

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ**

**CAMPUS LONDRINA**

**CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL**

**RENAN BALLINI RAMOS**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND  
CONSTRUÍDO COM LEITO DE SEGUNDO ESTÁGIO PARCIALMENTE  
SATURADO**

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO**

Londrina  
2019

Renan Ballini Ramos

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND  
CONSTRUÍDO COM LEITO DE SEGUNDO ESTÁGIO PARCIALMENTE  
SATURADO**

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

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior

Londrina  
2019



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



## TERMO DE APROVAÇÃO

**IMPLANTAÇÃO DE SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND CONSTRUÍDO COM  
LEITO DE SEGUNDO ESTÁGIO PARCIALMENTE SATURADO**  
por

Renan Ballini Ramos

Monografia apresentada no dia 0X de X de 2019 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

---

Prof. Dr. Rafael Montanhini Soares de Oliveira

---

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Constanzi

---

Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior  
Orientador

---

Prof. Dra. *Edilaine Regina Pereira*  
Responsável pelo TCC do Curso de Eng. Ambiental

## RESUMO

RAMOS, R.B. Remoção de matéria orgânica em sistema francês de wetland construído com leito de segundo estágio parcialmente saturado, 2019, 69 p. Trabalho de Conclusão de Curso de (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina. Londrina, PR, 2019.

Esta monografia teve como objetivo fazer a operação e o monitoramento de um sistema *wetland* construído de fluxo vertical submerso com modelo francês, implantado como unidade experimental para tratamento do efluente bruto do restaurante universitário no campus de Londrina da UTFPR. O sistema usado empregou *Heliconia Rostrata* como macrófitas e sua estrutura foi composta por dois leitos no primeiro estágio e um no segundo estágio. O objetivo do estudo foi a verificação da remoção da matéria orgânica no tratamento, coletando amostras e analisando os parâmetros DBO<sub>5,20</sub>, DQO, série de sólidos totais e suspensos, turbidez e cor verdadeira. As eficiências de remoção foram respectivamente: 96%, 91%, 60%, 90%, 98% e 54% demonstrando viabilidade no tratamento deste efluente, para as condições operacionais adotadas, 1,32 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h em cada leito do primeiro estágio e 1,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h para o segundo estágio.

**Palavras-chave:** Wetland Construído, Sistema Frânces, *Heliconia Rostrata*, Efluente sanitário, Tratamento de efluentes.

## ABSTRACT

This final course assignment aimed to operating and monitoring constructed wetland system with submerged vertical flow type French model, implanted as experimental unit to treat raw effluent of University Restaurant on the campus Londrina of UTFPR. The system used *Heliconia Rostrata* as macrophytes and its structure was consisted of two beds in the first stage and one bed in the second stage. The objective of this study was to verify the removal of organic matter in the treatment, collecting samples and analyzing the parameters: BOD<sub>5</sub>, COD, total and suspended solids series, turbidity and true color. The removal efficiencies were: 96%, 91%, 60%, 90%, 98% and 54%, respectively, demonstrating viability in the effluent treatment, to the operational conditions adopted, 1,32 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h to each bed on first stage and 1,5 m<sup>3</sup>/m<sup>2</sup>h to the second stage.

**Keywords:** Constructed Wetland, French System, *Heliconia Rostrata*, Sanitary sewage, effluent treatment.

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Tipos de WC.....	18
Figura 2 – Wetland Construído de Fluxo Vertical.....	19
Figura 3 – Típico modelo francês para wetland.....	20
Figura 4 – Típico substrato em WCFV.....	22
Figura 5 – Substrato para WC modelo francês.....	23
Figura 6 – Formação do biofilme no meio suporte.....	26
Figura 7 – Fluxograma transformação da matéria orgânica em WC.....	29
Figura 8 – Ciclo simplificado do nitrogênio em <i>wetlands</i> .....	31
Figura 9 – Esquema ciclo biogeoquímico do fósforo em WC.....	32
Figura 10 – Classificação série de sólidos em amostra de água.....	36
Figura 11 - Local de construção do wetland construído experimental.....	39
Figura 12- Fluxograma da estação experimental.....	40
Figura 13 – Foto de um leito do primeiro estágio (SFWC1).....	40
Figura 14 – Foto do leito do segundo estágio (SFWC2).....	41
Figura 15 - <i>Heliconia Rostrata</i> .....	42
Figura 16 - Sistema de captação do efluente do restaurante universitário.....	43
Figura 17 – Concentrações $DBO_5$ das amostras durante o monitoramento.....	47
Figura 18 – Concentração de DQO das amostras durante o monitoramento.....	47
Figura 19 – Concentrações de $DBO_5$ .....	48
Figura 20 – Concentração de DQO.....	49
Figura 21 – Eficiência de remoção de $DBO_5$ .....	50
Figura 22 – Eficiência de remoção de DQO.....	50

Figura 23 – Concentração sólidos totais.....	52
Figura 24 – Concentração sólidos voláteis totais.....	53
Figura 25 – Concentração de sólidos suspensos totais.....	54
Figura 26 – Concentração de sólidos suspensos voláteis.....	54
Figura 27 – Eficiência em remoção de sólidos totais e suspensos.....	55
Figura 28 – Turbidez das amostras nos pontos de coleta.....	56
Figura 29 – Relação Turbidez e Sólidos Suspensos Totais.....	57
Figura 30 – Cor verdadeira das amostras nos pontos de coleta.....	57

## LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Comparação entre sistemas convencionais de tratamento e wetlands construídos.....	15
Quadro 2 – Espécies comuns de macrófitas em WC.....	25
Quadro 3 – Condições de desenvolvimentos de macrófitas comuns em WC.....	25
Quadro 4 – Mecanismos responsáveis pela remoção de poluentes em WC.....	28



## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Características médias do efluente do RU.....	43
Tabela 2 – Dados tratados dos parâmetros de avaliação no tratamento.....	45
Tabela 3 – Eficiência Global do WC.....	46
Tabela 4 – Dados de valores médios da série de sólidos totais e suspensos.....	51
Tabela 5 – Eficiência em remoção de sólidos totais e suspensos.....	52
APÊNDICE A – Variedade de sistemas wetland vertical com leito saturado .....	65

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO.....</b>	<b>11</b>
<b>2. OBJETIVOS .....</b>	<b>13</b>
2.1 OBJETIVOS GERAIS .....	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	13
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>14</b>
3.1 SISTEMAS WETLAND CONSTRUÍDO .....	14
3.1.1 <i>Configurações de wetland construído</i> .....	16
3.1.2 <i>Constituintes do sistema Wetland Construído</i> .....	20
3.2 MECANISMOS DE REMOÇÃO DE POLUENTES EM WC.....	26
3.2.1 <i>Conversão e remoção da matéria orgânica</i> .....	27
3.2.2 <i>Conversão e remoção do nitrogênio</i> .....	29
3.2.3 <i>Remoção do fósforo</i> .....	30
3.3 CRITÉRIOS DE DIMENSIONAMENTO PARA WETLAND CONSTRUÍDOS: SISTEMA FRANCÊS.....	32
4.3.1 <i>Profundidade do filtro e da saturação do nível da água</i> .....	33
4.3.2 <i>Parâmetros físicos de controle</i> .....	34
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>38</b>
4.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA FRANCÊS DE WETLAND CONSTRUÍDO. ....	38
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL.....	38
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÕES .....</b>	<b>44</b>
5.1 DADOS DE OPERAÇÃO E EFICIÊNCIA DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO .....	44
5.2 MATÉRIA ORGÂNICA .....	45
5.3 SÓLIDOS TOTAIS E SÓLIDOS SUSPENSOS .....	50
5.4 TURBIDEZ .....	55
5.5 COR .....	56
<b>6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES.....</b>	<b>58</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>59</b>
<b>APÊNDICES .....</b>	<b>65</b>

## 1. INTRODUÇÃO

A falta de saneamento básico para uma grande parcela da população mundial demonstra um cenário preocupante para o desenvolvimento sustentável das nações. “Estima-se que 780 milhões de pessoas no mundo não tenham acesso a água potável e 2,5 bilhões de serviços de esgotamento sanitário” (ONU, 2014). É caracterizado que a população carente do saneamento básico é de baixa renda. Isto, aliado ao fato de se instalarem em áreas vulnerabilidade socioambiental emerge problemas à saúde humana e ao meio ambiente (JACOBI, 2016).

O conhecimento sobre a relação do saneamento e a saúde pública proporciona aos agentes envolvidos direcionamentos mais eficazes às ações vinculadas ao planejamento de serviços de saneamento (TONIATO, 2005). Estudos demonstram que elevar a qualidade da água é fundamentalmente importante para a saúde da população. E para que todos sejam beneficiados proporcionando infraestrutura em todos os lugares, é coerente que os sistemas a serem implantados possuam baixos custos de investimento, sejam eficazes e sustentáveis (SPERLING, 2005).

Neste contexto, os wetlands construídos (disseminada tecnologia como áreas alagadas construídas, leitos cultivados e outras denominações) são alternativas viáveis para tratamento de efluentes pois possuem custos de implantação e operacionais menores comparados a sistemas de tratamentos de efluentes tradicionais, conseguindo atingir eficiências elevadas na remoção de matéria orgânica, nutrientes e patógenos. Além disto, esta tecnologia tem a vantagem de não produzir odor, ter aspectos favoráveis a integração paisagística e não utilizar produtos químicos no tratamento (WU, 2015).

Segundo Stefanakis et al. (2014) os sistemas wetlands podem ser utilizados para o tratamento de esgoto doméstico, águas residuárias, águas pluviais, lixiviados, águas contaminadas e efluentes de indústrias e agropecuárias.

Vários tipos de sistemas wetland são apresentados na literatura, e entre eles aparece o sistema francês de wetlands verticais. Este sistema destaca-se por tratar efluente bruto, não advindo de nenhum tratamento preliminar. O arranjo é composto por dois estágios de filtros, onde a primeira e a segunda fase são divididas em três e duas plantas semelhantes, respectivamente. Molle (2014), cita que este modelo tem

se disseminado efetivamente na França para pequenas comunidades (< 5000 hab) nas últimas décadas devido a simplicidade de operação, baixos custos e eficiência, já possuindo mais de 3500 plantas em operação atualmente.

Assim, a presente monografia buscou avaliar a remoção de matéria orgânica em um modelo francês de wetland construído empregado para o tratamento de efluente produzido em um restaurante universitário.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivos gerais**

Esta monografia foi desenvolvida com o objetivo principal de analisar a eficiência de remoção de matéria orgânica do efluente do restaurante universitário da UTFPR- Londrina através do sistema francês wetland construído.

### **2.2 Objetivos específicos**

I. Verificar se as condições operacionais são favoráveis à remoção de matéria orgânica considerando altura de saturação do maciço filtrante do segundo estágio igual a 25 cm.

II. Propor o sistema wetland construído tipo francês como unidade viável para tratamento descentralizado de efluentes de cozinhas industriais ou unidades condominiais.

### 3. REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 Sistemas wetland construído

Os modelos tradicionais de sistema de tratamento de esgoto centralizados se demonstram eficazes e sucedidos no tratamento de águas residuárias, como processos por lodo ativado, reatores anaeróbios, lagoas e biorreatores de membranas. Estas tecnologias demandam altos custos de investimento, operação e manutenção, o que as tornam impraticáveis em lugares com escassez de recursos e limitados frente aos padrões cada vez mais rigorosos de qualidade de água. Portanto, há a necessidade do emprego tecnologias de baixo custo e com versatilidade em seu desenvolvimento, principalmente em regiões em desenvolvimento, com situações sanitárias precárias (WU et al., 2015).

O sistema wetland construído (WC), considerado uma tecnologia sustentável em relação ao meio ambiente, é um sistema desenvolvido para o tratamento de efluentes, utilizando biotecnologia para a remoção de matéria orgânica, nutrientes (em especial nitrogênio e fósforo) e outras substâncias, realizado através de processos biológicos (CARVALHO et al., 2017). Dentro deste propósito, o WC é uma boa opção a ser adotada pelo baixo custo de investimento, pouca manutenção e simples operações requeridas, além de ser um processo estável, conseguindo atingir elevadas porcentagens de remoção dos poluentes (UN-HABITAT, 2008). O Quadro 1 representa e compara as diferenças entre os sistemas de tratamentos convencionais de águas residuárias e os WCs.

Quadro 1 – Comparação entre sistemas convencionais de tratamento e wetlands construídos

	<b>Tratamentos Convencionais</b>	<b>Wetlands Construídos</b>
<b>Performance</b>	Afluentes com qualidade padronizada	Afluentes com qualidade satisfatória, porém, não controlada
<b>Complexidade</b>	Diversas partes mecânicas em diferentes escalas	Poucas peças mecânicas, geralmente bombas
<b>Energia</b>	Alto consumo energético	Baixo consumo energético

	<b>Tratamentos Convencionais</b>	<b>Wetlands Construídos</b>
<b>Matéria Prima</b>	Uso de fontes não renováveis durante a construção (concreto, aço, etc.) e operação (energia, produtos químicos)	Uso quase exclusivo de fontes do sistema “ecológico” (sol, vento, etc.)
<b>Custos</b>	Alto custo de construção e operação	Baixo custo de construção e custos mínimos de operação
<b>Operação</b>	Monitoramento contínuo	Checagem periódica
<b>Manutenção</b>	Alta manutenção de equipamento e reparos	Baixa manutenção (sistemas simples)
<b>Mão de Obra</b>	Especializada	Não há necessidade de mão de obra especializada
<b>Área utilizada</b>	Baixa demanda	Alta demanda
<b>Odor</b>	Tanques abertos exalam odores como decantadores	Possibilidade de exalar odores em sistemas de superfície alagada
<b>Insetos</b>	Normalmente não são problemas	Presentes na maioria dos sistemas
<b>Variação de carga hidráulica</b>	Aumento de fluxo normalmente diminui a performance	Robusto para variações de fluxos intensos
<b>Rusticidade</b>	Poluentes tóxicos podem comprometer o tratamento	Robusto à alguns poluentes tóxicos, podendo suportar-se estável em algumas situações
<b>Lodo produzido</b>	Alta produção, havendo necessidade de tratamento e gerenciamento até seu destino final	Não há produção de lodo
<b>Aparência</b>	Pouco atrativo	Paisagístico

Fonte: Adaptado de STEFANAKIS, AKRATOS & TSIHRINTZIS, 2014

Historicamente, o primeiro WC aplicado a um tratamento de efluente foi realizado na Alemanha pela pioneira Käthe Seidel; pesquisadora na ciência da botânica, que em meados de 1950s utilizou vegetação para tratar águas residuárias. Posteriormente esta tecnologia foi utilizada para tratar esgotos domésticos e águas residuárias municipais em diversas colônias da Alemanha e, difundida em países como França e Holanda. Atualmente, existe aplicabilidade para efluentes agrícolas, industriais, de mineração, de águas de corpos hídricos poluídos, lixiviados de aterros sanitários e águas pluviais de arruamentos. Desde o primeiro sistema implantado, a aplicação desta biotecnologia expandiu-se atendendo cerca de 50000 plantas em toda Europa e 10000 plantas na América do Norte (WU, et al., 2014).

### 3.1.1 Configurações de *wetland* construído

Conforme é descrito no manual para WC desenvolvido pela United Nations Human Settlements Programme (UM-HABITAT, 2009), as variações no tipo de projeto em *wetland* são classificadas conforme os seguintes parâmetros: a predominância de macrófitas (emergentes, sub-emergentes, aquáticas), padrão do fluxo do efluente (fluxo horizontal, fluxo vertical: saturados ou subsuperficiais), configuração das células (sistemas híbridos, um estágio, estágio composto), água residuária tratada (doméstica, industrial, agrícola), tratamento (primário, secundário, terciário), substrato (granulometria das partículas, tipo de solo) e característica da carga hidráulica aplicada (contínua ou intermitente).

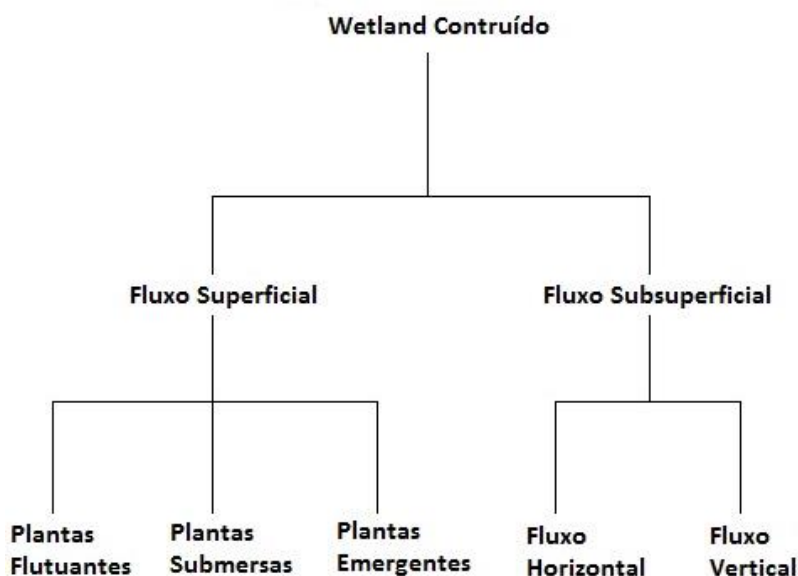
Basicamente, três configurações de WC se disseminaram em tratamentos de efluentes (KLADEC & WALLACE, 2009):

- Wetland de fluxo superficial (FWS); área do sistema é saturada pelo efluente, dinâmica similar ao de um ambiente natural de áreas alagadas.
- Wetland de fluxo horizontal subsuperficial (HSSF); tipicamente o efluente é alimentado na entrada fluindo lentamente através dos poros do substrato, abaixo da superfície até sua saída. Durante a percolação no meio, o efluente entra em contato com zonas aeróbias, anóxicas e anaeróbicas.
- Wetland de fluxo vertical (VF); o efluente é distribuído na camada superficial do sistema, onde é percolado em fluxo descendente, passando pelo substrato composto de areia e pedregulho, e coletado por uma rede de drenagem na base.

Na Figura 1 é possível observar o esquema da classificação quanto ao tipo de WC:



Figura 1 – Tipos de WC



Fonte: HOFFMANN, 2011

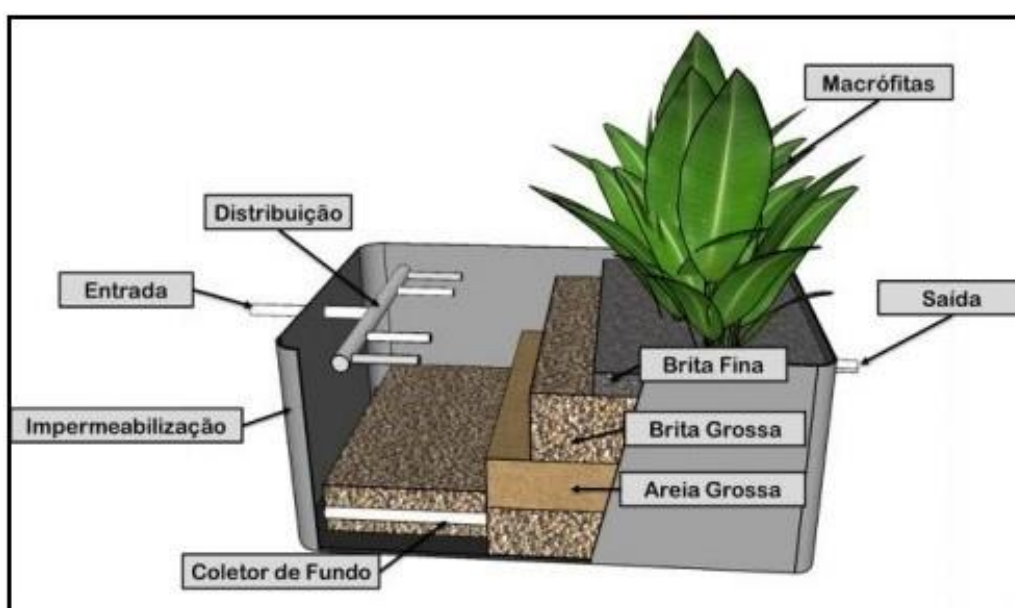
Quanto à variabilidade dos sistemas, o padrão de fluxo do WC é utilizado como parâmetro de diferenciação do tipo de tratamento de efluente. Enquanto que sistemas verticais possuem maior remoção de nitrogênio, sistemas horizontais são mais eficazes na retenção de sólidos. A mais de uma década são desenvolvidas pesquisas em sistemas de wetland híbrido; combinações de diferentes tipos de WC (verticais e horizontais principalmente), com o intuito de aperfeiçoar a eficiência do tratamento utilizando pontos positivos de cada tipo de sistema (UM-HABITAT,2009).

### 3.1.1.1 Wetland Construído Subsuperficial de fluxo Vertical (WCFV)

Inicialmente com o desenvolvimento dos WC, o wetland construído de fluxo subsuperficial vertical (WCFV) era limitado devido ao maior custo de operação em relação aos outros modelos. Porém, observando que o WC subsuperficial horizontal possuía baixa capacidade de troca de oxigênio no sistema, a demanda pelo wetland de fluxo vertical aumentou em tratamentos secundários de efluentes. Além da maior capacidade de inserção de oxigênio ao sistema, o WCFV ainda exige menor área, o que implica em menores custos para instalação (STEFANAKIS et al., 2014).

A camada suporte é preenchida de pedregulho e areia com aumento gradual da granulometria em relação à profundidade, sendo comumente usados leitos de 0,45 a 1,20 metros. O fundo do filtro apresenta uma pequena declividade (1-2%), que garante o escoamento e coleta do efluente para fora do sistema e uma geomembrana é necessária para revestimento e impermeabilização do filtro (STEFANAKIS et al., 2014) (Figura 2).

Figura 2 – Wetland Construído de Fluxo Vertical



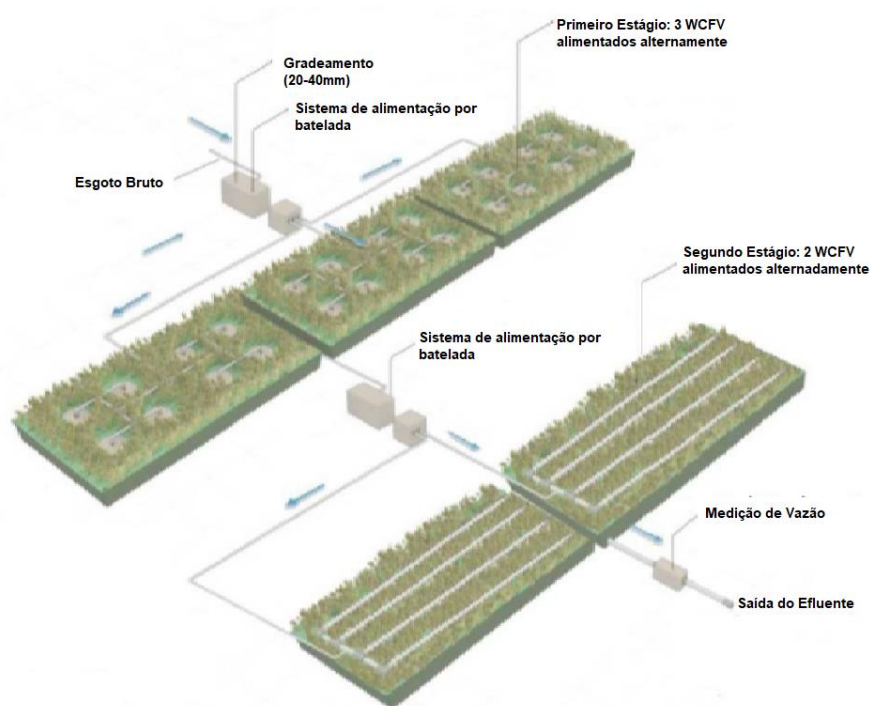
Fonte: (KADELEC, WALLACE, 2009)

Nesta configuração, o sistema é alimentado de maneira intermitente (bateladas caracterizadas por períodos de alimentação e repouso) com o efluente em sua superfície, onde o esgoto é gradualmente drenado através do substrato até chegar na base do filtro e, ser coletado pela rede de drenagem. Este processo do assentamento de partículas através da infiltração leva a formação de um filtro de superfície onde, com o desenvolvimento de microrganismos, desenvolve-se o biofilme, componente chave para a performance do processo e também fator limitante para o tratamento (STEFANAKIS et al., 2014).

### 3.1.1.2 Sistema francês

Após 30 anos de experiência com o sistema de tratamento WC em pequenas comunidades, existem atualmente mais de 3500 plantas em operação na França. E a maior parte destes sistemas constituem de um modelo com 2 estágios em série de operação em fluxo vertical que ficou conhecido sistema francês. O primeiro estágio do tratamento é composto por 3 unidades em paralelo, enquanto no segundo estágio, 2 unidades em paralelo são instaladas, com períodos de alimentação (3.5 dias) e descanso (7 dias para o primeiro estágio e 3.5 dias para o segundo estágio) de maneira alternada entre as unidades (Figura 3). Assim, mantém-se a permeabilidade, teor de oxigenação e crescimento da biomassa no meio filtrante (MORVANNOU, A et al., 2015).

Figura 3 – Típico modelo francês para wetland



Fonte: Adaptado de Molle (2015)

Além do aspecto ecológico sustentável e da baixa necessidade da demanda de recursos para o tratamento, o sistema francês ganhou destaque principalmente por permitir o recebimento de esgoto bruto em seu primeiro estágio, que atua como filtro. Porém, em períodos de 10 a 15 anos, a camada orgânica formada sobre a superfície deve ser retirada. Não apresenta odores, pois a camada orgânica e os rizomas das macrófitas proporcionam um ambiente aeróbio constante ao sistema e atingi altas eficiências na remoção de matéria orgânica dissolvida, sólidos totais e nitrogênio (RIZZO, A et al., 2018).

Morvannou (2015), no estudo sobre a performance em tratamento de esgoto por WC utilizando o método francês, constatou com base em uma matriz de dados de 10 anos sobre a performance global deste tipo de sistema que a planta de wetland consegue atingir altas eficiências em remoção de poluentes em ambos estágios, apresentando valores maiores que 90% para DQO, 95% para sólidos solúveis totais (SST) e 85% em nitrificação (conversão do nitrogênio). Segundo o regulamento Francês para comunidades com população equivalente entre 200 a 2000 pessoas a mínima eficiência em remoção de DQO, DBO<sub>5</sub> e SST são respectivamente 60%, 60% e 50% ou efluente máximo com concentração de 35 mgDBO<sub>5</sub>L<sup>-1</sup>.

Com sua rusticidade para o tratamento principalmente de efluentes domésticos, é comum nos sistemas implantados um gradeamento grosseiro. Assim, este sistema permite altas cargas hidráulicas (~0,37 m.d<sup>-1</sup> para ambos estágios) e orgânicas (~300g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, ~150g DBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, ~150g SS m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 30g NTK m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, para o primeiro estágio e, ~70g DQO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, ~20g DBO m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, ~30g SS m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> e 15g NTK m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> para o segundo estágio) (MOLLE et al., 2005).

### 3.1.2 Constituintes do sistema Wetland Construído

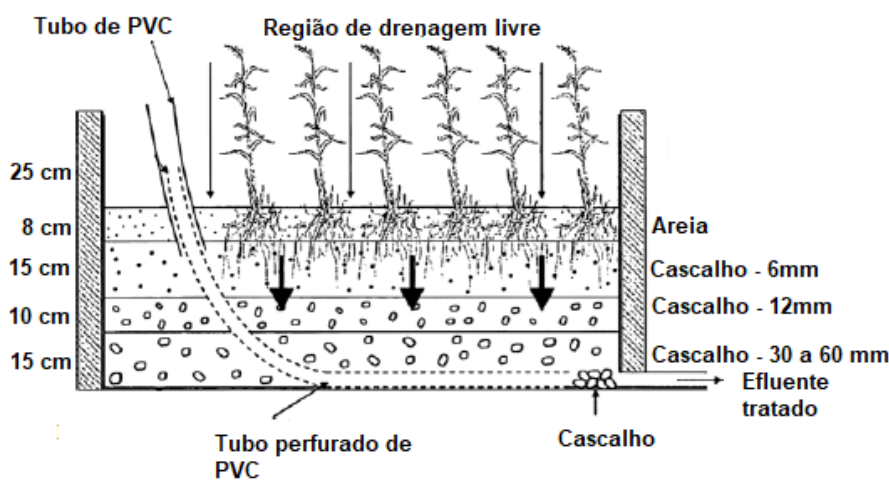
#### 3.1.2.1 Meio suporte

O meio suporte no *wetland* desempenha além da função de filtragem, retendo os sólidos e os contaminantes do efluente, o papel de suporte para o crescimento das plantas, fixação do biofilme e da distribuição uniforme do efluente. As características

do substrato como, uniformidade das partículas, porosidade e condutividade do meio, influenciam no tratamento e, conseqüentemente em sua eficiência, sendo necessário a escolha correta dos materiais a serem utilizados conforme os parâmetros de projeto (KADLEC WALLACE, 2009).

A utilização de argila em quantidades elevada prejudica a remoção dos poluentes que, ao invés de estarem disponíveis para os microrganismos e plantas, são adsorvidos pela argila acumulando-se no substrato e após saturados, sendo reinseridos no efluente. Partículas com pequenos tamanhos possuem baixa condutividade hidráulica e criam fluxo superficial, enquanto que partículas maiores propiciam maior condutividade hidráulica, apesar de apresentar menores áreas superficiais (DUARTE, 2002). A Figura 4 exemplifica o típico substrato utilizado para construção de um sistema WC de fluxo vertical:

Figura 4 – Típico substrato em WCFV



Fonte: Adaptado de Molle (2005)

O compromisso com um meio suporte adequado está em criar um ambiente com tamanho intermediário de partículas, afim de suprir a necessidade do escoamento do efluente, crescimento vegetal e desenvolvimento microbiótico (UN-HABITAT, 2008). Conforme é citado por Silva (2007), “o meio suporte varia de brita a solos com baixo teor de argila e devem apresentar simultaneamente permeabilidade elevada, alta capacidade de troca catiônica e alta atividade microbiológica”.

O meio é preenchido de pedregulho e areia com aumento gradual da granulometria em relação à profundidade, sendo comumente usadas camadas de 0,45 a 1,20 metros. O fundo do filtro apresenta uma pequena declividade (1-2%), que garante o escoamento e coleta do efluente para fora do sistema e uma geomembrana é necessária para revestimento e impermeabilização do filtro (STEFANAKIS et al., 2014). Lima (apud Philipi & Sezerino,2003) destaca os principais parâmetros em projeto para os materiais utilizados como meio suporte em WCs, são:

- I. Porosidade ( $n$ ) = 0,42 – para solos coesivos; 0,35 a 0,30 – para areias e 0,25 – para cascalhos;
- II. Diâmetro efetivo ( $d_{10}$ ) = 0,20 a 0,5mm – para areia e cascalho;
- III. Coeficiente de uniformidade ( $U$ ) < 5 unidades (recomendado 3,5 unidades);
- IV. Condutividade hidráulica ( $KS$ ) =  $10^{-4}$  m/s;

Molle (2005) em seu artigo sobre tratamento de esgoto doméstico bruto em sistemas WC na França, descreve as recomendações para a composição do substrato (Figura 5).

Figura 5 – Substrato para WC modelo francês



**Fonte:** Adaptado de Molle (2005)

### 3.1.2.2 Macrófitas

Por mais diversas as denominações utilizadas para referenciar os vegetais utilizados nos WCs, como: hidrófitas, macrófitas aquáticas, hidrófitas vasculares e plantas aquáticas, o termo mais comum utilizado neste contexto é macrófitas (KLETECKE, 2011 apud MAZZOLA, 2005). Apesar de serem utilizadas mais de 150 espécies globalmente usadas em sistemas de wetland, algumas são mais usuais pelas características que proporcionam rusticidade, como alta tolerância ao clima e a altas concentrações de poluentes, permitindo que sobrevivem as diversas condições de stress (WU, 2014b).

Segundo Brix (1997), as funções relativas às macrófitas nos WCs, estão relacionadas a remoção de poluentes, estabilização de superfície do filtro, melhoria na condutividade hidráulica do filtro e promoção de um ambiente propício para o crescimento microbiótico.

As estruturas aéreas dos vegetais auxiliam com a atenuação da luminosidade, reduzindo o crescimento de fitoplâncton, velocidade do vento (consequentemente, a resuspensão de sólidos), conversão e armazenamento de nutrientes que presentes água em altas concentrações são poluentes e, ainda possuem um papel paisagístico. Nos tecidos dos vegetais em contato com o esgoto há a promoção da filtração, disposição de grande área para a aderência microbiana, liberação de oxigênio no material filtrante, fruto da fotossíntese além da retirada de nutrientes adsorvidos da água no solo. As raízes e rizomas, estruturas que ficam abaixo da superfície, desempenham o papel de prevenir erosões do solo, previne a colmatção nos WC de fluxo vertical, auxiliam na difusividade do oxigênio e na retirada de nutrientes (OLIJNYK, 2008).

As macrófitas são classificadas nas seguintes categorias (STEFANAKIS et al., 2014):

- Flutuantes: podem estar fixadas ou não ao fundo do substrato e sua folhagem normalmente flutua na superfície da água.
- Subemergentes: crescem sob a superfície da água; sendo que algumas se fixam por raízes e outras não.

- Emergentes: sua folhagem principal está em contato com o ar e suas raízes fixas ao solo.

Para Brasil (2007), nos sistemas subsuperficiais em WCs as macrófitas emergentes são as mais adequadas, visto que a lamina de água deve permanecer sempre abaixo da superfície do meio suporte. Dentre as mais utilizadas são a taboa (*Typha sp.*) o *Phragmites sp.* e a navalha de mico (*Scirpus sp.*). O quadro 2 e o quadro 3 representam respectivamente as espécies usadas nos sistemas wetland e as condições de desenvolvimento para as macrófitas emergentes:

Quadro 2 – Espécies comuns de macrófitas em WC

<b>Plantas Emergentes</b>	<b>Plantas Submergentes</b>	<b>Plantas Flutuantes</b>
<u><i>Scirpus sp.</i></u>	<u><i>Elodea nuttallii</i></u>	<u><i>Lemna sp.</i></u>
<u><i>Phragmites australis</i></u>	<u><i>Egeria densa</i></u>	<u><i>Spirodela sp.</i></u>
<u><i>Typha sp.</i></u>	<u><i>Ceratophyllum demersum</i></u>	<u><i>Eichhornia crassipes</i></u>
<u><i>Canna flaccida</i></u>		<u><i>Wolffia arrhiza</i></u>
<u><i>Eleocharis sp.</i></u>		<u><i>Azolla caroliniana</i></u>
<i>Heliconia Rostrata</i>		
<u><i>Juncus sp.</i></u>		

Fonte: (Adaptado de GUTENSPERGEN et al., 1998)

Quadro 3 – Condições de desenvolvimentos de macrófitas comuns em WC

<b>Espécie</b>	<b>Distribuição</b>	<b>Temperatura, °C</b>		<b>Salinidade Máx. (ppm)</b>	<b>Faixa de pH</b>
		<b>Desejável</b>	<b>Germinação</b>		
<u><i>Typha sp.</i></u>	Diversas	10-30	12-24	30	4-10
<u><i>Phragmites sp.</i></u>	Diversas	12-23	10-30	45	2-8
<u><i>Juncus sp.</i></u>	Diversas	16-26	-	20	5-7,5
<u><i>Scirpus sp.</i></u>	Diversas	16-27	-	20	4-9

Fonte: (Adaptado de VALENTIM, 2003)

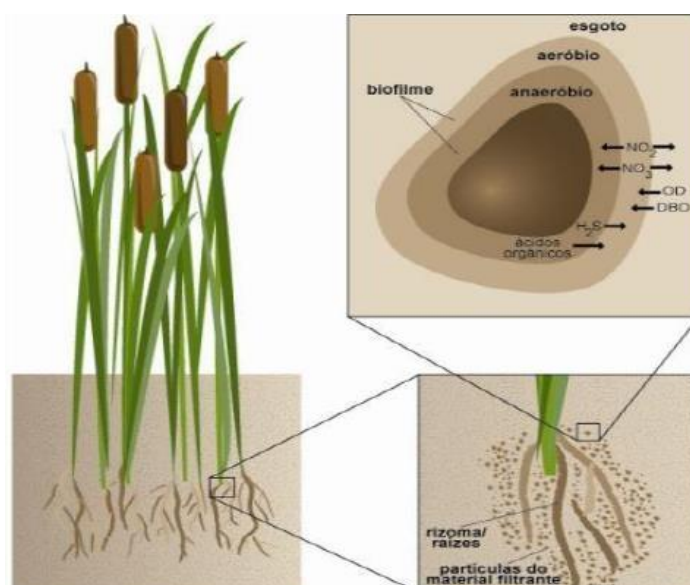


Para a escolha de qual espécie será adotada no WC é necessário seguir uma série de critérios segundo Stefanakis (2014): A macrófitas deve estar adaptada as condições ecológicas e climáticas do local (conseguindo resistir às doenças, pragas e adversidades do clima), ser capaz de resistir à altas concentrações de uma variedade de poluentes ao mesmo tempo incorporando-os ao seu desenvolvimento, possuir um manejo simples e ser facilmente encontrada e adquirida pelo mercado.

### 3.1.2.3 Microrganismos e biofilme

No tratamento de esgoto uma grande parcela das reações que ocorrem em pântanos e ambientes alagados, ou parcialmente saturados por água, é mediado pelos microrganismos. Bactérias principalmente e outros microrganismos como fungos e protozoários, são responsáveis pela conversão e estabilização da matéria orgânica e nutrientes em compostos estáveis e não nocivos ao meio ambiente e a saúde humana (VON SPERLING 2005). Analogamente, em sistemas de WC os microrganismos desempenham o mesmo papel. Há a formação de colônias nas superfícies dos sólidos no meio e através da sorção e interações bióticas são formados os biofilmes (Figura 6).

Figura 6 – Formação do biofilme no meio suporte



Fonte: Extraído de Valentim (2003).

A transferência dos compostos químicos tratados como poluentes da água para a superfície dos materiais sólidos é o primeiro mecanismo geral de remoção microbiana. Quando movidos da coluna de água para sítios próximos aos materiais sólidos, há a difusão dos poluentes no meio e assim, são adsorvidos ao biofilme por reações químicas (KADLEC WALLACE, 2009).

Esta camada orgânica de “biosólidos” favorece a performance do sistema. Quando estabilizada após um período de operação, aumenta a eficiência de filtração, removendo grandes porcentagens de sólidos. Também aumenta o tempo de retenção hidráulica favorecendo o estado aeróbio da camada filtrante. Reduz a permeabilidade do efluente promovendo uma distribuição mais uniforme, reduzindo ainda a velocidade do escoamento. Nela também, torna-se mais eficiente a completa nitrificação, favorecida pela adsorção da amônia junto à matéria orgânica (MOLLE, 2014).

Molle (2014) cita que esta camada de biosólidos formada melhora a eficiência de infiltração e a remoção de sólidos, reduzindo a permeabilidade do filtro possibilitando melhor distribuição da água e, conseqüentemente, um escoamento mais uniforme. No caso do sistema francês, ainda favorece a adsorção da amônia à matéria orgânica permitindo a nitrificação nos períodos de descanso entre cada batelada.

O fenômeno de colmatação que ocorre no sistema, ainda que benéfico, pode causar problemas caso haja a total obstrução dos poros. Quando ocorrido as propriedades hidrodinâmicas do filtro sofrem alterações o que resulta na sobrecarga hidráulica do sistema (MOLLE, 2014).

### **3.2 Mecanismos de remoção de poluentes em WC**

O sistema de WC possui potencial para a remoção de uma variedade de poluentes, principalmente a matéria orgânica e nutrientes como nitrogênio e fósforo, além de metais pesados e organismos patogênicos. Assim, por mimetizar um ambiente natural, o WC através de interações entre seus elementos (água, substrato, vegetação, microrganismos) realizam por processos físicos, químicos e biológicos a remoção de poluentes de maneira independente e também simultaneamente, criando

um efeito sinérgico ao tratamento (STEFANAKIS, AKRATOS & TSIHRINTZIS, 2014).

A remoção de poluentes neste no WC é complexa e depende de uma variedade de mecanismos que permitem o sucesso no tratamento. Sedimentação, precipitação, filtração, volatilização e adsorção do efluente ao substrato, crescimento dos vegetais e desenvolvimento de colônias de microrganismos (biomassa) influenciam diretamente ou indiretamente na operação do tratamento (WU et al., 2014). No Quadro 4, apresentam-se os principais mecanismos responsáveis pela conversão e remoção de poluentes nos WC.

Quadro 4 – Mecanismos responsáveis pela remoção de poluentes em WC

<b>Constituintes do esgoto</b>	<b>Mecanismo de remoção</b>
Sólidos Suspensos	Sedimentação; Filtração
Matéria Orgânica solúvel	Degradação microbiológica por vias aeróbias e anaeróbias
Nitrogênio	Amonificação seguida de nitrificação e desnitrificação; Absorção por raízes e rizomas; Adsorção; Volatilização da amônia
Fósforo	Adsorção; Absorção por raízes e rizomas
Metais	Complexação; Precipitação; Absorção por raízes e rizomas; Oxidação/Redução microbiana
Patógenos	Sedimentação; Filtração; Predação

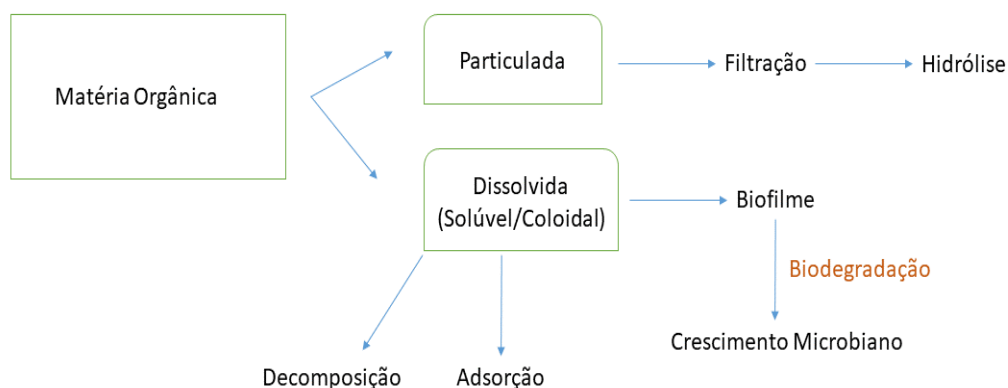
**Fonte:** (COOPER et al., 1996).

### 3.2.1 Conversão e remoção da matéria orgânica

A matéria orgânica (MO) no esgoto doméstico é o principal poluente em contaminação de água e é quantificada e analisada através dos parâmetros demanda biológica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). Sua remoção WC acontece através do assentamento e filtração física através do fluxo descendente no leito, seguida da hidrólise. A fração dissolvida (solúvel/coloidal), é transformada em compostos mais estáveis pela decomposição, adsorção e biodegradação através das raízes dos vegetais e principalmente pelos microrganismos, na camada de biofilme. O consumo de MO pelos microrganismos ocorre por ambas vias, aeróbias e anaeróbias, ocorrendo no biofilme gerado, na superfície das raízes e na zona de

saturação do filtro (STEFANAKIS et al., 2014). A Figura 7 demonstra o fluxograma da transformação da matéria orgânica:

Figura 7 – Fluxograma transformação da matéria orgânica em WC



**Fonte:** adaptado de STEFANAKIS et al. (2014)

A degradação por via aeróbica da matéria orgânica solúvel é acompanhada primeiramente pelos microrganismos quimioheterotróficos e quimioautotróficos. A decomposição da matéria orgânica (glicose, proteínas e lipídios) pelos microrganismos aeróbicos, demanda do sistema alta concentração de oxigênio disponível e é o processo de maior intensidade em retirada da matéria orgânica. Pelo fato da entrada de carga orgânica no sistema ser introduzida de maneira intermitente, o efluente inicialmente saturado na superfície do leito move para o fundo do filtro através da gravidade, criando maior pressão e deslocando o ar presente nos poros a uma maior profundidade. Isto aumenta a área para a atuação dos microrganismos na degradação da matéria orgânica, aumentando a eficiência do tratamento (STEFANAKIS et al., 2014).

A degradação anaeróbica requer mais energia pelos microrganismos e, nos WC ocorre em menor escala comparado à aeróbia. Os produtos das reações de fermentação são então convertidos pelas bactérias anaeróbicas em metano (CH<sub>4</sub>) e dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) (STEFANAKIS et al., 2014).

### 3.2.2 Conversão e remoção do nitrogênio

O esgoto doméstico representa a maior contribuição de nitrogênio em águas residuárias. É encontrado na forma orgânica (aminoácidos, ureia, ácidos úricos, purinas e pirimidinas) e inorgânica, em diferentes estados de oxidação: amônia ( $\text{NH}_4^+$  e/ou  $\text{NH}_3$ ), nitrito ( $\text{NO}_2^-$ ), nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), óxido nítrico ( $\text{NO}$ ), óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) e nitrogênio gasoso ( $\text{N}_2$ ) (KADLEC; KNIGHT, 1996).

Em sistemas WCs, a forma ionizada do nitrogênio é a predominante. De acordo com Toniato (2005) em temperaturas próximas a 25 °C e pH igual a 7, o percentual de amônia não ionizada é aproximadamente 0,6%. Metcalf & Eddy (1991) relatam que, normalmente, os esgotos sanitários apresentam cerca de 20 a 85 mg-N/L, das quais de 8 a 35 mg-N/L é composto pela forma orgânica e 12 a 50 mg-N/L encontram-se na forma amoniacal. Alguns efluentes industriais também apresentam concentrações elevadas de nitrogênio; industriais no ramo alimentício, farmacêutico, matadouros, frigoríficos e curtumes são exemplos.

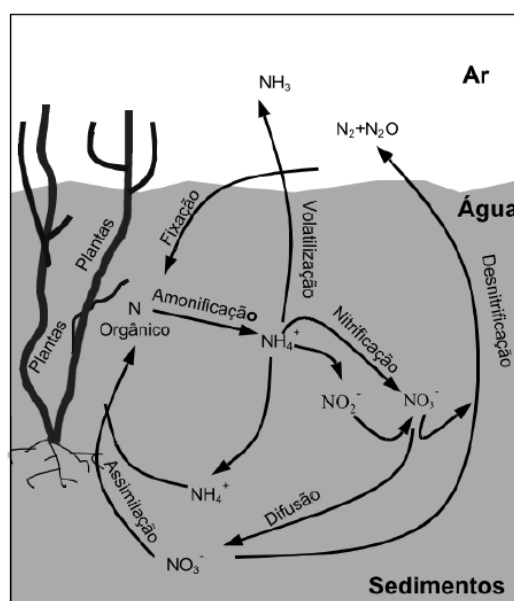
A atmosfera é uma importante fonte devido aos mecanismos de fixação biológica, química e física. Outras fontes como áreas agrícolas e sistemas de drenagem urbana também contribuem para a presença de nitrogênio na água, onde geralmente são associados ao escoamento de águas pluviais (METCALF & EDDY, 1991).

O processo de oxidação biológica da amônia presente na água é chamado de nitrificação, mediado pelas bactérias, em destaque o grupo das nitrificadoras (*Nitrossomonas*), convertendo amônia em nitritos ( $\text{NO}_2^-$ ) e, posteriormente a nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), principalmente pelo grupo de bactérias *Nitrobacter*. O aceptor final neste processo é o  $\text{O}_2$ , sendo necessário um meio aeróbio para que ocorra as reações, sendo a demanda biológica de oxigênio um parâmetro importante na remoção de nitrogênio em esgoto. Para a remoção do nitrato e resquícios de nitrito gerados, a principal via de reação é a desnitrificação, onde são convertidos em nitrogênio gasoso em meio anóxico por microrganismos (VON SPERLING, 2005).

Em WC, a transformação do nitrogênio ocorre por cinco processos biológicos principais segundo Kadlec & Knight (2002): amonificação, nitrificação, desnitrificação, fixação do nitrogênio gasoso atmosférico ( $\text{N}_2$ ) e a assimilação por plantas. Quando o efluente entra em contato com as camadas superficiais do substrato, inicia-se o

processo de amonificação do nitrogênio orgânico que em parte é assimilado pelas raízes e rizomas. Ainda na camada superficial, o oxigênio disponível é utilizado pelos microrganismos no processo de nitrificação, quando em contato com o biofilme. A figura 8 demonstra a convenção do nitrogênio em WC.

Figura 8 – Ciclo simplificado do nitrogênio em *wetlands*.



Fonte: Lautenschlager (2001)

Conforme o efluente percola o leito em direção ao fundo, devido à presença de compostos orgânicos e a ausência de oxigênio, criam-se condições para a desnitrificação ocorrer (TONIATO, 2005).

### 3.2.3 Remoção do fósforo

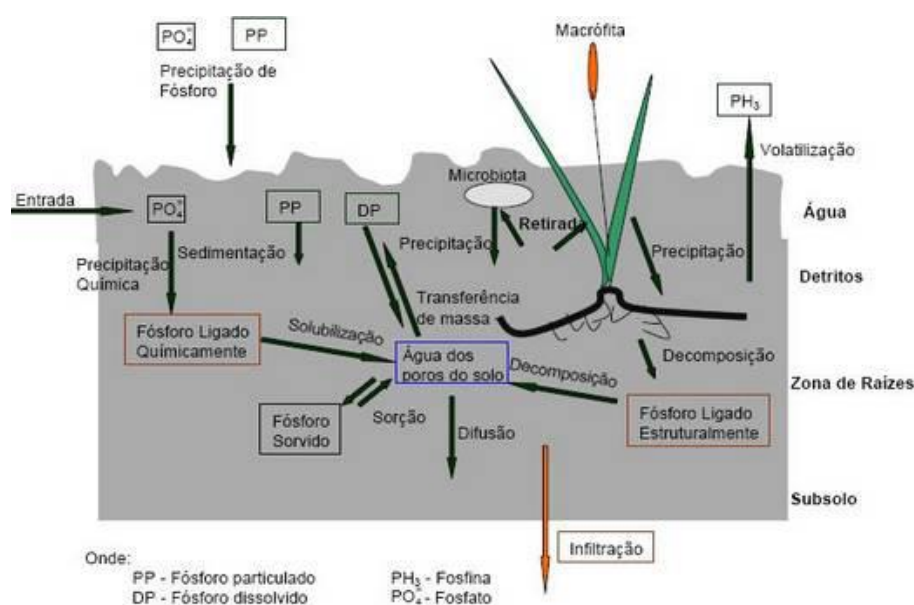
Assim como o nitrogênio, o fósforo em águas naturais provem principalmente dos esgotos domésticos. Nestes, os detergentes sintéticos e os superfosfatados (principalmente polifosfatos e ortofosfatos) são empregados em larga escala como em produtos de limpeza, representando a principal fonte (15,5%  $P_2O_5$ ) de contaminação de águas naturais por fósforo (seguida da matéria orgânica fecal). Sua liberação em quantidades excessivas no meio ambiente é preocupante pois apesar de ser um

nutriente essencial para o crescimento de organismos, é também um limitante, sendo um dos principais causadores de eutrofização em corpos hídricos (VON SPERLING, 2005).

Para Paganini & Quevedo (2010) cada habitante produz em média diariamente entre 1 a 3 gramas de fósforo, representando concentrações da ordem de 4 a 50 mg/L de fósforo no esgoto doméstico. No Brasil, a faixa de produção per capita é menor (0,7 a 2,5 g/hab) apresentando uma faixa de 4 a 15 mg/L de fósforo no esgoto.

A presença de fósforo na água não causa implicações sanitárias na qualidade da água, ou seja, impacto direto na saúde humana, porém, para o meio ambiente, o excesso de fósforo desenvolve o quadro de eutrofização em corpos hídricos. Segundo Tundisi (2003), o aumento dos níveis de fosforo em agua levam a perda da qualidade e quantidade e assim, da capacidade de sustentabilidade do sistema, conseqüentemente aumentando o nível de toxicidade e deterioração da saúde humana. A figura 9 representa um esquema simplificado do ciclo biogeoquímico do fosforo em um sistema WC:

Figura 9 – Esquema ciclo biogeoquímico do fósforo em wetlands construídos



Fonte: KLETECKE (2011)

A dinâmica para transformação do fósforo em WC é feita através dos mecanismos de retenção envolvendo processos físicos, químicos e biológicos. A conversão dos fosfatos inicia-se pela sedimentação, precipitação e principalmente adsorção no substrato e o mecanismo de remoção ocorre a partir da incorporação do fósforo pela biomassa das macrófitas (KADLEC & KNIGHT, 1996).

### 3.3 Critérios de dimensionamento para Wetland Construídos: Sistema Francês

Para o dimensionamento de um WC, é necessário conhecer a capacidade da planta de operação, ou seja, as cargas hidráulicas e orgânicas aplicadas sobre a área, visando proporcionar um ambiente aeróbio e evitar a colmatação. Como o modelo Francês é composto por unidades paralelas e em série do *wetland* de fluxo vertical submerso, segue-se os princípios do mesmo, dentro dos próprios limites, adquiridos empiricamente (DALBOSCO, 2016). Entre eles, recomenda-se para o dimensionamento de filtros de wetland em sistema francês (PLATZER, 1998; MOLLE et al., 2005):

- Carga orgânica aplicada limitar-se a valores máximos de 300 gDQOm<sup>2</sup>.d e 150 gSSm<sup>2</sup>.d para o leito em que está recebendo a aplicação do efluente.
- Taxa hidráulica (m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d): o filtro opera com alta carga hidráulica (valores observados em até 0,37 m<sup>3</sup>.m<sup>-2</sup>.d), também para um leito.
- Relação área/pessoa (m<sup>2</sup>/hab.): a área superficial recomendada é de 2 – 2.5 m<sup>2</sup>/hab. para o arranjo de 2 estágios e 1.2 – 1.5 m<sup>2</sup>/hab. para o estágio único, para todos os leitos filtrantes.
- Balanço de oxigênio: prevê a quantidade de oxigênio necessária para a decomposição da matéria orgânica (DBO<sub>5,20</sub> e DQO) juntamente com a demanda para que ocorra a nitrificação no sistema. O autor afirma que 85% da DQO é removida e 10% da amônia nitrificada é desnitrificada posteriormente no fundo do filtro.

Contando que há a entrada de oxigênio no sistema por difusão e convecção, Molle, calcula a entrada de oxigênio (EO) em 1 gO<sub>2</sub>.m<sup>-2</sup>.h para difusão, sendo que se leva em conta o número de bateladas diárias, pois após 1,5 horas após a aplicação a difusão é praticamente nula:



$$EO_{Dif}[\frac{g}{d}] = 1[\frac{gO_2}{m^2 \cdot h}] \times \text{Área}_{[m^2]} \times (24 - 1,5 \times n^{\circ} \text{ bateladas diárias}); \quad (1)$$

Para convecção, a entrada de oxigênio é calculada a partir da carga hidráulica. Para curtos períodos de aplicação (menores que 10 minutos), considera-se que cada litro de efluente liberado no Wetland, 1 litro de ar é succionado em seu lugar. Como o ar atmosférico contém 300 mgO<sub>2</sub>L<sup>-1</sup>, a entrada de oxigênio é imputada como:

$$EO_{Conv}[\frac{g}{d}] = 0,3[\frac{gO_2}{L}] \times \text{Volume aplicado}[\frac{m^3}{d}] \times 1000[\frac{L}{m^3}]; \quad (2)$$

O balanço entre a demanda e a entrada de oxigênio então é:

$$EO_{Dif} + EO_{Conv} - DO > 0[\frac{g}{d}]; \quad (3)$$

#### 4.3.1 Profundidade do filtro e da saturação do nível da água

O nível da água e o controle do fluxo hidráulico são uma das variáveis que mais afetam o bom desempenho de um WC. A mudança no nível da água e, no caso de um sistema subsuperficial, afeta o tempo de residência hidráulico, a difusão e convecção do oxigênio no meio e o crescimento vegetal. O controle sobre o quão saturado está o sistema é fundamental e, mudanças drásticas devem ser sempre investigadas o quanto antes. Causas como vazamento na manta impermeável, bermas rompidas e entupimentos de canais (principalmente os tubos de saída) são os principais exemplos de alteração na saturação do meio (UN-HABITAT, 2008).

Em sistemas de fluxo vertical, a profundidade do substrato se limita ao quanto o enraizamento consegue crescer no filtro e ter um efeito no tratamento. Há a recomendação de uma ótima profundidade de saturação em WC conforme experiências adquiridas de sistemas em operação. A maioria dos VFCWs no Reino

unido são projetados com 50 a 80 centímetros, enquanto que na Alemanha recomendações são feitas para construção com sistemas maiores que 80 centímetros. Países como Austrália e Dinamarca recomendam maiores profundidades, respectivamente, 95 e 100 cm (UN-HABITAT, 2008).

Em países com clima subtropical, a temperatura é uma variável que permite a utilização de menores profundidades conseguindo a atingir a remoção da carga orgânica e da nitrificação. A média de dados para estas regiões é de 75 centímetros de profundidade, sendo recomendado no mínimo 70 centímetros (UN-HABITAT, 2008).

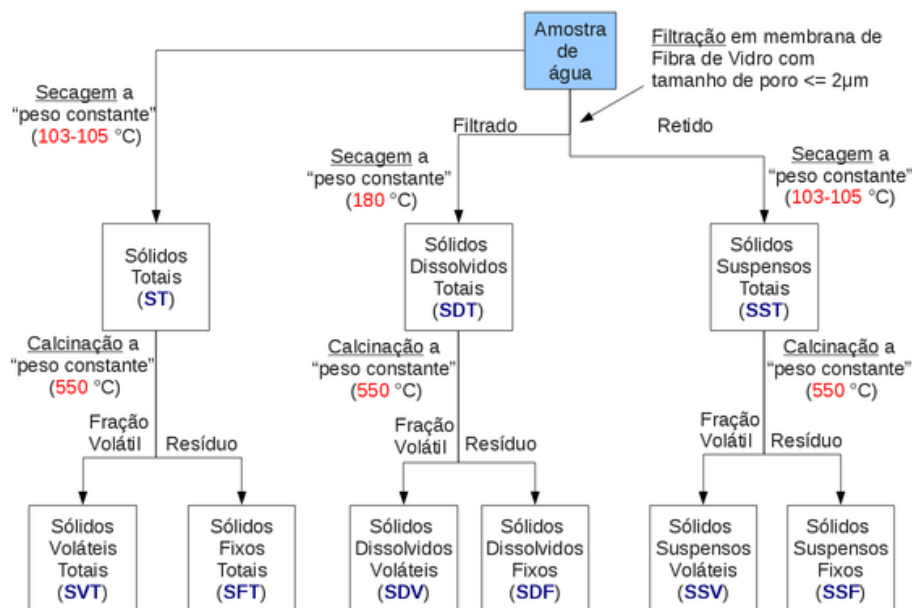
#### 4.3.2 Parâmetros físicos de controle

##### 4.3.2.1 Série de Sólidos

Todos os contaminantes da água, em exceção aos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos na água. Estes, são classificados quanto sua natureza química, decantabilidade e tamanho e estado. Quanto ao tamanho e estado, os sólidos são diferenciados entre dissolvidos e em suspensão. Pelas características físicas, voláteis e fixos, e pela sedimentabilidade em sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos em suspensão não sedimentáveis (SPERLING, 2005).

Para a separação dos sólidos quanto ao tamanho, a amostra de esgoto passa por um papel filtro com porosidade padronizada (dimensões variam de 0,45 a 2,0  $\mu\text{m}$ ). Os sólidos retidos no filtro são considerados suspensos, aos que passaram pelo filtro são chamados dissolvidos. Quando submetidos a uma temperatura elevada (500 +/- 50°C), a fração orgânica é oxidada da amostra, permanecendo a fração inerte (não oxidada). Para estes são classificados os sólidos voláteis, que representam a matéria orgânica nos sólidos, e os fixos, representando a matéria inorgânica ou mineral. Em relação aos sólidos sedimentáveis, a classificação é realizada pelo teste de sedimentação no período de uma hora, medido num recipiente denominado Imhoff (SPERLING, 2005). A figura 10 representa o processo laboratorial para determinação da série de sólidos

Figura 10 – Classificação série de sólidos em amostra de água



Fonte: MARKOS (2015)

Com relação ao abastecimento público de água, a Portaria nº 518/2004 do Ministério da Saúde estabelece como padrão de potabilidade 1.000 mg/L de sólidos totais dissolvidos. No caso da Resolução CONAMA nº 357, o valor máximo é de 500 mg/L para as águas doces classe 1, 2 e 3 (PIVELI, 1996).

#### 4.3.2.2 Turbidez

A turbidez é o parâmetro físico quantificado pela transmissão da luz através da água, indicando intensidade através da quantidade de sólidos suspensos e partículas coloidais. Sua medição é feita através da comparação da luz que incide na amostra com a luz incidente em uma amostra referência em mesmas condições, sendo a unidade de medida o NTU (unidade nefelométrica de turbidez) (METCALF & EDDY, 2013).

Existem algumas limitações quanto a sua medição. Quanto maiores as partículas, o espalhamento de luz em diferentes partes do sólido cria padrões de interferência que são aditivos em direção frontal. Assim, duas amostras de esgoto

filtrado com valores de turbidez quase idênticos, podem ter em sua composição diferentes distribuições de tamanho de partículas (METCALF & EDDY, 2013).

Quando associada a origem natural, não traz inconvenientes sanitários diretos, apenas um aspecto estético desagradável. O problema é quando a turbidez é associada as fontes antropogênica, podendo estar associada com compostos tóxicos e organismos patogênicos (VON SPERLING, 2005).

Nas águas naturais, a presença da turbidez provoca a redução de intensidade dos raios luminosos que penetram no corpo d'água, influenciando decisivamente nas características do ecossistema presente. Quando sedimentadas, estas partículas formam bancos de lodo onde a digestão anaeróbia leva à formação de gases metano e gás carbônico, principalmente, além de nitrogênio gasoso e do gás sulfídrico (PIVELI, 1996).

A turbidez também é um parâmetro que indica a qualidade estética das águas para abastecimento público. O padrão de potabilidade (Portaria nº 518 de 2004) é de 5,0 UT (unidade de turbidez). A resolução nº 357 do CONAMA impõe limites de turbidez de 40 UNT para águas doces classe 1 e de 100 UNT para as classes 2 e 3 (CONAMA, 2005).

#### 4.3.2.3 Cor

Assim como a turbidez, a cor na água está associada ao grau de redução da intensidade da luz ao atravessa-la, devido a presença de sólidos dissolvidos, principalmente em material em estado coloidal orgânico e inorgânico. Naturalmente são originados da decomposição da matéria orgânica (principalmente vegetais- ácidos húmicos e fúlvicos) e do ferro e manganês. A origem antropogênica advém de resíduos industriais (comumente substâncias contendo tanino, anilinas, lignina e celulose) e principalmente dos esgotos domésticos (VON SPERLING, 2005).

Com relação ao abastecimento público de água, a cor, embora seja um atributo estético da água, não se relacionando necessariamente com problemas de contaminação, é padrão de potabilidade. O valor máximo permitido para a cor aparente é de 15 unidades Hazen (1 uH = 1 mg Pt-Co/L), pela Portaria nº 518, de

2004, do Ministério da Saúde). A presença de cor provoca repulsa psicológica pelo consumidor, pela associação com a descarga de esgotos (BRASIL, 2004).

Outra legislação vigente para o parâmetro cor em águas naturais é a Resolução nº 357 do CONAMA, de 2005, que dispõe sobre os níveis de qualidade das águas naturais do território brasileiro, inclui a cor como padrão de classificação de águas doces. Para águas classe 1, esta resolução impõe “cor verdadeira: nível de cor natural do corpo de água em mg Pt/L” e para águas classes 2 e 3 o limite imposto é de 75 mg Pt/L. Com este poder vigente, há a garantia da saúde de corpo de água doce, visando que os problemas de estética esta relaciona a baixa penetração de luz e à presença de compostos recalcitrantes, que prejudicam a vida aquática (CONAMA, 2005).

## 4. MATERIAIS E MÉTODOS

### 4.1 Local de instalação do sistema francês de wetland construído.

O local para a construção do modelo francês de WC foi em uma área adjacente ao Restaurante Universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – campus de Londrina (Figura 11), localizado atrás da entrada do restaurante, onde não há transição de estudantes e funcionários, e em que a topografia apresenta declividade acentuada. A UTFPR localiza-se na cidade de Londrina cujas coordenadas são  $-23,304218^\circ$  de latitude e  $-51,172223^\circ$  de longitude, localizada ao norte do estado do Paraná, região sul do Brasil. O clima, é classificado por Koppen como Cfa, clima subtropical, com temperaturas no mês mais frio, inferiores a  $18^\circ\text{C}$  e temperaturas médias do mês mais quente acima dos  $22^\circ\text{C}$ , caracterizando verões quentes e concentrações de chuvas no verão (IAPAR (1998); IBGE (2014)).

Figura 11 - Local de construção do wetland construído experimental.



Fonte: Google Maps.

### 4.2 Caracterização da Unidade Experimental.

O sistema francês foi dimensionado segundo critérios de Molle et.al (2005) considerando o local com clima subtropical, sendo constituído ao invés de três por dois leitos no primeiro estágio e um leito no segundo estágio e não dois, conforme o

fluxograma da estação experimental (Figura 12). As Figuras 12 e 14 são fotografias do primeiro e segundo estágio do sistema implantado no restaurante do campus.

Figura 12- Fluxograma da estação experimental

**Legenda:** C.S.G= Caixa separadora de gordura; P.V.S = Poço de visitação e sucção; B = Bomba centrífuga; SFWC1= Sistema francês de WC no primeiro estágio; R= Reservatório; SFWC2= Sistema francês de WC no segundo estágio.

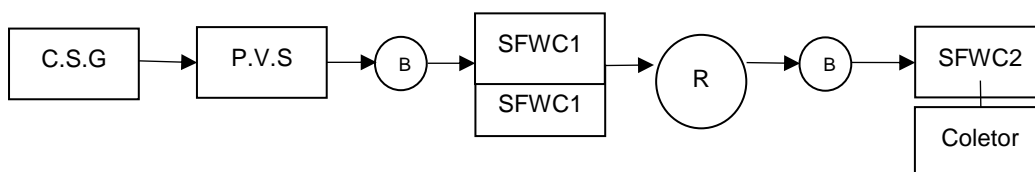


Figura 13 – Fotografia de um leito do primeiro estágio (SFWC1)



Fonte: Capturada pelo autor



Figura 14 – Fotografia do leito do segundo estágio (SFWC2)



**Fonte:** Capturada pelo autor

Cada leito do primeiro estágio possui área superficial de  $1,13\text{m}^2$  (Largura =  $0,90\text{m}$ ; Comprimento =  $1,25\text{m}$ ) (. O substrato é composto por:

- 0,10m de brita 1 ( $\Phi = 9,5\text{-}19\text{mm}$ ) ao fundo;
- 0,25m de brita  $\frac{1}{2}$  ( $\Phi = 5\text{-}12,7\text{mm}$ ) na camada intermediária e
- 0,20m de brita 0 ( $\Phi = 4, 5\text{-}9,5\text{mm}$ ) na camada superior.

O leito segundo estágio possui área superficial de  $1\text{m}^2$  e  $0,70\text{m}$  de profundidade de maciço filtrante constituído, do fundo à superfície, por:

- 0,1m de brita 2 ( $\Phi = 19\text{-}32\text{mm}$ ),
- 0,2m de brita 1 ( $\Phi = 9,5\text{-}19\text{mm}$ ),
- 0,2m de brita 0 ( $\Phi = 4,5\text{-}9,5\text{mm}$ ) e
- 0,2m de areia ( $d_{60} = 0,36\text{mm}$ ,  $d_{10} = 0,18\text{mm}$  e coeficiente de uniformidade

2).



Na superfície desse wetland foram plantadas mudas de *Heliconia Rostrata* (6 mudas/m<sup>2</sup>) (Figura 15) considerando sua rusticidade, características radiculares e ornamentação paisagística proporcionada por suas flores.

Figura 15 - *Heliconia Rostrata*



**Fonte:** Capturada pelo autor

O esgoto bruto era coletado em uma caixa de passagem que recebia esgoto da caixa retentora de gordura do Restaurante Universitário (cozinha e banheiros). Um anteparo na saída dessa caixa foi instalado afim de acumular volume suficiente para captação por uma bomba centrífuga (1/2 cv de potência e  $Q_{\text{nominal}} = 1500\text{L/h} - 25\text{L/min}$ ) (Figura 16). Em cada leito do sistema foram aplicadas 4 bateladas de  $0,025\text{m}^3$  ao longo do dia, duas no período da manhã e outras duas entre o horário de almoço do restaurante e o período vespertino. Compreendendo uma vazão diária de  $0,1\text{m}^3/\text{d}$  e taxa hidráulica de  $0,088\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$  para cada leito do primeiro estágio e  $0,1\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$  para o segundo, respectivamente.

Figura 16 - Sistema de captação do efluente do restaurante universitário



Fonte: Capturada pelo autor

Considerando a vazão nominal da bomba, cada batelada teve duração de 1 min resultando em uma vazão de aplicação de  $1,32 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$ , em cada leito do primeiro e  $1,5 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{h}$  no segundo, respectivamente, mantendo a uniformidade de distribuição do efluente ao longo da superfície. As características médias do efluente do RU bem como a verificação teórica das cargas aplicadas em cada leito do primeiro estágio estão na Tabela 1.

Tabela 1 – Características médias do efluente do RU e verificação de cargas teóricas aplicadas em cada leito do primeiro estágio

Parâmetro	Limite ( $\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ )	Efluente RU ( $\text{mg}/\text{L}$ ).(*)	Carga aplicada teórica ( $\text{g}/\text{m}^2\text{d}$ ).
DQO	350	$753 \pm 201$	$66,63 \pm 17,78$
SST	150	$164,4 \pm 153,5$	$14,51 \pm 13,54$
NTK	30	$82,2 \pm 27,2$	$7,25 \pm 2,49$

Fonte: De Carvalho Junior (2018).

O efluente do primeiro estágio era acumulado em um reservatório com de 350L para posteriormente ser bombeado ao segundo estágio de acordo com as mesmas condições operacionais do primeiro (regime hidráulico e de carga orgânica). Uma

profundidade de saturação (H) foi mantida em 0,25m no segundo estágio para criar a saturação na região inferior do filtro, assim criando um ambiente anóxico, favorecendo a remoção de nitrogênio total.

A operação do sistema francês foi realizada alternando a alimentação em cada leito do primeiro estágio, sendo que, um leito era alimentado durante 3 dias consecutivos e, em seguida este leito entrava em fase de repouso e a alimentação passava para o seguinte durante outros 4 dias (destacando que domingo não geração de efluente).

A distribuição do esgoto afluente ao sistema será feita por uma rede de tubulação (DN 25mm) perfurada e com registro de controle. O efluente tratado será coletado por um dreno (DN 40mm) localizado no fundo dos leitos e o excedente do efluente tratado será encaminhado à rede coletora do campus.

A rotina de análises físico-químicas foi conduzida segundo (APHA, 2005) por amostragem simples coletadas, uma vez na semana, na entrada e na saída de cada estágio durante aplicação da batelada, durante o pico característicos dos hidrogramas de vazão. No primeiro estágio este pico se dava aproximadamente 1 min após início da batelada e no segundo 3 minutos. Os parâmetros considerados no monitoramento foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO;5220D), Demanda Biológica de Oxigênio (DBO;5210B), Série de Sólidos Totais e Sólidos Suspensos (ST;2540D e SS;2540D), Turbidez e Cor (2120;C).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 5.1 Dados de operação e eficiência dos processos de tratamento

Conforme a tabela 2, os dados tratados através das amostragens durante as oito semanas de monitoramento do sistema, são apresentados abaixo com valores expressos através de funções matemáticas e estatísticas, a fim de possibilitar interpretações e análises sobre o efluente do restaurante universitário, buscando qualificar o tratamento do sistema implantado. No anexo A é listado alguns sistemas similares utilizados para comparação do WC deste estudo.

Os valores referentes à coluna “Bruto” são do afluente ao sistema wetland, bombeado para o sistema. Os valores do 1° e 2° Stg são respectivamente dos efluentes do primeiro e segundo estágio.

Tabela 2 – Dados tratados dos parâmetros de avaliação no tratamento

<b>Parâmetro</b>		<b>Bruto</b>	<b>1° Stg</b>	<b>2° Stg</b>
<b>DBO<sub>5</sub> (mgO<sub>2</sub>/L)</b>	Média	657	343	22
	Máximo	956	551	80,5
	Mínimo	470	225	5
	Desvio Padrão	185	114	25
	Coef Variação	0,28	0,33	1,12
	N° de amostras	8	8	8
<b>DQO (mgO<sub>2</sub>/L)</b>	Média	950	718	81
	Máximo	1352	1342	518
	Mínimo	645	260	12
	Desvio Padrão	266	346	177
	Coef Variação	0,28	0,48	2,18
	N° de amostras	8	8	5
<b>Turbidez (NTU)</b>	Média	265	93	3,14
	Máximo	898	210	8,78
	Mínimo	86,3	49	0,37
	Desvio Padrão	264	61	2,81
	Coef Variação	0,99	0,66	0,89
	N° de amostras	8	8	8
<b>Cor (PtCo/L)</b>	Média	23,12	28,12	10,62
	Máximo	42	45	16
	Mínimo	5	9	1

	Desvio Padrão	12,99	11,35	5,55
	Coef Variação	0,56	0,40	0,52
	N° de amostras	8	8	8
<b>ST (mg/L)</b>	Média	846	570	335
	Máximo	1540	1230	430
	Mínimo	240	320	240
	Desvio Padrão	427	284	71
	Coef Variação	0,50	0,49	0,21
	N° de amostras	8	8	8

**Fonte:** Elaborada pelo autor

Na tabela 3, representam-se as eficiências de remoção média dos parâmetros avaliados no tratamento, do primeiro (1°Stg) e segundo (2°Stg) em relação ao afluente (Bruto).

Tabela 3 – Eficiência Global do WC

<b>Parâmetro</b>	<b>1°Stg</b>	<b>2° Stg</b>
<b>DBO (%)</b>	47	96
<b>DQO (%)</b>	24	91
<b>Turbidez (%)</b>	64	98
<b>Cor (%)</b>	-21	54
<b>Sólidos Totais (%)</b>	32	60

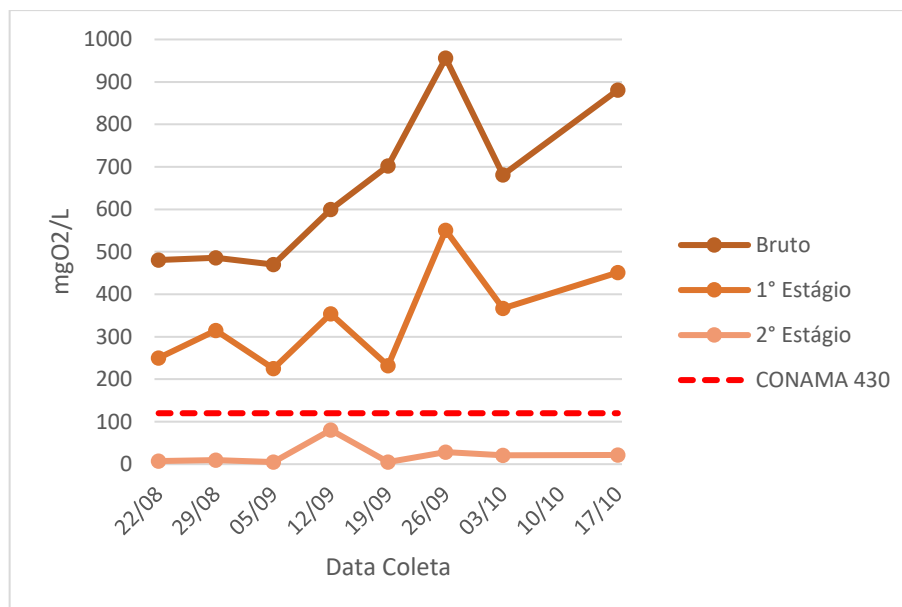
**Fonte:** Elaborada pelo autor

## 5.2 Matéria Orgânica

De uma maneira geral, através dos parâmetros DQO e DBO<sub>5</sub> a redução da matéria orgânica foi altamente eficiente atingindo respectivamente 91,4 e 96,6 % do afluente bruto até o efluente no final do tratamento. Isto significa uma redução média de 657,1 para 22,3 mgO<sub>2</sub>/L para DBO<sub>5</sub> e de 950,92 para 81,1 mgO<sub>2</sub>/L para DQO. Enquanto que a relação DBO<sub>5</sub>/DQO média do afluente foi de aproximadamente 0,70 para o efluente no final do tratamento (2° estágio) foi de 0,27, ressaltando o sucesso do sistema em termos de remoção de matéria orgânica por degradação biológica, onde a relação demonstrou alta de degradação da parcela carbonácea.

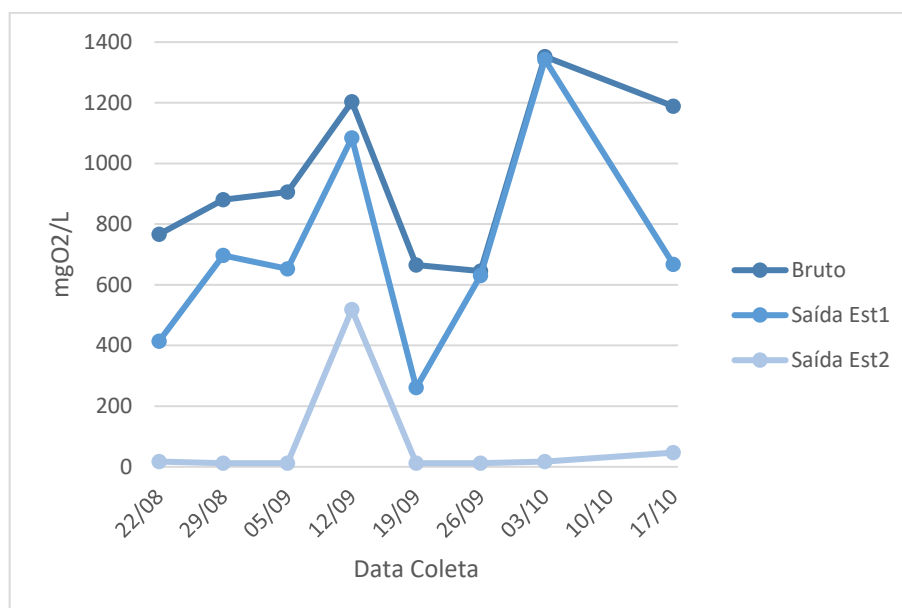
As Figura 17 e 18 apresentam respectivamente os gráficos da variação temporal de DBO<sub>5</sub> e DQO nos três pontos de análise no período de monitoramento.

Figura 17 – Concentrações DBO<sub>5</sub> das amostras durante o monitoramento



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 18 – Concentração de DQO das amostras durante o monitoramento

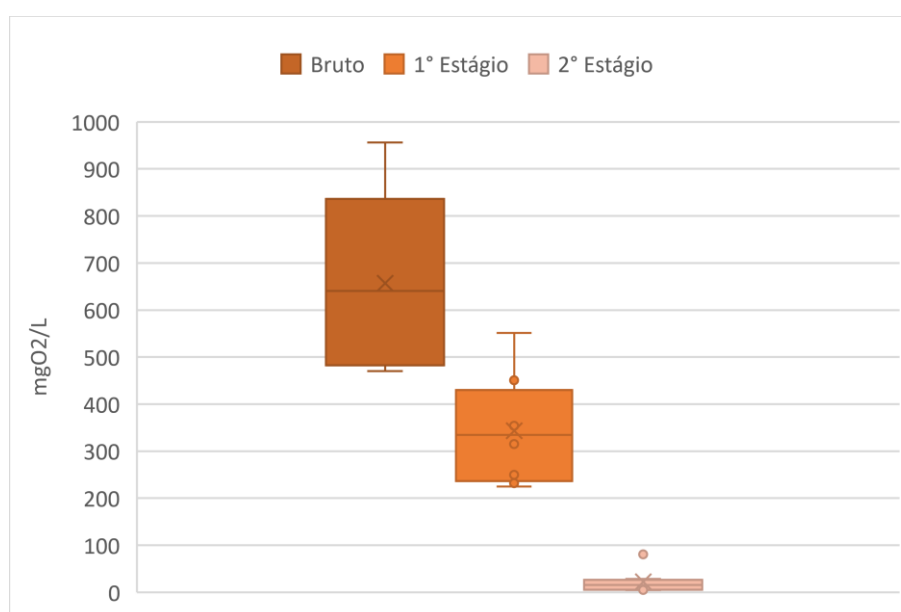


Fonte: Elaborado pelo autor

Observa-se que em ambas figuras existe a variação do comportamento das concentrações do afluente que chega ao Wetland. Isto devido a uma série de fatores que distorcem a caracterização do esgoto do restaurante, influenciado pelos hábitos alimentares dos alunos e colaboradores, quantidade e intensidade da circulação de pessoas no local e das condições climáticas que modificam fisicamente e quimicamente o afluente. Exemplificando, dias em que há maiores quantidades de alunos almoçando ou em que a guarnição preparada envolve alimentos mais gordurosos, o esgoto recebido pelo sistema contém maior concentração de carga orgânica.

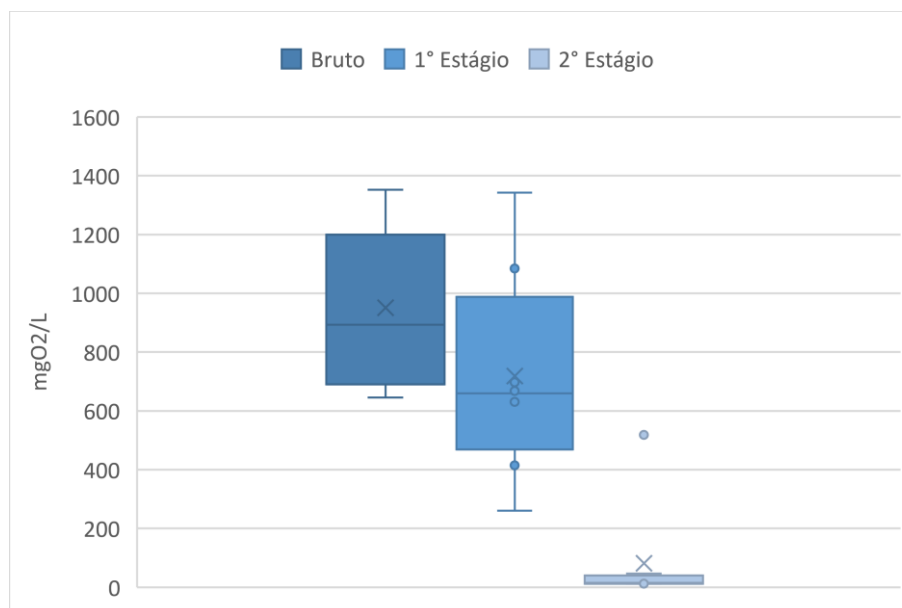
Tratando do parâmetro  $DBO_5$ , o efluente do final do tratamento possui qualidade excelente para seu lançamento no corpo receptor, atendendo os padrões exigidos pela Resolução N° 430 (2011) do CONAMA. Com uma média de  $22 \text{ mgO}_2/\text{L}$ , a  $DBO_{5,20}$  permaneceu expressivamente abaixo do máximo permitido de  $120 \text{ mgO}_2/\text{L}$  e, retirando o dia 12/09/2018 em que o valor foi de  $80 \text{ mgO}_2/\text{L}$ , o mais próximo do valor máximo. As figuras 19 e 20 são representações dos gráficos bloxpot das concentrações de  $DBO_5$  e de DQO:

Figura 19 – Concentrações de  $DBO_5$



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 20 – Concentração de DQO



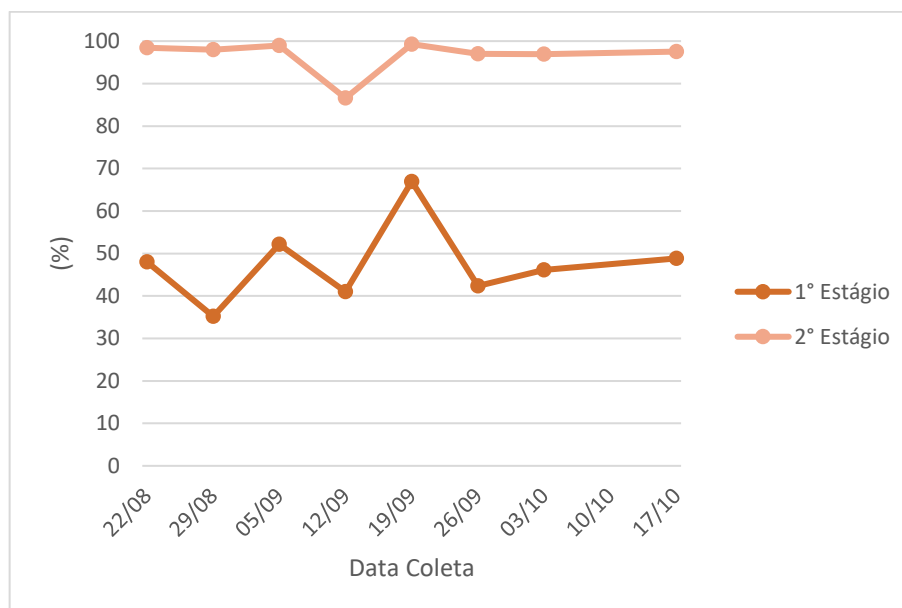
Fonte: Elaborado pelo autor

Para a  $DBO_5$ , o valor máximo computado foi de 956  $mgO_2/L$  na entrada do sistema (bruto) e o valor mínimo 5  $mgO_2/L$  na saída do segundo estágio, quando o tratamento finaliza. Enquanto que para DQO, o valor máximo obtido foi 1352  $mgO_2/L$  na entrada do sistema no dia 03/10, ressaltando que mesmo dia o efluente da saída do primeiro estágio estava com 1342  $mgO_2/L$ . Ainda, a menor demanda química de oxigênio foi de 12  $mgO_2/L$ .

Importante observar através dos bloxplot a relação com os coeficientes de variação (CV). Para ambos parâmetros mensurados, o CV é relativamente baixo (entre 0,2 e 0,4) para o esgoto bruto e para o efluente do primeiro estágio, enquanto que para efluente do final do tratamento os valores são alto (entre 1,1 e 2,2). Apesar dos valores darem indícios de estabilidade nas concentrações para os menores valores de CV e instabilidade para os valores altos, o que acontece é o contrário. O desvio padrão alto gerado pelos pontos outliers refletem mais nos valores baixos da concentração da saída do sistema. Assim, as concentrações durante o monitoramento, se mantiveram mais estáveis no ponto de coleta final.

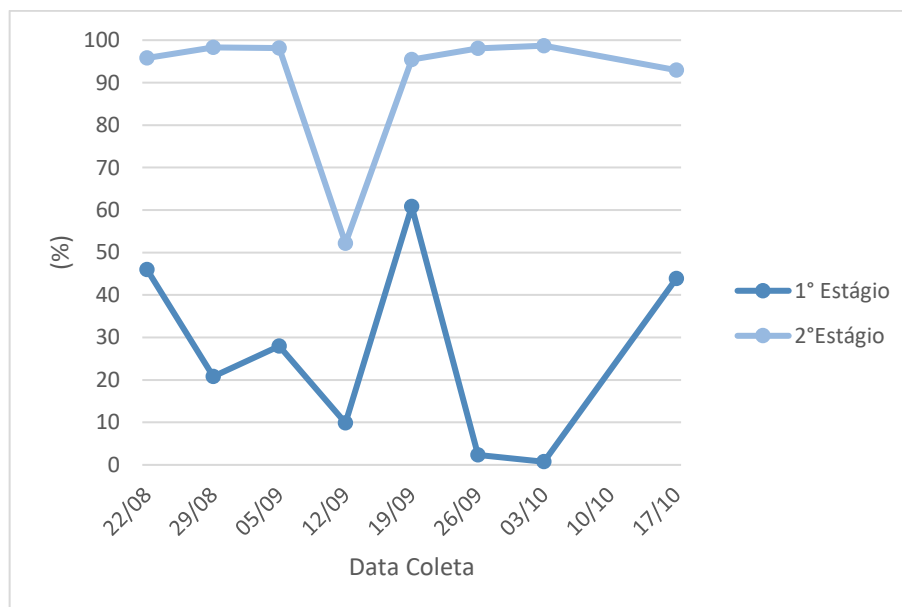
Nas figuras 21 e 22 são demonstradas as eficiências no tratamento de  $DBO_5$  e DQO do primeiro e segundo estágio do sistema francês em relação ao afluente gerado no restaurante universitário.



Figura 21 – Eficiência de remoção de DBO<sub>5</sub>

Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 22 – Eficiência de remoção de DQO



Fonte: Elaborado pelo autor

É possível observar através dos gráficos que para a grande maioria das coletas (em exceção ao dia 19/09 no primeiro estágio para ambos parâmetros) o sistema atingiu alta eficiência na remoção de matéria orgânica demonstrando estabilidade do processo. Rizzo et al. (2018), Paing et al. (2015) e Morvannou et al. (2015), com

sistemas francêss de WC implantados e com menos de 2 anos de operação identificaram eficiências similares com DBO<sub>5</sub> e DQO com valores respectivamente em 98,5/98,8%, 98/93% e 87/93%.

Para Molle (2005) em seu estudo avaliativo para performance do sistema francês, constatou baseado em mais de 80 plantas instaladas a eficiência global de 82% de DQO. Dal Bosco (2005), utilizando o sistema francês em um distrito de Trento-SC conseguiu atingir eficiência geral de 93% DQO e 98% DBO<sub>5</sub>. Comparado a eficiência de 91,4% DQO e 96,6% DBO<sub>5</sub> deste trabalho, é importante frisar o fator chave para remoções tão elevadas: a camada de biofilme. Apesar do sistema implantado ser mais novo comparado ao de Trento-SC, fatores como carga hidráulica mais baixa, clima mais quente e característica do efluente, influenciam para a estabilidade do biofilme, atingindo alta capacidade de remoção de MO.

### 5.3 Sólidos Totais e Sólidos Suspensos

Na Tabela 4 e 5 estão respectivamente os valores médios de concentração e de eficiência de remoção da série de sólidos para totais e suspensos. Tanto para o afluente como para o efluente do primeiro e segundo estágio foram analisados sólidos totais (ST), sólidos voláteis totais (SVT), sólidos fixo totais (SFT), sólidos suspensos totais (SST), suspensos voláteis (SSV) e suspensos fixos (SSF).

Tabela 4 – Dados de valores médios da série de sólidos totais e suspensos

Parâmetro	e1 (bruto)	s1 (1º stg)	s2 (2º stg)
<b>ST (mg/L)</b>	846	570	335
<b>SVT (mg/L)</b>	235	292	235
<b>SFT (mg/L)</b>	611	277	100
<b>SST (mg/L)</b>	259	104	26
<b>SSV (mg/L)</b>	53	28	13
<b>SSF (mg/L)</b>	205	76	13

Fonte: Elaborado pelo autor

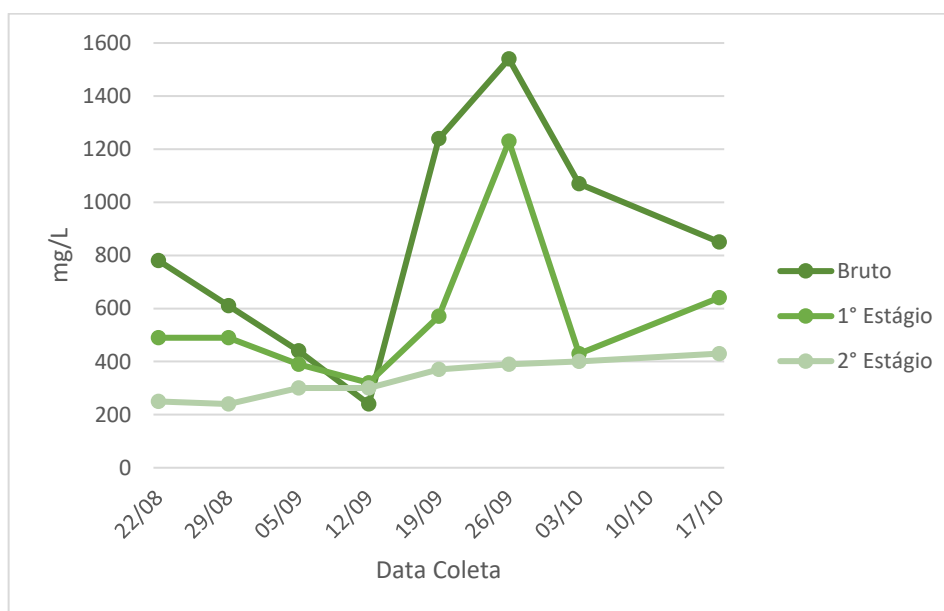
Tabela 5 – Eficiência em remoção de sólidos totais e suspensos

Parâmetro	s1 (1º stg)	s2 (2º stg)
ST (%)	32,6	60,4
SVT (%)	-24,4	0
SFT (%)	54,6	83,6
SST (%)	59,5	89,8
SSV (%)	47,2	75,6
SSF (%)	62,7	93,6

Fonte: Elaborado pelo autor

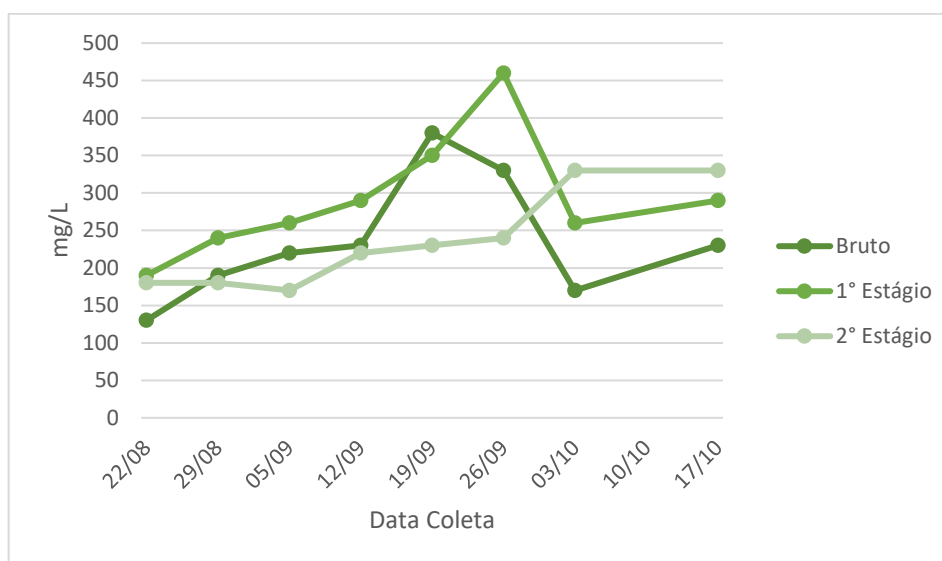
A redução dos sólidos totais foi relativamente eficiente conseguindo atingir uma média de 60,4%, quantitativamente reduzindo de uma média do afluente de 846,25 mg/L para um efluente no primeiro estágio de 570 mg/L e ao final do tratamento a média de 335 mg/L no segundo estágio. Nas Figuras 23 e 24 são representados os gráficos evolutivos dos sólidos totais e voláteis.

Figura 23 – Concentração sólidos totais



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 24 – Concentração sólidos voláteis totais



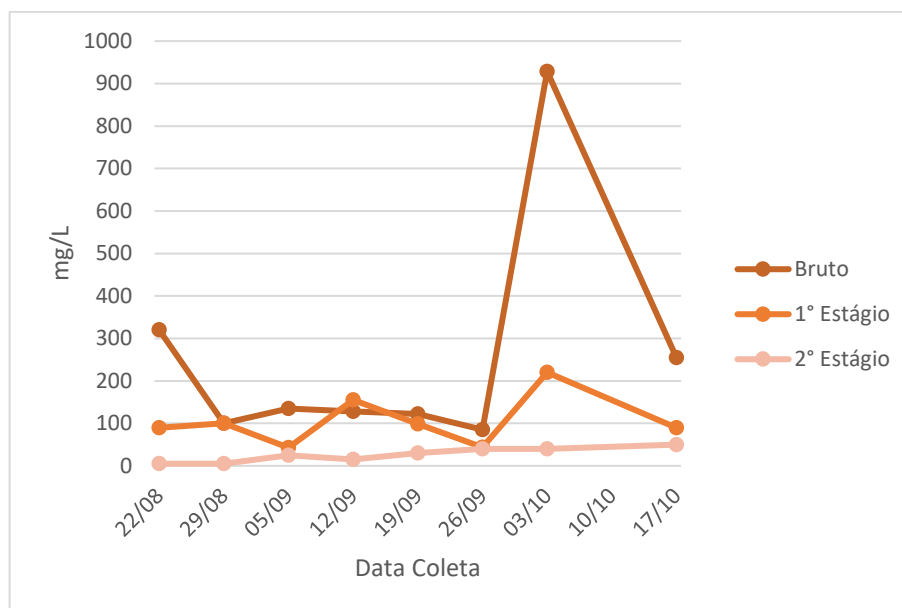
Fonte: Elaborado pelo autor

A concentração máxima para os sólidos totais é de 1545 mg/L no esgoto bruto, a mínima registrada é de 240 mg/L tanto no bruto como na saída do segundo estágio, enquanto que a média foi de 846,25 mg/L para o afluente, 570 mg/L para o efluente 1º estágio e 335 mg/L para o efluente 2º estágio. Destas médias, a parcela “orgânica” (levando em conta que na calcinação alguns minerais sofrem decomposição, volatilização ou perda de água) representa no total 28% para o esgoto bruto, 51% para o efluente do primeiro estágio e 70% para o efluente do segundo estágio. Como observa-se, há grande variação na concentração do afluente de uma data de coleta para outra, registrado o desvio padrão 427 mg/L. Isto devido as condições variantes que sofre o esgoto produzido no restaurante, como foi dito anteriormente na análise da matéria orgânica.

Apesar da remoção dos sólidos, o fato da fração volátil ter aumentado conforme o tratamento pode ser associado com a decomposição da matéria orgânica, gerando coloides orgânicos como os ácidos húmicos e fúlvicos.

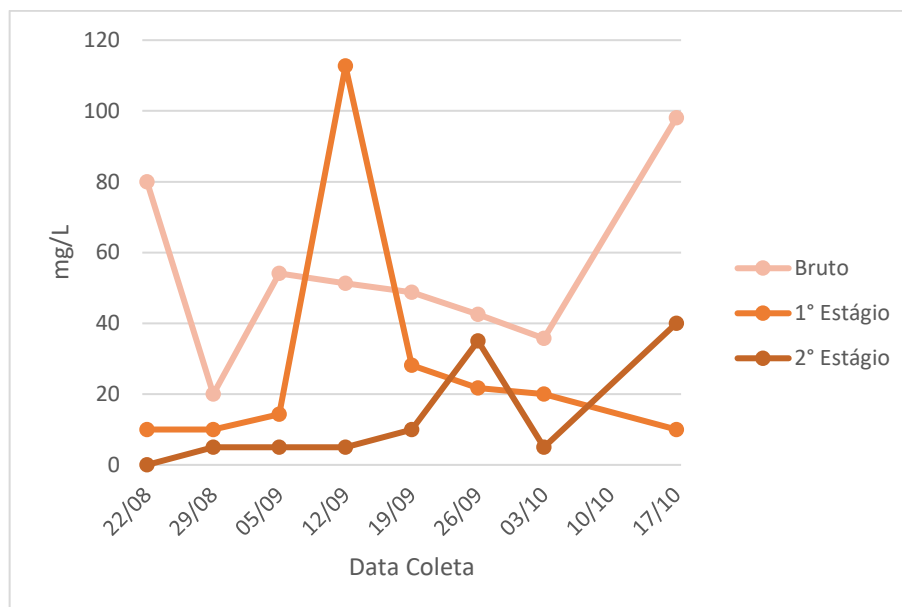
As figuras 25 e 26 representam os gráficos evolutivos das concentrações da série de sólidos suspensos.

Figura 25 – Concentração de sólidos suspensos totais



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 26 – Concentração de sólidos suspensos voláteis

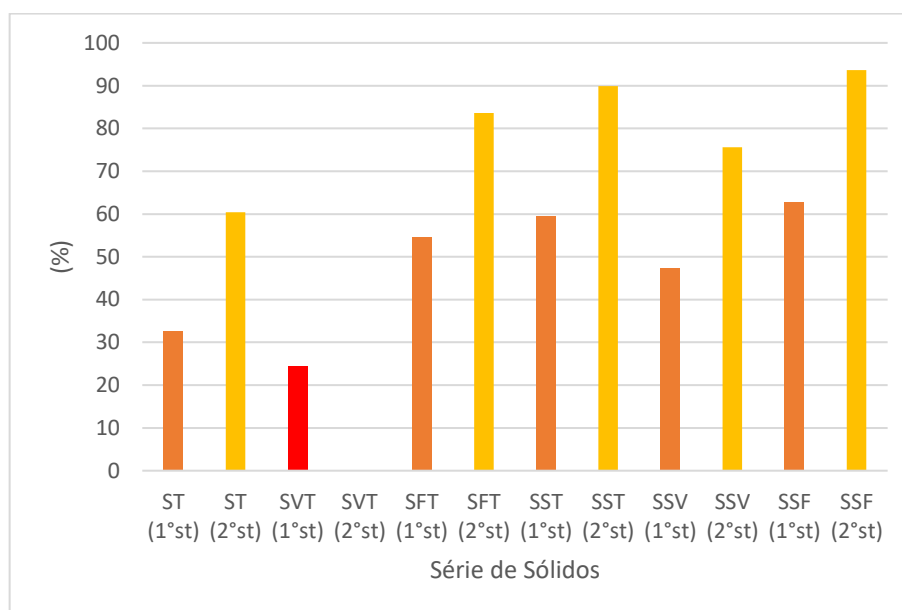


Fonte: Elaborado pelo autor

Em relação ao valor dos sólidos suspensos totais, apresentou-se uma média de 260,23 mg/L no bruto, 104,98 mg/L no primeiro estágio e 26,25 mg/L no efluente do segundo estágio, atingindo um valor máximo (outlier) de 928,57 mg/L registrado

no esgoto bruto e valor mínimo de 5 mg/L na saída do tratamento (2º estágio). Do total de sólidos suspensos a parcela de SSV representa 20% no bruto, 27% no primeiro estágio e 50% no segundo estágio. A figura 27 por fim representa o gráfico de eficiência na remoção da série dos sólidos totais e suspensos.

Figura 27 – Eficiência em remoção de sólidos totais e suspensos



Fonte: Elaborado pelo autor

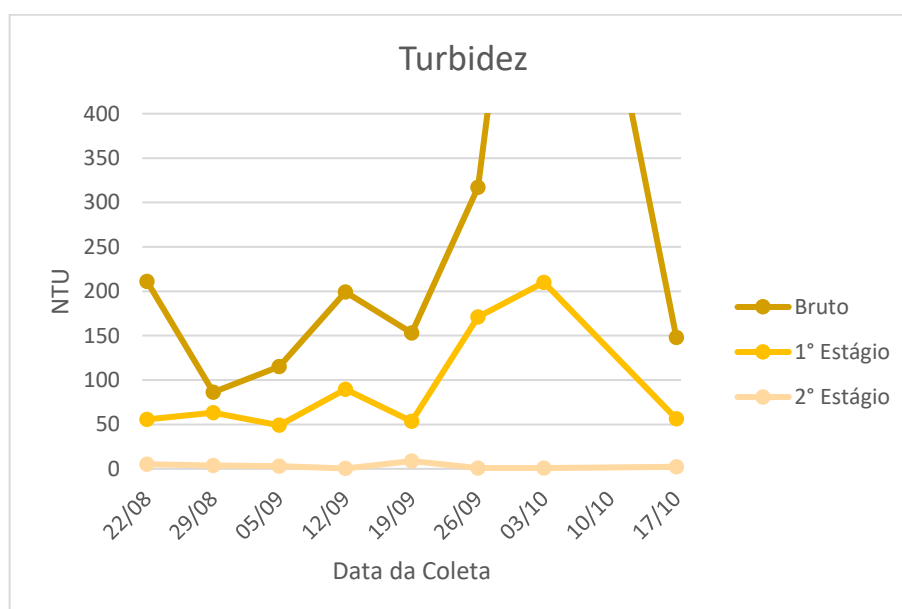
Conforme é demonstrado, a eficiência atingida nos sólidos totais é de 60,4% e a de sólidos suspensos totais é de 89,87%. Em relação a fração volátil dos sólidos totais no primeiro estágio houve um aumento de 24,4% devido a geração de coloides orgânicos, como dito anteriormente, sendo que ao final do tratamento a remoção foi nula. Para os sólidos suspensos, tanto a fração volátil como a do fixo foram superiores a 75% indicando boa eficiência no tratamento.

Comparado a outros sistemas, o WC deste trabalho apresentou desempenho similar, o que demonstra estabilidade e correto dimensionamento do projeto. Para wetlands verticais com fundo saturado os seguintes autores atingiram a seguinte eficiência para SST: Santos (2015) 75%, Prigent et al. (2013) 93%, Kim et al. (2014) 99% e Silveira et al. (2015) 88%. Para WC modelo francês, Trein (2015) 88%, Freitas (2015) 96%, Dal Bosco (2016) 81% e Santos (2015) 75%.

## 5.4 Turbidez

Como apresentado na Tabela 2, na seção 5.1 do trabalho, a turbidez apresentou a média de 265,91 NTU para o afluente, 93,55 NTU para o efluente 1º estágio e 3,14 NTU para efluente 2º estágio. Isto significa 64,81% de eficiência após o primeiro estágio e 98,8% de eficiência ao final do tratamento. O valor máximo quantificado foi 898 NTU (outlier) e o valor mínimo 0,37 NTU. A figura 28 representa o gráfico de turbidez das amostras coletadas durante o monitoramento.

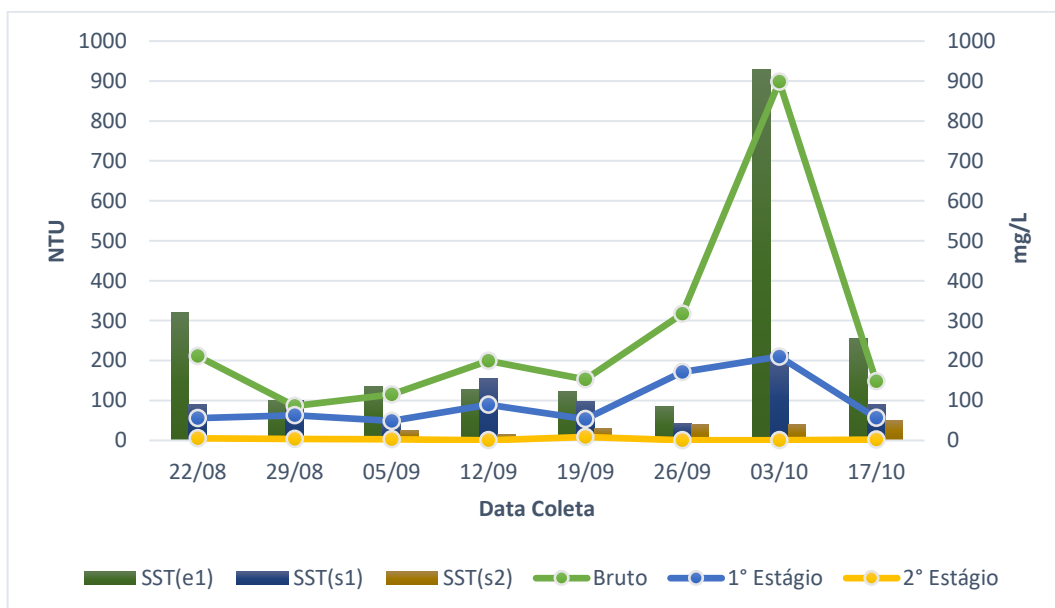
Figura 28 – Turbidez das amostras nos pontos de coleta



Fonte: Elaborado pelo autor

Apesar da variação da concentração de uma coleta para outra, percebe-se que ao final do segundo estágio os valores turbidez não passam de 8 NTU. Este fato está associado ao substrato do leito do 2º estágio, composto superficialmente por areia. Como a turbidez está diretamente relacionada com a presença de sólidos suspensos, no primeiro estágio do sistema, em que o substrato tem uma granulometria mais grosseira, a retenção de SS é menor e consequentemente a turbidez maior do efluente que é filtrado. Na figura 29 que representa o gráfico da relação entre sólidos suspensos e turbidez é possível observar o mesmo comportamento de remoção.

Figura 29 – Relação Turbidez e Sólidos Suspensos Totais

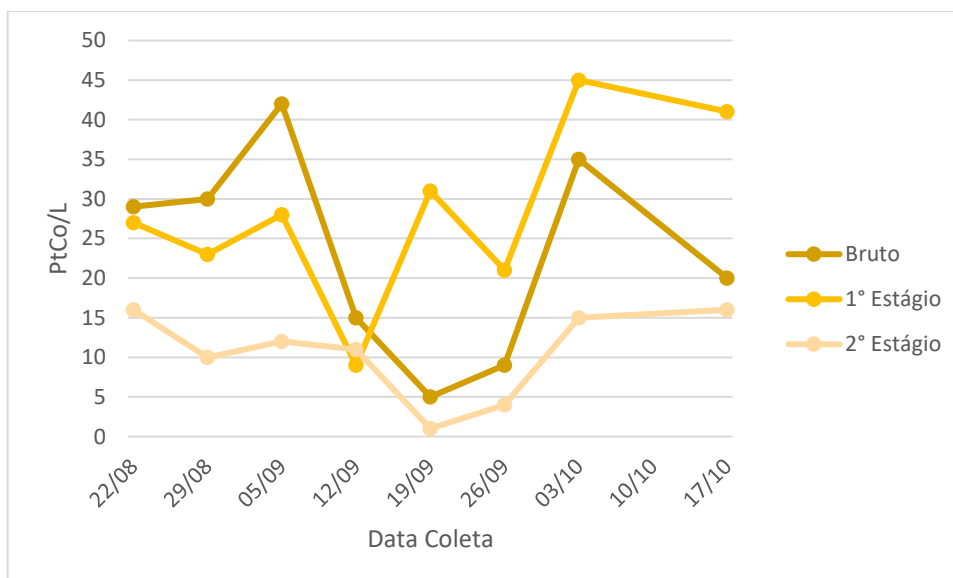


Fonte: Elaborado pelo autor

## 5.5 Cor

A figura 30 representa o gráfico da cor verdadeira de cada amostra no monitoramento do WC no restaurante universitário.

Figura 30 – Cor verdadeira das amostras nos pontos de coleta



Fonte: Elaborado pelo autor



Para o parâmetro cor foi registrado a concentração média de 23,125 PtCo no bruto, 28,125 PtCo no primeiro estágio e 10,625 PtCo no segundo estágio. O valor máximo foi de 45 PtCo no efluente após o primeiro leito e o mínimo de 1 PtCo após o segundo leito. A eficiência em remoção de cor do sistema foi de 54,05% sendo que após o tratamento do primeiro estágio houve um acréscimo em 21,62% como já citado pela decomposição da matéria orgânica gerando coloides orgânicos.

Como o método de análise em laboratório realizado foi para a obtenção da cor verdadeira, não houve interferência da turbidez na cor. Assim, apesar da Portaria nº518 (2004) estabelecer valor máximo para cor aparente, a cor verdadeira do efluente deste trabalho atingiu os parâmetros estabelecidos pela legislação.

## 6. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Através das análises dos resultados obtidos durante o período de monitoramento do WC modelo francês no restaurante universitário da UTFPR campus Londrina, conjuntamente com os estudos reportados na revisão literária pode-se concluir:

- A remoção de matéria orgânica do efluente tratado foi eficiente, atingindo quase a completa remoção, demonstrando porcentagens similares a outros modelos implantados no território nacional e internacional e, gerando um efluente tratado com níveis satisfatórios segundo os parâmetros legislativos.
- A saturação do segundo leito influenciou na remoção de matéria orgânica, pelo aumento do tempo de retenção hidráulica, conseguindo atingir quase a completa remoção de matéria orgânica.
- O baixo custo, a pouca manutenção e a eficiência que o sistema consegue atingir no tratamento de esgoto sanitário demonstram viabilidade de wetlands construídos na implementação de restaurantes, condomínios e lugares cujo sistema de esgotamento é descentralizado.

Como sugestão para futuras pesquisas, propõe-se:

- Ampliação do sistema seguindo o modelo francês visando o tratamento completo do efluente gerado no restaurante.
- Padronização dos parâmetros a serem avaliados com o intuito de criar um banco de dados para possibilitar comparação dos resultados assim maturidade do WC.
- Automação do sistema de bombeamento do efluente, implantando sistemas de prototipagens.

## REFERÊNCIAS

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

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R. E SILVA, N. C. L. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na agricultura**, Viçosa, MG, v.15, n.3, 307-315, jul./set313. Nota técnica. 2007.

CARVALHO JUNIOR, Orlando de et al. Nitrogen Removal in a Partially Saturated Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Used for Restaurant Wastewater Treatment. **Journal Of Environmental Engineering**, [s.l.], v. 144, n. 7, p.04018042-00, 18 abr. 2018. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)ee.1943-7870.0001384](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)ee.1943-7870.0001384).

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

CONAMA, "Resolução nº 357/2005". Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente. Brasília, 2005.

CUI, Fang; YUAN, Bo; WANG, Ying. Constructed Wetland as an Alternative Solution to Maintain Urban Landscape Lake Water Quality: Trial of Xing-Qing Lake in Xi'an City. **Procedia Environmental Sciences**, [s.l.], v. 10, p.2525-2532, 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.proenv.2011.09.393>

DALBOSCO, Vlade. **PROJETO DE CONCEPÇÃO DE UM SISTEMA DE WETLANDS CONSTRUÍDOS EM MODELO FRANCÊS NA CIDADE DE NOVA TRENTO - SC.** 2016. 96 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Trento, 2016.

Duarte, S. **Estudos das Potencialidades das Zonas Húmidas Artificiais no Tratamento de Efluente Aquícolas**, Monografia de final de curso, Departamento de Engenharia Biológica e Química, Licenciatura em Engenharia do Ambiente, Portugal, Instituto superior técnico, Universidade de Lisboa, 2002.

HOFFMANN, H.; PLATZER, C.; WINKER, M.; VON MUENCH, E. **Technology review of constructed wetlands:** Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment. Eschborn: Giz, 36 p. 2011.

IAPAR. Instituto Agrônômico do Paraná. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 06 de junho de 2018.

IBGE. **Londrina.** Disponível em:<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/temas.php?lang=&codmun=411370&idtema=139&search=parana|londrina|frota-2014>>. Acesso em: 06 de junho de 2018.

KADLEC, R.H., KNIGHT, R.L. **Treatment wetlands.** Boca Raton: CRC Lewis Publishers. Cap.1: Introduction to Wetlands for Treatment, p.3 – 18; Cap.3: Natural Systems for Treatment, pp. 31-43. 1996.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment Wetlands.** 2 ed., [s. l.]: Taylor & Francis, 2009.

KLETECKE, Rojane Magda. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: Hedychium coronarium, Heliconia psittacorum, Cyperus alternifolius e Colocasia esculenta.** 2011. 310 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas Faculdade de Engenharia Agrícola, Campinas, 2011.

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

LIMA, Rodrigo Fidelis de Souza. **Potencialidades dos Wetlands Construídos Empregados no Pós-tratamento de Esgotos: Experiências Brasileiras.** 2016. 81 f. Monografia (Especialização) - Curso de Engenharia Ambiental, Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

MARKOS. **Análise de Águas & Efluentes: Série de Sólidos.** 2015. Disponível em: <[http://www.c2o.pro.br/analise\\_agua/a1833.html](http://www.c2o.pro.br/analise_agua/a1833.html)>. Acesso em: 07 fev. 2019.

METCALF e EDDY. **Wastewater engineering: treatment, disposal and reuse.** 3 ed., Metcalf e Eddy Inc., 1991. 1334 p.

MINISTÉRIO DA SAÚDE, “Portaria 518/2004. Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade”. Brasília, Fundação Nacional da Saúde, 2004.

MOLLE, P.; LIÉNARD, A.; BOUTIN, C.; MERLIN, G.; IWEMA, A. 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. French vertical flow constructed wetlands: a need of a better understanding of the role of the deposit layer. **Water Science & Technology**, v. 69, p.106-112, 2014.

MORAES, Franciele Lucas de. **MONITORAMENTO DE WETLAND CONSTRUÍDO DE FLUXO HORIZONTAL EMPREGADO NO TRATAMENTO DO EFLUENTE DE UM RESTAURANTE UNIVERSITÁRIO**. 2017. 67 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017.

MORVANNOU, A. et al. Treatment performances of French constructed wetlands: results from a database collected over the last 30 years. **Water Science And Technology**, [s.l.], v. 71, n. 9, p.1333-1339, 3 mar. 2015. IWA Publishing. <http://dx.doi.org/10.2166/wst.2015.089>.

OLIJNYK, D. P. **Avaliação da nitrificação e desnitrificação de esgoto doméstico empregando filtros plantados com macrófitas (wetlands) de fluxos vertical e horizontal – sistemas híbridos**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

ONU. **2,5 bilhões de pessoas não têm acesso a saneamento básico em todo o mundo, alerta ONU**. Disponível em: 24 de março de 2014. Acesso em: 15/01/2019.

PIVELI, R.P. "Qualidade da Água". Curso de Especialização em Engenharia em Saúde Pública e Ambiental da Fac. Saúde Pública – USP, 1996.

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

QUEVEDO, Claudia Maria Gomes de; PAGANINI, Wanderley da Silva. Impactos das atividades humanas sobre a dinâmica do fósforo no meio ambiente e seus reflexos na saúde pública. **Ciência & Saúde Coletiva**, São Paulo, v. 8, n. 16, p.3529-3539, 06 jan. 2010.

RIZZO, Anacleto et al. French Reed Bed as a Solution to Minimize the Operational and Maintenance Costs of Wastewater Treatment from a Small Settlement: An Italian Example. **Water**, [s.l.], v. 10, n. 2, p.156-169, 6 fev. 2018. MDPI AG. <http://dx.doi.org/10.3390/w10020156>.

SEZERINO, P. H.; PHILIPPI, L. S. **Filtro plantado com macrófita (wetlands) como tratamento de esgotos em unidades residenciais – critérios de dimensionamento**. In: 22º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville. ANAIS.ABES, 2003.

SILVA, Selma Cristina da. **"Wetlands Construídos" de fluxo vertical com meio suporte do solo natural modificado no tratamento de esgotos domésticos**. 2007. 231 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Civil, Universidade de Brasília, Brasília, 2007.

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

STEFANAKIS, A., AKRATOS, C. S., TSIHRINTZIS, V. **Vertical Flow Constructed Wetlands**. 1. ed. Amsterdam: Elsevier, 2014

TONIATO, J. V.; ROQUE, O. C. C.; KACZALA, F.; NASCIMENTO, V. B. E ROQUE, D.C. Avaliação de um wetland construído no tratamento de efluentes sépticos. In: **23º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**. Campo Grande, MS. 2005.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, 2003. 248 p.

UN-HABITAT, 2008. *Constructed Wetlands Manual*. UN-HABITAT Water for Asian Cities Programme Nepal, Kathmandu.

USEPA. **Constructed wetlands treatments of municipal wastewaters**. EPA/625/r-99/010, September/1999, Cincinnati, Ohio. 152 p.

VALENTIM, M.A.A. **Desempenho de leitos cultivados para o tratamento de esgoto: contribuição para concepção e operação**. Tese de doutorado. Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 208p. 2003.

VON SPERLING, M. **Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3ed. Belo Horizonte, MG. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais. 452p. 2005.

WU, Haiming et al. A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: Design and operation. **Bioresource Technology**, [s.l.], v. 175, p.594-601, jan. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2014.10.068>.

WU, Shubiao et al. Development of constructed wetlands in performance intensifications for wastewater treatment: A nitrogen and organic matter targeted review. **Water Research**, [s.l.], v. 57, p.40-55, jun. 2014. Elsevier BV.



## APÊNDICES

### APÊNDICE A – Variedade de sistemas wetland vertical com leito saturado.

Autor	Descrição do sistema	Local/Tempo Monitoramento	Macrófita Empregada	Meio Filtrante	Saturação do fundo (cm)	Cargas aplicadas (g/m <sup>2</sup> .d)		TH (mm/d)	Eficiência			
						DQO	N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>		Parâmetro	(%)		
Trein (2015)	Reator Anaeróbio compartimento + WCVD- FS para tratamento de esgoto	Palhoça (Brasil) / 2 anos	Cyperus papiros	70 cm, sendo: 10 cm de brita + 50 cm de areia grossa + 10 cm de brita.	20	DQO	2	11,6	DQO	88		
						DBO	0,96		DBO5	94		
						SST	0,27		SST	88		
						N-NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,53		P-PO <sub>4</sub> <sup>+3</sup>	92		
Andrade (2012)	Sistema piloto – único módulo para tratamento de esgoto sintético.	Curitiba (Brasil) / 5 meses	Canna x generalis	95 cm, sendo: 15 cm de brita + 40 cm de areia + 40 cm de brita.	80	DQO	37,8	126	DQO	95		
									NTK	55		
									P-PO <sub>4</sub> <sup>+3</sup>	46		
Prigent et al. (2013)	Filtro biológico seguido de WCVD-FS de único estágio, para tratamento de esgoto doméstico.	Beaumontla-Ronce (França) / 8 meses	Phragmites australis	105 cm, sendo: 40 cm de xisto expandido + 15 cm de calcário + 50 cm de xisto expandido.	20	DQO	293	380	DQO	64		
									SST	76		
									NTK	21		
					40	DQO	293	380	DQO	88		
									SST	93		
									NTK	39		
Kim et al. (2014)	Filtro biológico seguido de adição de cloreto férrico para precipitação de fósforo seguido de wetland construído - modelo Francês com fundo saturado, para tratamento de esgoto sanitário + água residuária da produção de vinho.	Vercia (França) / 8 anos	Phragmites australis	1º estágio: 80 cm de brita (d10: 1.6 mm; d60: 3.66mm)	40	DQO	560 a 1220	770	SST	99		
									DBO5	99		
				60 a 75	DQO				560 a 1220	770	DQO	97
											PT	70
											NT	76
											NTK	98

Autor	Descrição do sistema	Local/Tempo Monitoramento	Macrófita Empregada	Meio Filtrante	Saturação do fundo (cm)	Cargas aplicadas (g/m <sup>2</sup> .d)		TH (mm/d)	Eficiência	
									Parâmetro	(%)
Silveira et al. (2015)	Wetland construído - modelo francês de único estágio, para tratamento de esgoto sanitário.	Lyon (França) / 4 e 12 meses	Phragmites communis	70 cm, sendo: 15 cm de brita (20 - 40 mm) + 20 cm de brita (8 - 20 mm) + 35 cm de brita (2 - 6 mm)	15	DQO	26	230	DQO	39
									SST	76
									N-NH4+	36
									NTK	46
					25	DQO	25	230	DQO	50
									SST	88
									N-NH4+	51
									NTK	60
Langergraber et al (2008)	Wetlands construídos verticais em 2 estágios, o primeiro com camada de saturação e o segundo com drenagem livre.	Ernstshofen (Áustria)	Miscathus gigantea	1º estágio: 75 cm, sendo 50 cm de areia (1 - 4mm), d10: 0.2; d60: 0.8mm; 10 cm (4-8mm); e 15 cm (16-32mm)	20	DQO	80	-	NT	46
									N-NH4+	77,2
				2º estágio: 75 cm, sendo 50 cm, camada principal de areia (0.06 - 4mm), d10: 1mm; d60: 3mm; 10 cm (4-8mm); e 15 cm (16-32mm)	Drenagem Livre	DQO	20	-	NT	46
									N-NH4+	99,





