poluentes, como observado por Ghrabi e Keffala (2005), os quais indicaram remoção de 26% de NTK e 19% de amônia em um sistema *wetland* para tratamento do esgoto

doméstico utilizando plantas *Phragmite*. Sem realizar tratamento primário, outros dados indicaram 35,2% de eficiência na remoção do nitrogênio e 53,8% de amônia, com eficiência global de 30%.

Segundo Machioni Júnior (2016, p.32):

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. A remoção do nitrogênio depende diretamente do design do sistema, a forma e o tipo de compostos de nitrogênio no efluente, [...] em altas concentrações de nitrogênio, em particular amônia, os processos de nitrificação e desnitrificação serão priorizados.

Por fim, Mander et al. (2003) demonstram que a emissão gasosa que se origina no *wetland* não contribui significativamente para prejuízos na camada atmosférica terrestre, como para o buraco na camada de ozônio, efeito estufa e aquecimento global. Pelo contrário, até o momento se evidenciam mais benefícios para o meio ambiente, devido à possibilidade de tratar o esgoto e reduzir seu potencial de contaminação.

### 3.4.3 Remoção de Fósforo

O fósforo (P) está presente em vários efluentes industriais e urbanos, devido ao seu aumento nos produtos agrícolas; e sua alta disponibilidade nos ecossistemas aquáticos gera um processo de eutrofização, que interfere de maneira negativa na reprodução de algas e plantas. Cristina (2007) explica que, nos solos dos *wetlands*, o P se transforma a partir da incorporação da MO, decomposição da MO que gera ácidos orgânicos que liberam P solúvel, adsorção e dessorção, precipitação ou dissolução, absorção pelas plantas, mineralização, imobilização microbiana e lixiviação.

Nesse sentido, o maciço filtrante é composto visando manter a alta condutividade hidráulica e a as propriedades de absorção, utilizando por exemplo argilas e materiais cerâmicos, que possuem eficiência na adsorção de fósforo e podem ser utilizados por mais de 15 anos (BRIX, 1994).

Microorganismos como bactérias e algas removem parcelas maiores e mais rápidas, enquanto que as plantas são responsáveis pela remoção lenta. Brix (1994) e Machioni Júnior (2016) explicam que, caso o objetivo do *wetland* seja a remoção do fósforo, o leito deve ser substituído periodicamente, pois conforme ocorre a

saturação desse leito a capacidade de adsorção do P entra em declínio, pois o ciclo de vida dos microorganismos é curto e promove o retorno de alguns nutrientes já removidos.

Nos estudos de Drizo et al. (1997) houve remoção de fósforo entre 98 e 100% devido à utilização de substratos argilosos e macrófitas *Phragmites*, o que proporcionou também remoção total da amônia e de 85% do nitrato. Tais estudos indicam que a remoção do nitrogênio através das plantas é intensificada devido à presença de ferro no substrato. Machioni Júnior (2016, p.35) conclui que, “com a escolha apropriada do substrato e das plantas envolvidas, uma *wetland* pode ser um excelente sistema de tratamento de efluentes”.

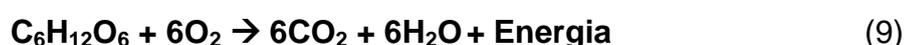
#### 3.4.4 Matéria orgânica

No sistema *wetland* para tratamento de efluentes, a remoção da matéria orgânica se dá através de conversão anaeróbica ou da aeróbica. A primeira tem como característica não utilizar oxigênio, produzindo então metano e dióxido de carbono que serão liberados em forma gasosa para a atmosfera, para liberar energia em pequenas quantidade, através da equação:



Tal processo de conversão anaeróbica ocorre em etapas, sendo que inicialmente os compostos orgânicos mais complexos (como carboidratos, lipídeos e proteínas) são convertidos para uma forma mais simples através do mecanismo de hidrólise; então ocorre na acidogênese, que é a conversão da matéria em ácidos; e em seguida ocorre a metanogênese, que é a conversão dos ácidos em metano, dióxido de carbono e água, ocorrendo a remoção através da liberação para a atmosfera (VON SPERLING, 2007).

Já na conversão aeróbica tem como principais características promover a estabilização da matéria orgânica através do consumo de oxigênio, o qual produz dióxido de carbono e libera energia, conforme a equação:



Nesse processo aeróbico tem destaque os organismos decompositores como bactérias aeróbicas e heterotróficas. Tal modelo de degradação é o que ocorre mais intensamente nos sistemas de fluxo vertical, pois a alimentação intermitente possibilite maior aporte de oxigênio atmosférico enviado ao material filtrante (VON SPERLING, 2007).

### 3.4.5 Sólidos

Os sólidos representam todas as partículas suspensas ou em solução, sejam orgânicas ou minerais, e estão presentes em todos os esgotos, podendo ser classificadas como: resíduo total que tem massa constante; resíduo filtrável ou dissolvido, com porosidade de 1,2  $\mu\text{m}$ ; resíduo não filtrável, que é retido no filtro de porosidade; resíduo fixo, que está calcinado; e resíduo volátil, que se perde na calcinação (SANTOS, 2015).

Santos (2015) explica que os sólidos suspensos podem ser retidos pelo próprio maciço filtrante, que faz a filtração, principalmente em sua camada superior; ou então as partículas podem se aderir ao biofilme presente no meio ou nas raízes das plantas. Porém, tal filtração também pode gerar uma obstrução do material filtrante, reduzindo a capacidade de filtração e gerando um fenômeno chamado de “colmatação do sistema”, portanto deve haver uma limpeza constante.

### 3.4.6 Patógenos

A remoção de patógenos dos efluentes se dá através dos mecanismos físicos, que incluem sedimentação, formação de agregados, filtração e ação da luz ultravioleta; reações químicas como oxidação, adsorção e ação das toxinas; e mecanismos biológicos, como bactérias, bacteriófagos, nematoides e protozoários e antibióticos (VYMAZAL, 2013). Com tempo de retenção de dois dias no inverno, houve remoção de 95% da *salmonela* e 90% de remoção de vírus e bactérias; já no verão a eficiência aumentou para 99%. Tal pesquisa evidencia a necessidade de se compreender as influências climáticas no funcionamento do *wetland*.

### 3.5 Influência Climática

Os sistemas *wetlands* são construídos em áreas abertas, portanto sofrem influência de fatores climáticos, pois estão diretamente expostos à variação de temperatura, radiação solar, chuvas e ventos (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

Quanto à temperatura, Kadlec e Reddy (2001) explicam que a variação nas temperaturas, seja durante o ano ou durante o próprio dia, influencia no fluxo do efluente sobre o material filtrante, o qual também tem sua temperatura modificada. O aumento na temperatura aumenta a evapotranspiração, alterando os parâmetros de aeração; enquanto que a diminuição das temperaturas aumenta a concentração e a disponibilidade de oxigênio. Assim sendo, nos meses mais quentes há menor disponibilidade de oxigênio dissolvido, mas nesses meses também se favorece o processo de oxidação da matéria orgânica e dos compostos nitrogenados. Já nos meses mais frios o oxigênio é mais difundido, porém, tal vantagem não se aplica aos países em que ocorre acúmulo de neve sobre a superfície dos *wetlands*.

As temperaturas influenciam também nas reações bioquímicas e processos microbiológicos, pois as reações aumentam conforme a temperatura se eleva, pois conforme água e solo ficam mais quentes, o metabolismo e o crescimento dos microrganismos aumenta até chegar ao ponto ótimo – que é diferente para cada espécie; sendo que, ao passar desse ponto, a reação é afetada, diminuída ou encerrada (KADLEC; REDDY, 2001).

Quanto às chuvas, que são elementos sazonais da natureza, percebe-se que afetam o balanço hídrico dos *wetlands*, pois adicionam água ao sistema e afetam o fluxo hidráulico e as características do efluente, tornando-o menos concentrado. Combinada com os ventos, a chuva aumenta a evapotranspiração e promove mistura e turbulência no escoamento, sendo geralmente mais comum nos meses mais frios (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

### 3.6 Manejo Operacional

Com o intuito de manter e facilitar o funcionamento do sistema *wetland*, deve-se realizar o manejo operacional, que inclui o regime de aplicações do efluente e também a poda das macrófitas. Machioni Júnior (2016) explica que as taxas de aplicação do efluente se apresentam em pulsos, pois não pode ser lançado

conforme sua produção e chegada, mas sim é necessário realizar um pré-armazenamento até obter um volume razoável para aplicar no sistema. Segundo Boutin e Liénard (2003), a aplicação em pulsos permite controlar o crescimento da biomassa aderida, além de manter as condições aeróbicas e permitir a mineralização de depósitos orgânicos.

Já a poda das plantas é uma ferramenta de manejo que possibilita a remoção dos nutrientes assimilados, retira os organismos decompostos, adiciona novos nutrientes que foram removidos durante o crescimento, e assim permitem um crescimento mais saudável. Cristina (2007) cita como exemplo a remoção do nitrogênio e fósforo aderidos à planta *Eichhornia crassipes*, sendo que quando tais nutrientes foram removidos, houve aumento na biomassa da planta e crescimento da macrófita. Já o estudo de Santos (2015) indicou que o tempo ótimo para realizar a poda é de cerca de 14 dias, tempo em que a quantidade de macrófitas pode dobrar. Outra observação importante é que a eficiência do *wetland* é maior se estiver ocupado pelas plantas em 70% da sua extensão.

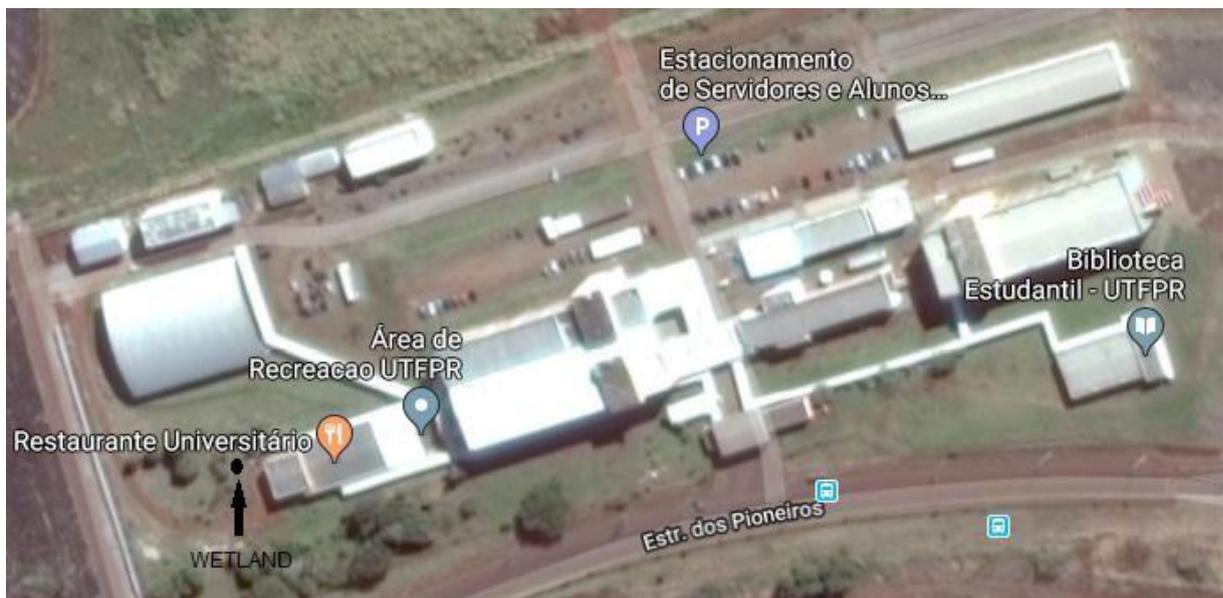
No *wetland* de fluxo vertical, a primeira poda deve ocorrer entre 60 e 90 dias após o plantio, sendo que o crescimento se dá em uma taxa de 0,099m<sup>2</sup> nas áreas livres. Em seguida, a poda pode ser realizada a cada 14 dias, retirando cerca de 30 cm acima do material filtrante, em um ângulo de 45°, pois isso dificulta a penetração de água (MACHIONI JÚNIOR, 2016).

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. Caracterização do local de instalação do sistema wetland

O sistema foi instalado nas proximidades do Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná do Campus Londrina demonstrado na figura 6.

**Figura 6** – Localização de instalação do sistema wetland na Universidade (UTFPR).



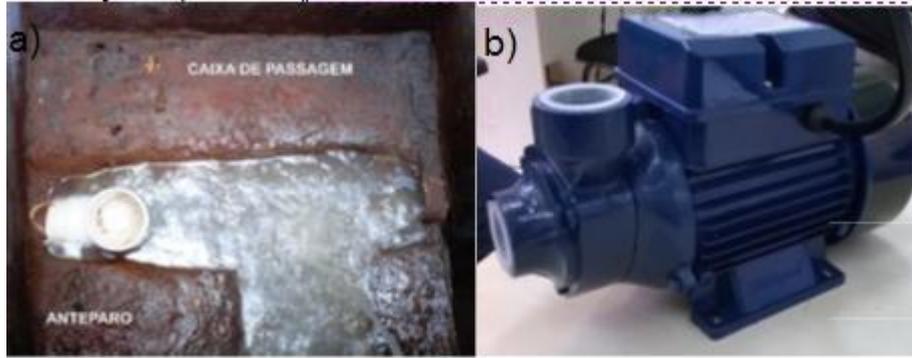
Fonte: Google Earth.

Este sistema foi concebido no projeto de pesquisa de Rodrigues e Machioni (2016) e encontra-se em fase de monitoramento para análise temporal dos resultados.

#### 4.1.2. Caracterização do sistema wetland

O esgoto era composto pela água utilizada na cozinha (industrial), banheiros (apenas pias) e por uma copa, o mesmo foi coletado através de uma caixa de passagem que recebeu um anteparo (Figura 7a) na saída com a finalidade de acumular volume suficiente para a captação do esgoto que foi feita por uma bomba centrífuga (ELETROSPLAS, Motobomba Periférica, ICS-50AB,  $\frac{1}{2}$  cv de potência,  $Q_{\text{nominal}}=1500\text{L h}^{-1}$ ,  $Q_{\text{max}}=1800\text{L h}^{-1}$ ) (Figura 7b).

**Figura 7** – a) Anteparo na saída do efluente da caixa de passagem; b) bomba centrífuga utilizada na estação experimental.



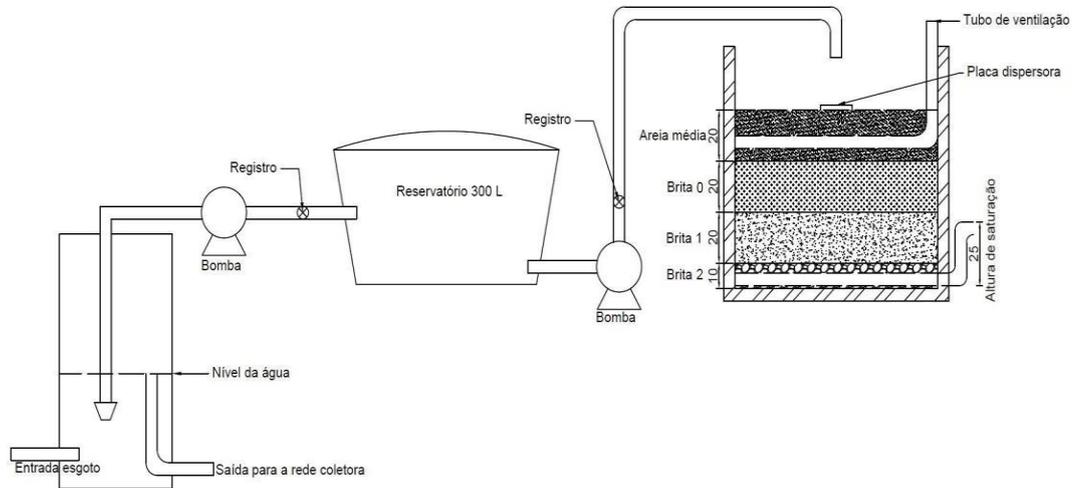
**Fonte:** Marcos Rodrigues.

O efluente da caixa de passagem foi conduzido para um reservatório de 300L considerando as variações diárias da produção de esgoto, características do funcionamento das instalações consideradas neste estudo. Outra bomba com as mesmas características foi utilizada para bombear o efluente do reservatório até o sistema. O sistema foi alimentado com dois pulsos diários de  $25\text{L d}^{-1}$  totalizando uma vazão diária de  $50\text{L d}^{-1}$ .

O esgoto foi distribuído por uma tubulação (DN 25mm) no ponto central na superfície do sistema. Já o efluente tratado foi coletado por um dreno (DN 40mm) com furos de 4mm a cada 2cm nas laterais localizado no fundo do sistema do qual foi encaminhado para a rede coletora do campus.

Na figura 8 é possível visualizar o funcionamento e detalhes do projeto utilizado neste trabalho.

**Figura 8** - Projeto do sistema wetland utilizado.



**Fonte: Marcos Machioni**

O wetland foi construído através da utilização de blocos de concreto e barras de aço (alvenaria). Tanto as paredes como o fundo do sistema foram impermeabilizados com manta PEAD de 2 mm. A tabela 1 apresenta as dimensões do sistema.

**Tabela 1:** Dimensões do (WCFV)

#### Dimensões do Sistema

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

**Fonte: Autoria própria**

Tanto a vazão de entrada como a de saída do sistema foram aferidas através da utilização de um balde graduado e de um cronômetro.

O maciço filtrante ou leito filtrante foi composto de brita e areia. Iniciando pela parte inferior com 10 cm de brita 2 ( $\phi$ 30 mm), seguida por 20 cm de brita 1 ( $\phi$ 24 mm), 20 cm de brita 0 ( $\phi$  12 mm), e na parte superior, 20 cm de areia média, com

características granulométricas obtidas por Machioni (2016)  $D_{10}= 0,187$  mm,  $D_{60}=0,326$  mm e coeficiente de uniformidade  $U=1,932$ .

Já na escolha da vegetação a ser utilizada, foi considerada características como a necessidade de baixa manutenção, ciclo de vida perene e a possibilidade de embelezamento paisagístico. Sendo assim optou-se pela *Heliconia rostrata* (Figura 9) popularmente conhecida como banana do brejo.

**Figura 9** – *Heliconia rostrata*



**Fonte :** [bambooland.com.au](http://bambooland.com.au)

Constatou-se que em outras pesquisas da mesma área de interesse a utilização da *Heliconia rostrata* não é a mais adotada por outros autores, porém foi possível encontrar outros trabalhos que à utilizam e que demonstram boas taxas de remoção de poluentes. As plantas utilizadas neste experimento foram retiradas manualmente do próprio campus da UTFPR de Londrina e transplantada para o sistema mantendo o cuidado para se preservar todo seu sistema radicular. Aleatoriamente foi escolhido um número de 6 mudas por metro quadrado (Figura 10).

**Figura 10** – Distribuição das plantas no sistema e aspecto, [A] *Heliconia rostrata*; [B] Tubo de aplicação do afluente no sistema; [C] Placa dispersora.



Fonte: Marcos Machioni (2016)

#### 4.2. Parâmetros de projeto e dimensionamento

Foi efetuado o dimensionamento do sistema baseado nos critérios apresentados por Platzer (1999) e Sezerino (2006) para wetlands de fluxo vertical e maciço de fluxo livre.

Realizou-se dois pulsos diários de 25L d<sup>-1</sup> em um intervalo de 24 horas, geralmente o primeiro no início da tarde e o segundo no final do mesmo período totalizando uma vazão diária de 50L d<sup>-1</sup>.

A taxa de aplicação superficial é representada através da equação:

$$Ta = Q/A \quad (10)$$

Onde:

Ta = tempo de aplicação (m d<sup>-1</sup>);

Q = vazão do afluente (m<sup>3</sup> d<sup>-1</sup>);

A = área do wetland (m<sup>2</sup>)

A área superficial utilizada no projeto é de  $1 \text{ m}^2$  ( $1,0\text{m} \times 1,0\text{m}$ ) e ao substituir os valores de vazão e área na equação 10, tem-se um valor de  $Ta = 50\text{mm d}^{-1}$ , valor abaixo do recomendado por Platzer (1999) de  $250\text{mm d}^{-1}$ .

Para o cálculo do balanço de oxigênio dissolvido (OD) utilizou-se da equação:

$$\text{BALANÇO} = \text{OxigênioentDIF} + \text{OxigênioentCONV} - \text{Demanda} \quad (11)$$

Onde:

OxigênioentDIF = Aporte de OD por difusão;

OxigênioentCONV = Aporte de OD por convecção;

Demanda = Demanda de OD (função das cargas aplicadas)

Balanço = deve ser maior zero para garantir nitrificação de  $\text{N-NH}_4^+$

Para o cálculo das concentrações de  $\text{DQO}_{\text{aflu}}$  e  $\text{NTK}_{\text{aflu}}$  foram consideradas concentrações de  $650\text{mg L}^{-1}$  e  $40\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente, e vazão de  $0,05\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ . As cargas aplicadas ( $\lambda$ ) foram calculadas pela equação 12:

$$\lambda = Q \cdot C \quad (12)$$

Onde:

$\lambda$  = carga aplicada ( $\text{g d}^{-1}$ )

$Q$  = vazão ( $\text{m}^3 \text{ d}^{-1}$ )

$C$  = concentração ( $\text{g m}^{-3}$ )

E substituindo os valores de  $\text{DQO}_{\text{aflu}}$  e  $\text{NTK}_{\text{aflu}}$  na equação C, temos:

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

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

Para a demanda de oxigênio dissolvido foi utilizada a seguinte equação:

$$\text{Demanda de OD} = 0,85 \cdot 0,7 \cdot [\text{DQO}_{\text{aflu}}] + 4,3 \cdot [\text{NTK}_{\text{aflu}}] - 0,1 \cdot 2,9 \cdot [\text{NTK}_{\text{aflu}}] \quad (13)$$

Substituindo os valores das cargas obtidas de  $\text{DQO}_{\text{aflu}} (\text{g/d})$  e  $\text{NTK}_{\text{aflu}} (\text{g/d})$ , tem-se que  $\text{OD} (\text{g/d}) = 27,36 \text{ g d}^{-1}$ .

O aporte de oxigênio dissolvido no maciço filtrante por processos difusivos foi obtido através da equação:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entDIF}} \text{ (g/d)} = 1 \text{ (gO}_2\text{/m}^2\text{.h)} * \text{area}_{\text{wet}}\text{(m}^2\text{)} * (24\text{(h)}-1,5\text{(h)}) * \text{número de pulsos} \quad (14)$$

Substituindo os valores de área e número de pulsos aplicados, obtém-se  $\text{Oxigênio}_{\text{entDIF}} \text{ (g/d)} = 21 \text{ g de O}_2 \text{ d}^{-1}$ .

Já para o aporte de oxigênio dissolvido no maciço filtrante por processo convectivo é representado por:

$$\text{Oxigênio}_{\text{entCONV}} \text{ (g/d)} = 0,3 \text{ gO}_2\text{L}^{-1} * \text{volume do pulso (m}^3 \text{ d}^{-1}\text{)} * 1000 \text{ (Lm}^{-3}\text{)} \quad (15)$$

Substituindo os valores tem-se que  $\text{Oxigênio}_{\text{entCONV}} = 7,5 \text{ g d}^{-1}$ .

No final, o balanço teórico de oxigênio do sistema wetland de fluxo vertical parcialmente submerso apresenta-se na equação

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

De acordo com Sezerino (2006), para que um sistema wetland deste tipo tenha um funcionamento correto a taxa de aplicação orgânica em DQO deve ser menor que  $40 \text{ gDQO m}^{-2}\text{d}^{-1}$ . A taxa de aplicação orgânica de DQO é dada pela equação 16:

$$\text{Taxa}_{\text{DQO}} = \text{DQO}_{\text{aflu}} / \text{Area}_{\text{wet}} \quad (16)$$

Substituindo os valores de  $\text{DQO}_{\text{aflu}}$  e de área, tem-se que  $\text{Taxa}_{\text{DQO}} = 32,5 \text{ gDQOm}^{-2}\text{d}^{-1}$ .

### 4.3. Análises Físico – Químicas

As coletas das amostras do efluente e afluente tratado no sistema foram realizadas com uma frequência semanal e por amostragem simples durante os meses de março abril e maio de 2017.

Após as amostras serem coletadas, às mesmas foram encaminhadas afim de monitorar suas características físico – químicas. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento do próprio campus da Universidade.

No quadro 2 estão descritos os parâmetros analisados e suas respectivas metodologias para execução das análises.

**Quadro 2:** Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico

<b>Parâmetro</b>	<b>Método</b>	<b>Frequência</b>
Alcalinidade Total (mg CaCO <sub>3</sub> /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B.	Semanal
DQO (mg DQO/L)	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D.	Semanal
Fosfato (mg PO <sub>4</sub> -P/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-P E.	Semanal
N- NTK	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-Norg B.	Semanal
N. Amoniacal (mg NH <sub>3</sub> -N/L)	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH <sub>3</sub> C.	Semanal
Nitrato (mg NO <sub>3</sub> -N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500 – NO <sub>3</sub> - B.	Semanal
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H+ B.	Semanal
ST (mg SS/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D.	Semanal
SST (mg SSV/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B.	Semanal

Fonte: Autoria própria

## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da instalação e operação do WCFV, continuamente procurou-se demonstrar a eficiência do mesmo no tratamento de esgoto de um restaurante universitário através da remoção de DQO das amostras coletadas do efluente. Foi realizado o monitoramento do material coletado com o intuito de demonstrar a eficiência do sistema e os resultados de viabilidade foram obtidos através de ferramentas estatísticas para melhor avaliação.

Também o presente trabalho teve o anseio de demonstrar que os sistemas wetlands construídos são uma saída alternativa ao tratamento de esgoto, haja visto que, a ausência de saneamento é uma problemática a ser resolvida em diversos lugares do país e do mundo

As características de entrada (esgoto que é introduzido no sistema) e saída (pós-tratamento) estão descritas nas tabelas abaixo, apresentadas neste capítulo. Os valores que possuem um “x” são aqueles que não foram aproveitados por erro experimental ou por falta de material de consumo, e os valores que não foram detectados pela metodologia empregada possuem “ND”.

### 5.1 pH

Na tabela 2 é possível observar os valores de pH que foram obtidos durante todo o período de análise.

**Tabela 2:** Valores de pH medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

Data	Entrada	Saída	Varição
17/03	5,54	7,25	30,86%
27/03	6,58	7,25	10,18%
04/04	5,05	6,67	29,45%
11/04	6,68	6,3	-5,68%
19/04	6,79	7	3,09%
04/05	5,56	5,81	4,49%
18/05	6,04	6,5	7,61%

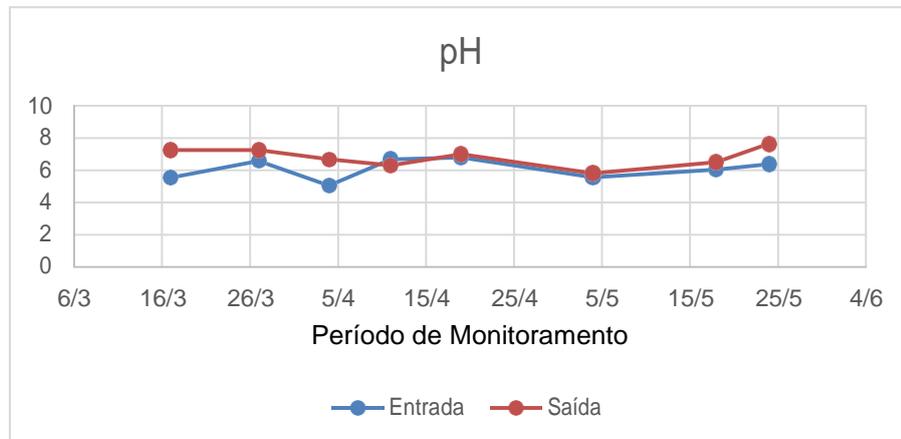
24/05	6,38	7,64	19,74%
<b>Média</b>	6,07	6,80	12,47%

Fonte: Aatoria própria

Em praticamente todos os valores obtidos através das análises realizadas de pH, com exceção do valor datado em 11/04, foi possível observar que o afluente apresentou uma característica mais ácida do que o efluente.

Neste trabalho o menor valor de pH encontrado foi de 5,05 (efluente) e o maior valor foi de 7,64 (afluente), a média obtida para o efluente foi o valor de 6,0775 e a média do afluente apresentou um valor de 6,8025, demonstrando uma variação de 12,47%. Isso nos apresenta que houve uma eficiência no aumento do pH o que garante que o efluente esteja dentro dos padrões de lançamento estabelecidos pela CONAMA nº 430 de 2011, que é no valor de 5 a 9, assim como nos processos de remoção de NT onde o material suporte conferi em um aumento de pH.

Gráfico 1: Variação dos valores de pH.



Fonte: Aatoria própria

## 5.2 Alcalinidade

A alcalinidade pode ser observada através da tabela 3, houve um aumento nos valores em apenas duas das datas coletadas e analisadas. O meio de suporte do sistema composto por brita em seu maciço filtrante é o fator contribuinte para o aumento esperado que apresentaria uma maior neutralidade no afluente.

Tabela 3: Valores de alcalinidade medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

Alcalinidade (mg/L)			
Data	Entrada	Saída	Varição
17/3	41,2	102,2	148%
27/3	161,2	100	-37,96%
4/4	52,1	207,9	299%
11/4	170,6	87,8	-48,53%
19/4	221	90,9	-58,86%
4/5	82,9	70,4	-15,07%
18/5	115,7	102,3	-15,58%
24/5	161,4	138,4	-14,25%
<b>Média</b>	125,76	112,48	32,09%

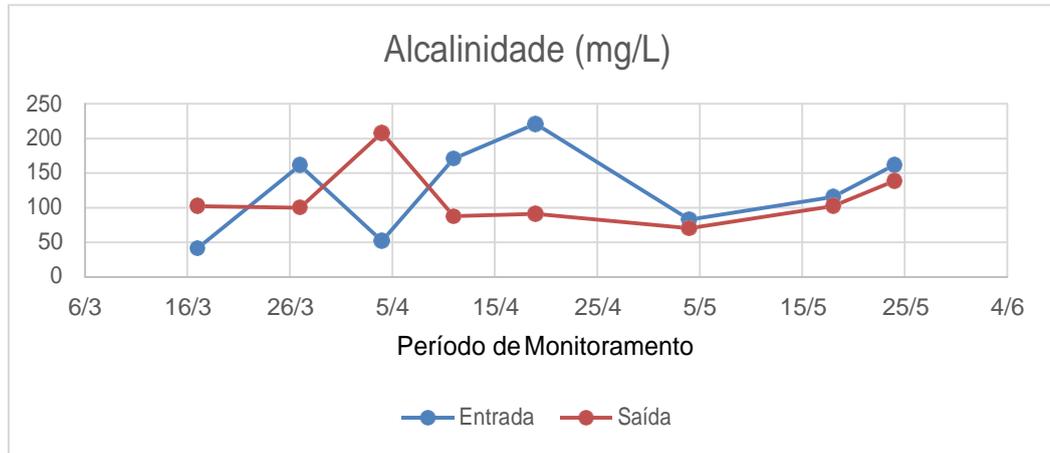
**Fonte: Autoria própria**

A alcalinidade do afluente teve um valor médio de aproximadamente 112,5 mg CaCO<sub>3</sub>/L sendo 207,9 mg CaCO<sub>3</sub>/L seu valor máximo e 70,4 mg CaCO<sub>3</sub>/L seu valor mínimo. A alcalinidade média do efluente apresentou-se em torno de 125,8 mg CaCO<sub>3</sub>/L apresentando um valor máximo de 170,6 mg CaCO<sub>3</sub>/L e um valor mínimo de 41,2 mg CaCO<sub>3</sub>/L.

O aumento da alcalinidade confirma a eficiência relacionada à questão do aumento dos valores de pH, isso ocorre graças a decomposição de matéria orgânica e por processos respiratórios das raízes das plantas que estão próximas a superfície (MONTEIRO, 2009)

A variação da alcalinidade total do esgoto tratado é apresentada no gráfico 2 e foi de 32,09%, o que demonstra que houve uma melhora deste parâmetro, porém não tão satisfatória como o esperado.

Gráfico 2: Variação dos valores obtidos de alcalinidade.



Fonte: Autoria própria

### 5.3 Nitrogênio Amoniacal

Através dos valores obtidos pelas análises realizadas foi possível observar uma remoção significativa do nitrogênio total (NT), como demonstrado na tabela 4.

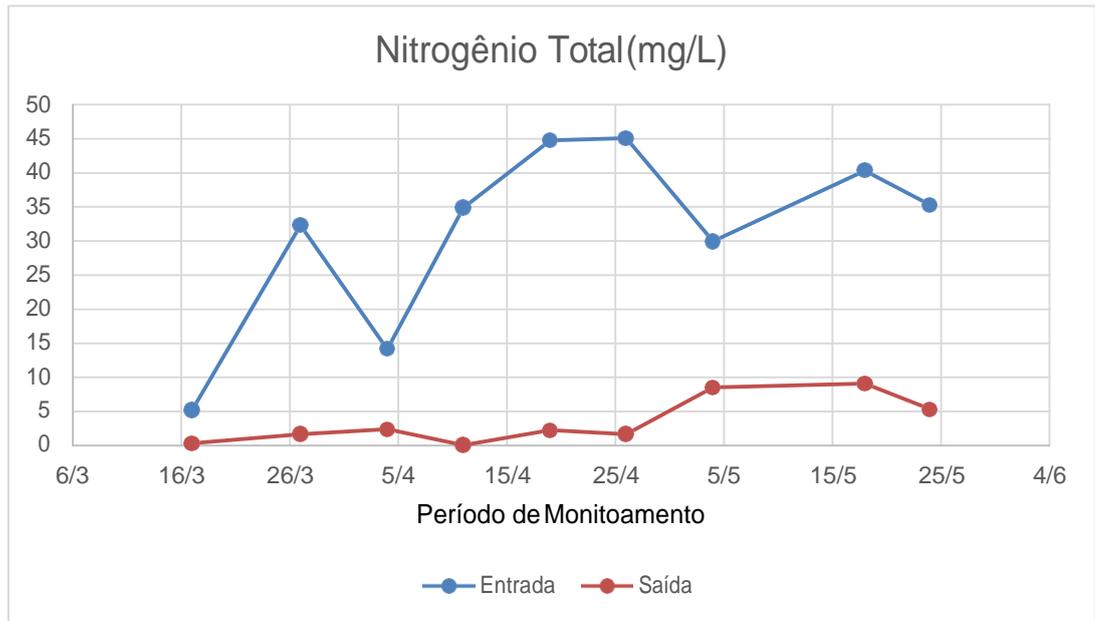
Tabela 4: Valores de Nitrogênio Total medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

Nitrogênio Amoniacal (mg/L)			
Data	Entrada	Saída	Varição
17/3	5,20	0,30	94,08%
27/3	32,31	1,65	94,88%
4/4	14,14	2,38	83%
11/4	34,88	0,06	99,82%
19/4	44,74	2,24	94,99%
26/4	45,08	1,65	96,33%
4/5	29,96	8,51	71,58%
18/5	40,32	9,1	77,43%
24/5	35,28	5,32	84,92%
<b>Média</b>	<b>31,32</b>	<b>3,46</b>	<b>88,58%</b>

Fonte: Autoria própria

A maior concentração de NT afluente encontrada foi de  $9,1 \text{ mg L}^{-1}$  enquanto a menor foi de  $0,06 \text{ mg L}^{-1}$  apresentando uma média aproximadamente de  $3,5 \text{ mg L}^{-1}$ . Já para os valores de efluente o maior encontrado foi de  $45,74 \text{ mg L}^{-1}$  e o menor valor de  $5,20 \text{ mg L}^{-1}$  com uma média em torno de  $31,3 \text{ mg L}^{-1}$ .

Gráfico 3: Variação dos valores obtidos de Nitrogênio Total (NT)



Fonte: Autoria própria

#### 5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Todas as amostras analisadas apresentaram redução nas concentrações de NTK, variações significativas como mostra a tabela 4.

Tabela 4: Valores de NTK medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

NTK (mg/L)			
Data	Entrada	Saída	Varição
17/3	54,32	4,36	91,95%
27/3	59,02	6,21	89,46%
4/4	39,87	6,10	84,69%
11/4	52,30	3,08	94,11%
19/4	97,55	7,95	91,84%
26/4	84,05	8,51	89,87%

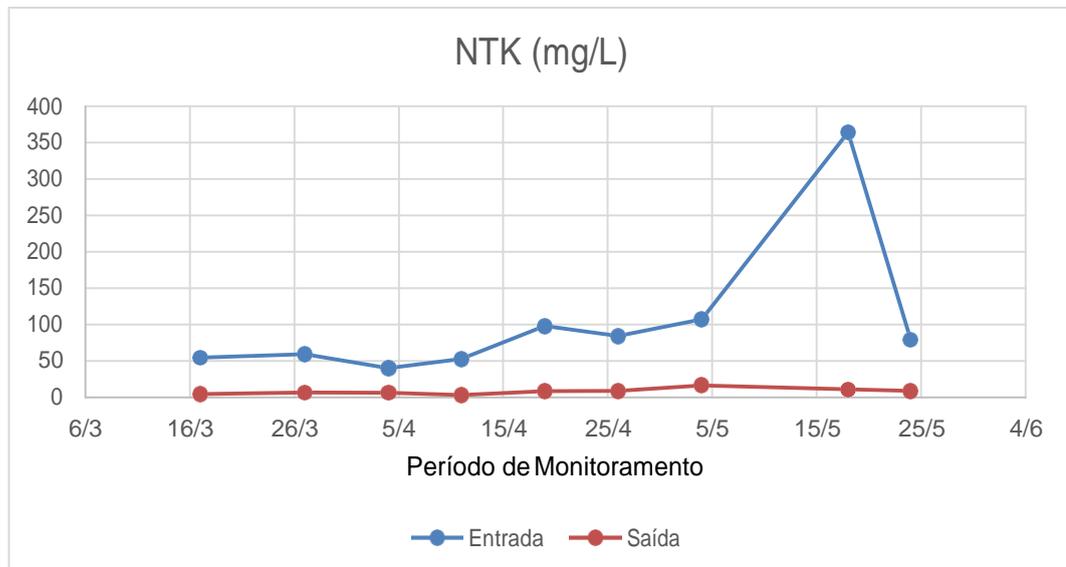
4/5	106,96	16,24	84,81%
18/5	364	10,64	97,07%
24/5	78,51	8,45	89,22%
<b>Média</b>	104,06	7,95	90,34%

Fonte: Autoria própria

O máximo valor encontrado no afluente foi de 16,24 N-NTK/L enquanto o menor valor obtido foi de 3,08 N-NTK/L apresentando um valor médio de 7,95 N-NTK/L. Para os valores referente ao efluente o máximo se apresentou de 364 N-NTK/L, o mínimo foi de 39,87 N-NTK/L enquanto a média foi de aproximadamente 104,1 N-NTK/L. A remoção média deste parâmetro 90,34% com uma máxima datada em 18/05 com um valor de 97,07%.

A remoção do NTK junto ao nitrogênio amoniacal e formação de nitrato pode estar relacionada ao processo de adsorção no material filtrante e início de nitrificação, sendo assim, o sistema demonstrou eficiência na remoção deste parâmetro e que pode ser resultado do início do processo de aeração e desnitrificação. O gráfico 4 apresenta a variação do NTK ao longo das análises realizadas.

**Gráfico 4:** Variação dos valores obtidos de NTK



Fonte: Autoria própria

## 5.5 Nitrato

As análises realizadas para este parâmetro, assim como as outras, foram propostas com nove aferições, porém apenas quatro foram consideradas com todos os resultados sendo uma delas datada em 4/05 que apresentou um valor de nitrato maior no afluente do que no efluente (tabela 5).

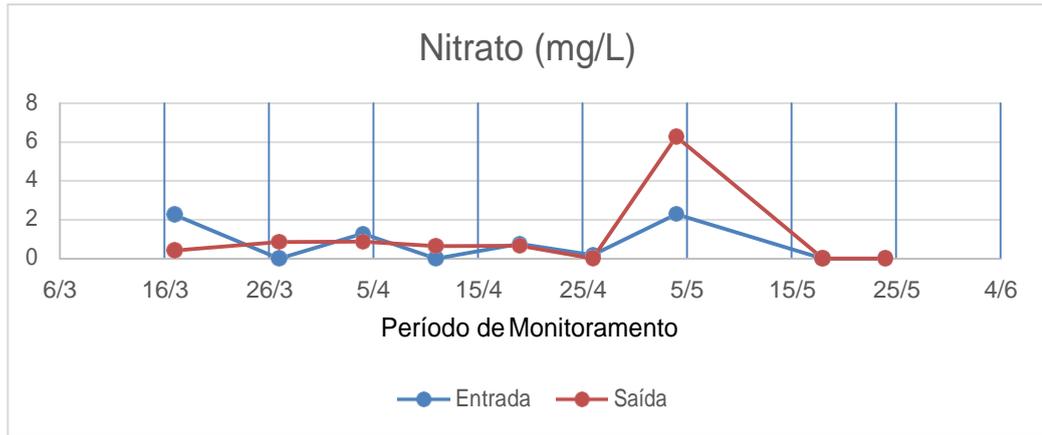
**Tabela 5** : Variação dos valores de Nitrato obtidos através do monitoramento do WCFV

<b>Nitrato (mg/L)</b>			
<b>Data</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Variação</b>
17/3	2,25	0,41	81,76%
27/3	ND	0,85	ND
4/4	1,27	0,85	32,63%
11/4	ND	0,63	ND
19/4	0,75	0,64	14,44%
26/4	0,16	ND	ND
4/5	2,28	6,26	-174,34%
18/5	ND	ND	ND
24/5	x	x	x
<b>Média</b>	6,72	9,67	

Fonte: Autoria própria

O maior valor obtido para nitrato no afluente foi de aproximadamente 6,3 mg/L enquanto o menor valor foi de aproximadamente 0,42 mg/L com uma média de 9,6 mg/L de remoção. Analisando o efluente o maior valor aferido foi aproximadamente 2,29 mg/L enquanto o menor se apresentou em 0,17 mg/L. A maior remoção ocorreu no dia 17/03 com um valor de 81,7% (gráfico 5).

**Gráfico 5:** Variação dos valores obtidos de nitrato



Fonte: Autoria própria

## 5.6 Fosfato

Neste parâmetro, para as amostras do afluente foram realizadas diluições na razão de 1 para 10, para o valor se ajustar a curva de concentração. Em toda as análises foi possível perceber uma diminuição significativa do fosfato pós tratamento do esgoto (tabela 6).

**Tabela 6:** Valores de fosfato medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

Fosfato (mg/L)			
Data	Entrada	Saída	Varição
17/3	6,47	0,04	99,24%
27/3	26,10	0,14	99,44%
4/4	55,47	0,33	99,39%
11/4	77,42	0,36	99,52%
19/4	17,42	0,36	97,89%
26/4	33,35	ND	0
4/5	7,61	0,94	87,64%
18/5	76,91	0,47	99,37%
24/5	28,81	0,48	98,30%
<b>Média</b>	36,61	0,39	97,59%

Fonte: Autoria própria

Considerando a origem do efluente tratado pelo sistema, no caso, a maior contribuição proveniente do funcionamento de uma cozinha industrial admite-se que grande parte do fosfato encontrado no afluente é consequência da utilização em

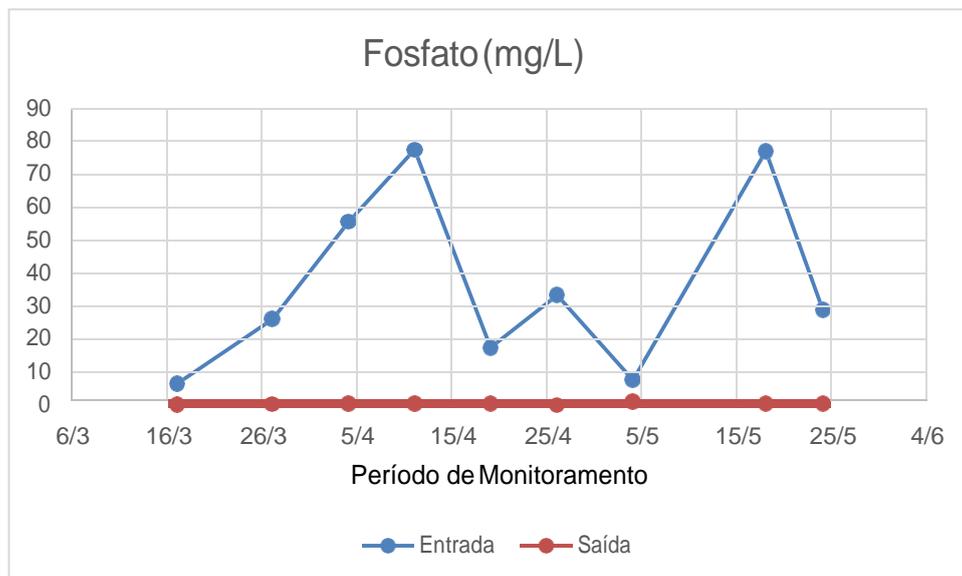
grande quantidade de detergentes. A Resolução CONAMA Nº 359/2005 define a concentração máxima de STPP de 10,99% por formulação, e fósforo total de 4,8%.

O máximo valor obtido para o afluente foi de  $0,94\text{mg/L}^{-1}$  e o menor valor de  $0,048\text{ mg/L}^{-1}$  e um valor médio de  $3,16\text{ mg/L}^{-1}$ , já para o efluente o máximo valor obtido foi de  $77,42\text{ mg/L}^{-1}$  e o mínimo de  $6,47\text{ mg/L}^{-1}$  com uma média de  $36,61\text{ mg/L}^{-1}$ .

Considerando trabalhos realizados no mesmo segmento deste, Baskar et al (2014), operaram um sistema vertical sem leito submerso, com concentração de entrada de  $2,25\text{ mg L}^{-1}$  de fosfato e obteve eficiência de remoção de 77% com tempo de detenção de 8 dias.

Pode-se observar que o sistema em estudo demonstrou eficiência na remoção deste parâmetro ao analisar o gráfico 6.

**Gráfico 6:** Variação dos valores obtidos de fosfato



Fonte: Autoria própria

## 5.7 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

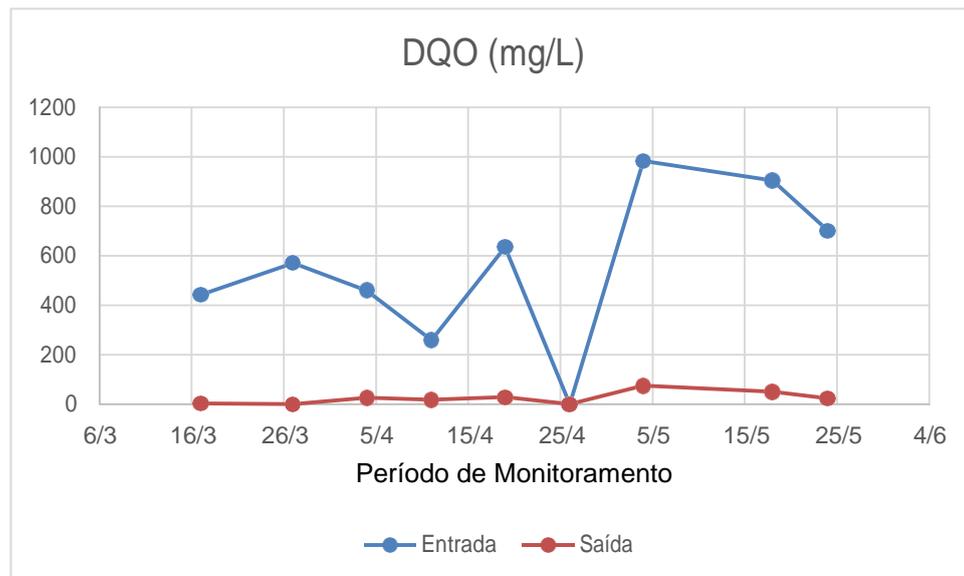
Foi possível observar através dos dados obtidos uma diminuição relevante nas concentrações de DQO (tabela 7).

**Tabela 7:** Variação de DQO observada no monitoramento do WCFV

<b>DQO (mg/L)</b>			
<b>Data</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Varição</b>
17/3	442,73	3,52	99,20%
27/3	571,04	ND	
4/4	460,01	25,73	94,40%
11/4	260,14	18,32	92,95%
19/4	635,20	28,19	95,56%
26/4	ND	ND	
4/5	983,12	75,08	92,36%
18/5	904,16	50,40	94,42%
24/5	701,82	23,26	96,68%
<b>Média</b>	<b>619,77</b>	<b>32,07</b>	<b>95,08%</b>

Fonte: Aatoria própria

A concentração máxima obtida do afluente foi de 75,08 mg O<sub>2</sub>/L, a mínima apresentou o valor de 3,52 mg O<sub>2</sub>/L e a média foi de 32,07 mg O<sub>2</sub>/L, para os valores obtidos de efluente a máxima teve o valor de 983,12 mg O<sub>2</sub>/L, o valor mínimo foi de 260,14 mg O<sub>2</sub>/L e a média de 619,77 mg O<sub>2</sub>/L. Através destes dados foi possível observar uma máxima remoção de 95,08% (gráfico 7).

**Gráfico 7:** Variação dos valores obtidos de DQO

Fonte: Aatoria própria

Com isso é possível afirmar que o sistema apresentou uma remoção de DQO muito satisfatória, pois quando comparado com outros sistemas wetlands verticais estes apresentam valores pouco inferiores aos obtidos neste trabalho. 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, contrário ao presente trabalho que apresentou desde o início do monitoramento taxas de remoção de DQO sempre superiores a 90% salientando sua eficiência e condições operacionais adequadas.

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<sup>-1</sup>, sendo assim, para obtenção dos dados de saída menores que 80 mg L<sup>-1</sup>, foi necessário a aproximação dos dados à curva.

## 5.8 Sólidos Totais

Foram realizados ensaios de sólidos totais fixos e voláteis com o intuito de obter valores para sólidos totais que foram descritos nas tabelas 8, 9 e 10 respectivamente.

**Tabela 8:** Valores de STF medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

### Sólidos Totais Fixos (mg/L)

Data	Entrada	Saída	Variação
17/3	300	240	20%
27/3	x	270	x
4/4	2880	260	90,97%
11/4	160	140	12,5%
19/4	300	280	6,66%
26/4	x	x	87,5%
4/5	280	200	28,57%
18/5	240	250	-4,16%
24/5	x	x	x
<b>Média</b>	627,33	172,57	48,29%

Fonte: Autoria própria

**Tabela 9:** Valores de STV medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

<b>Sólidos Totais Voláteis (mg/L)</b>			
<b>Data</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Varição</b>
17/3	240	ND	ND
27/3	729040	60	99,99%
4/4	x	5230	x
11/4	x	x	x
19/4	510	100	80,39%
26/4	x	x	x
4/5	630	180	71,42%
18/5	380	340	10,52%
24/5	x	x	x
<b>Média</b>	146160	1182	65,58%

Fonte: Autoria própria

**Tabela 10:** Valores de ST medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

<b>Sólidos Totais (mg/L)</b>			
<b>Data</b>	<b>Entrada</b>	<b>Saída</b>	<b>Varição</b>
17/3	540	240	55,55%
27/3	730	330	54,79%
4/4	x	x	x
11/4	x	x	x
19/4	810	380	53,08%
26/4	x	x	x
4/5	910	380	58,24%
18/5	620	590	4,83%
24/5	x	x	x
<b>Média</b>	722	384	45,29%

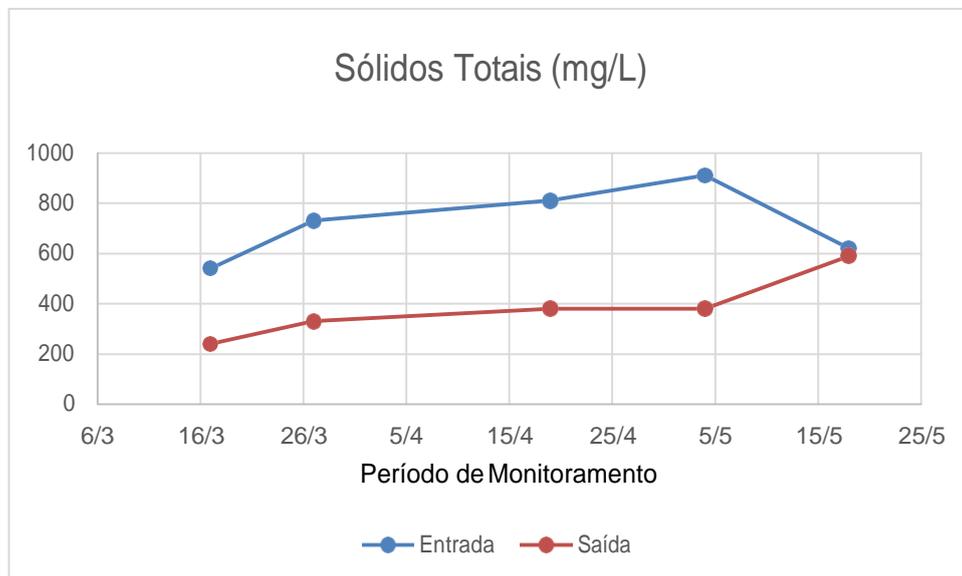
Fonte: Autoria própria

Nos sólidos totais fixos o maior valor obtido no afluente foi de 280 mg/L enquanto o menor foi de 140 mg/L e uma média de 243,3 mg/L. Para o efluente o valor máximo foi de 2880 mg/L enquanto o mínimo foi de 160 mg/L com uma média de 693,4 mg/L. No ensaio de sólidos totais voláteis o maior valor obtido para afluente foi de 5230 mg/L e o menor de 60 mg/L enquanto a média apresentou um valor de 1182 mg/L, no efluente foi obtido um máximo valor de 729040 mg/L e um mínimo de

240 mg/L com uma média de 146160 mg/L. Sendo assim, os valores obtidos para sólidos totais no afluente apresentou um máximo de 590 mg/L e um mínimo de 240 mg/L e uma média de 384 mg/L, já para o efluente o máximo foi de 910 mg/L o mínimo de 540 mg/L com uma média de 722 mg/L (gráfico 8).

Com isso foi possível observar que a maior remoção de sólidos totais foram de 58,24%, enquanto a média de remoção foi de 45,34% que foi superior ao valor do sistema de Ferreira e Paulo (2009) que obteve uma remoção de 38% de sólidos totais.

**Gráfico 8:** Variação dos valores obtidos de sólidos totais



Fonte: Autoria própria

## 5.9 Sólidos Suspensos Totais

Os valores obtidos através das análises deste parâmetro estão expressos na tabela 11.

**Tabela 11:** Valores de SST medidos na entrada e saída do WCFV durante o monitoramento

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)			
Data	Entrada	Saída	Varição
17/3	ND	ND	ND
27/3	60	3,33	94,44%
4/4	84,61	6,66	92,12%
11/4	ND	ND	ND
19/4	220	x	x

26/4	x	x	x
4/5	200	35	82,5%
18/5	80	x	x
24/5	ND	ND	ND
<b>Média</b>	128,92	14,99	89,68%

**Fonte: Autoria própria**

Com a realização das análises para os ensaios de sólidos suspensos totais foi possível obter um máximo valor para o afluente de 35 mg/L e um mínimo de aproximadamente 3,4 mg/L e uma média de 15 mg/L, já para o efluente o maior valor foi de 200 mg/L enquanto o menor foi de 60 mg/L obtendo-se uma média de aproximadamente 128,9 mg/L, com isso chegou-se em um resultado médio de 89,68% de remoção sendo que na data de 27/03 o sistema apresentou uma remoção de quase 95% deste parâmetro.

Quando comparado com outros trabalhos de mesmo objeto de estudo, este sistema apresentou-se superior no que diz respeito à remoção de sólidos suspensos totais, como por exemplo, quando comparado os valores com os de Ferreira e Paulo (2009) que possui um sistema semelhante em que se tem um valor encontrado de 66% deste mesmo parâmetro. A remoção de SST é muito significativa, pois se trata de um filtro onde a capacidade de retenção de material particulado é elevada.

## 6. CONCLUSÃO

Através do presente trabalho pode-se concluir que o sistema wetland construído de fluxo vertical é eficiente pois mostrou remoções significativas dos parâmetros analisados, sendo viável como alternativa para o tratamento de esgoto descentralizado, além de ser um sistema com baixo custo de implantação, facilidade de operação detém também de um benefício paisagístico para o local em que for instituído.

As análises realizadas, Nitrogênio Total (NT), NTK, Nitrato, Nitrogênio Amoniacal, Fosfato, DQO, Sólidos Totais e Sólidos Suspensos Totais apresentaram reduções consideráveis, alguns parâmetros com uma eficiência maior do que outros porém todos significativos.

Praticamente todos os resultados se apresentaram acima de 90% de eficiência de remoção como por exemplo na digestão da matéria orgânica (DQO) que apresentou em um dos dias de dados obtidos uma remoção em cerca de 99,2 % e bem como esperado e objetivo deste trabalho a remoção de nitrogênio total que teve o maior valor aferido em 99,82 % de remoção.

Haja visto a eficiência na remoção dos poluentes encontrada, a dinâmica do sistema o atendimento aos padrões de parâmetros de qualidade de água exigidos por lei, conclui-se que o sistema wetland construído de fluxo vertical e leito parcialmente submerso é um alternativa possível para o tratamento de efluentes em locais que não possuem atendimento de esgotamentos sanitário.

## REFERÊNCIAS

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

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

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.

CONAMA, C. N. D. M. A. **RESOLUÇÃO, Nº430 DE 13 DE MAIO DE 2011, Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, 2011. Disponível em: <[http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol\\_lanceflue\\_30e31mar11.pdf](http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res11/propresol_lanceflue_30e31mar11.pdf)>. Acesso em: 10 Nov. 2017.

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 Ed. Boca Raton FL: CRC Press, 2014.

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**, v.35, n.5, p.95-102. 1997.

FERREIRA, C. D. A.; PAULO, P. L. **EFICIÊNCIA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS PARA O TRATAMENTO DOMICILIAR DE ÁGUA CINZA COM CONFIGURAÇÃO**

**DIFERENCIADA.** Universidade Federal de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, p. 12. 2009.

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

GUIMARÃES; SILVA, C. E. **Saneamento Básico.** Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ). Rio de Janeiro, p. 9. 2007.

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

IBGE, I. B. D. G. E. E. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico.** Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Rio de Janeiro, p. 397. 2000.

KADLEC, R. H.; REDDY, K. R. **Temperature Effects in Treatment Wetlands** **Water Environment Research**, 2001. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/25045537>>. Acesso em 16.09.17.

LAUTENSCHLAGER, S. R. **MODELAGEM DO DESEMPENHO DE WETLANDS CONSTRUÍDAS.** Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 106. 2001.

MACHIONI JÚNIOR, M. A. **Remoção da 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: Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2016.

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**, International Association on Water Pollution Research, v.48, n.5, p.135-142, 2003.

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

MONTEIRO, R. C. M. **VIABILIDADE TÉCNICA DO EMPREGO DE SISTEMAS TIPO “WETLANDS” PARA TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA VISANDO O REÚSO NÃO POTÁVEL.** Universidade de São Paulo. São Paulo, p. 84.

PICANÇO, A. P. et al. Avaliação da atividade biológica do biofilme formado em materiais suportes de filtros anaeróbios de fluxo ascendente. [Anais...] **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.

SALATTI, E. Utilização de sistemas 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). Florianópolis – SC: Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 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.

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.

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.] Universidade de Brasília, 2007.

TREIN, C. M. et al. Tratamento descentralizado de esgoto de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos. **Ambiente Construído**, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, Outubro/Dezembro 2015.

VON SPERLING, M. **Basic principles of wastewater treatment**. London: IWA Publishing, 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. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Science of the Total Environment** 380. 2007.

WETLANDS. **WETLANDS CONSTRUÍDOS**, 2016. Disponível em: <<http://www.wetlands.com.br/>>. Acesso em: 18 outubro 2017.