

UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ

AMANDA SILVA NUNES

REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM WETLAND CONSTRUÍDO DO TIPO FRANCÊS

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2018**

AMANDA SILVA NUNES

REMOÇÃO DE NUTRIENTES EM WETLAND CONSTRUÍDO DO TIPO FRANCÊS

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação, apresentado à disciplina TCC 2, do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, como requisito parcial para a obtenção do título de Bacharel.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior

**LONDRINA
2018**



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



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Remoção de nutrientes em wetland construído do tipo Francês

por

Amanda Silva Nunes

Monografia apresentada no dia 28 de novembro de 2018 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. Ajadir Fazolo
(UTFPR)

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi
(UTFPR)

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

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

AGRADECIMENTOS

Eu agradeço primeiramente a Deus e Nossa Senhora Aparecida por iluminar meus pensamentos em todos os momentos necessários, por terem me dado saúde, força e coragem para alcançar esta etapa tão importante da minha vida.

Agradeço ao Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior, meu orientador, por sua dedicação, pelos incentivos, por ter acreditado em meu trabalho, sobretudo pela paciência em me auxiliar em cada etapa. Agradeço toda a sabedoria que me passou ao longo dos anos, sem você nada disso seria possível.

Agradecimentos especiais aos membros da banca examinadora: Prof. Dr. Ajadir Fazolo e Prof. Dr. Ricardo Nagamine Costanzi, pelo tempo concedido e pelas dicas preciosas.

A Universidade Tecnológica Federal do Paraná e ao corpo docente do Campus Londrina e Campo Mourão, que se dedicaram a ensinar e compartilhar todo seu conhecimento que adquiri durante a graduação.

A empresa NR Dutra Engenharia pela oportunidade de cursar meu estágio obrigatório, em especial a engenharia ambiental responsável Caroline Dutra por dividir todo seu conhecimento na área.

Agradeço imensamente a minha mãe, a pessoa mais importante nesse mundo para mim, que nos momentos difíceis sempre esteve ao meu lado, me dando forças para seguir em frente e me incentivando, esta monografia é dedicada a você.

Com imensa gratidão, agradeço ao meu pai por sempre priorizar um ensino de qualidade a mim e por ter me dado todo apoio financeiro ao longo da jornada acadêmica.

A minha vó Iraci que hoje está no céu, pessoa de quem eu sinto falta todos os dias. Sei que de seu lugar olha por mim.

Agradeço principalmente ao meu namorado Danilo, que sempre esteve ao meu lado a cada esforço e conquista e deu-me incentivo para tornar-me quem sou hoje. Com ele as dificuldades ao longo da jornada acadêmica foram amenizadas e os dias se tornaram mais agradáveis e felizes. Sou muito grata a você por todo o amor, companheirismo, dedicação, sobretudo paciência.

A todos os amigos da UTFPR Campo Mourão, em especial as minhas amigas Nadine Martelozo e Heloa Palma, responsáveis por tornarem meus dias longe de casa menos dolorosos. Com elas dividi muitas histórias e momentos de alegria. Agradeço por sempre permanecerem ao meu lado e mesmo a quilômetros de distâncias estarem presentes no meu dia-dia.

Aos meus grandes amigos Lara da Silva, Luciano Liechocki e Michele Maria de Oliveira por me receberem de braços abertos nesta universidade, pelos momentos de distração, amizade, parceria em cada trabalho e por cada risada. Com vocês o tempo de faculdade se tornou mais prazeroso, sentirei saudades do nosso banquinho. Esta caminhada não seria a mesma sem vocês.

A Antônia de Oliveira, minha amiga de anos. Quem esteve ao meu lado nos momentos de felicidade e tristeza. Obrigada por tudo, você é muito especial.

Por fim, a cada pessoa que direta ou indiretamente contribuiu para a conclusão dessa etapa de minha vida, o meu muito obrigado.

RESUMO

Os filtros plantados com macrófitas (wetlands construídos) são sistema de tratamento de esgoto descentralizados, que apresentam como vantagens o baixo custo de operação, baixo consumo de energia elétrica, simplicidade operacional e eficiência significativa. Dentro deste contexto, esta pesquisa objetivou avaliar a eficiência de um sistema wetland do tipo Francês, com maciço filtrante saturado na remoção de nitrogênio total do esgoto sanitário proveniente do restaurante universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A unidade experimental está localizada nas dependências da UTFPR – Campus Londrina, o monitoramento do sistema ocorreu no decorrer de 8 semanas. A altura de saturação adotada foi de 25 cm, o sistema foi alimentado de maneira intermitente, com 4 pulsos diários. Foram coletadas amostras de esgoto bruto (entrada do sistema), estágio I e estágio II (saída do sistema), as amostras foram submetidas a análises físico-químicas, sendo elas pH, alcalinidade, série nitrogenada e fosfato. Na entrada do sistema, a alcalinidade ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) e pH médios foram de 37,42 e 5,13, o estágio I apresentou 73,29 e 6,34 e a saída do sistema (estágio II) 48,89 e 6,65. Em relação a série nitrogenada, a concentração de nitrogênio amoniacal sofreu uma redução ao longo do sistema, comprovando a existência do processo de nitrificação, sendo a concentração na entrada do sistema de $16,1 \text{ mg L}^{-1}$ e na saída de $2,8 \text{ mg L}^{-1}$. Não foi constatada a presença de nitrito nas amostras e as concentrações de nitrato da saída do sistema foram maiores do que aquelas encontradas na entrada do sistema. Como resultados obtiveram-se remoções médias de NTK variando entre 58,7% a 92%. No estágio II foi observada eficiência máxima de remoção de nitrogênio total de 90,2%, concluindo-se que a altura de saturação do maciço filtrante foi essencial para ocorrência da desnitrificação. As taxas de remoção de fosfato foram elevadas, não sendo detectada a presença deste parâmetro em nenhuma das amostras referentes a saída do sistema. Os resultados evidenciaram que o sistema de tratamento proposto é uma excelente alternativa para tratamento de efluentes, além do mais demonstrou-se eficaz na remoção de nitrogênio total.

Palavras-chave: Tratamento descentralizado; Maciço filtrante saturado; *Heliconia rostrata*; Desnitrificação; Tratamento de esgotos domésticos.

ABSTRACT

Filters with macrophytes (built wetlands) are decentralized sewage treatment systems, which have the advantages of low operating costs, low power consumption, operational simplicity and significant efficiency. In this context, this research aimed to evaluate the efficiency of a French wetland system with a saturated filtering mass in the removal of total nitrogen from sanitary sewage from the university restaurant of the Universidade Tecnológica Federal do Paraná. The experimental unit is located in the dependencies of UTFPR - Campus Londrina, monitoring of the system occurred within 8 weeks. The saturation height was 25 cm, the system was fed intermittently, with 4 pulses per day. Samples of raw sewage (system inlet), stage I and stage II (system exit) were collected, the samples were submitted to physical-chemical analysis, being they pH, alkalinity, nitrogen series and phosphate. At the entrance of the system, the alkalinity ($\text{mgCaCO}_3 \text{ L}^{-1}$) and average pH were 37.42 and 5.13, stage I presented 73.29 and 6.34 and the system output (stage II) 48.89 and 6.65. In relation to the nitrogen series, the concentration of ammoniacal nitrogen underwent a reduction throughout the system, proving the existence of the nitrification process, being the concentration at the entrance of the system of 16.1 mg L^{-1} and at the exit of $2,8 \text{ mg L}^{-1}$. The presence of nitrite in the samples was not observed and the nitrate concentrations of the system output were higher than those found at the entrance of the system. As results, mean NTK removals ranging from 58.7% to 92% were obtained. In stage II, maximum nitrogen removal efficiency of 90.2% was observed, and it was concluded that the saturation height of the filtering mass was essential for the occurrence of denitrification. The rates of phosphate removal were high, and the presence of this parameter was not detected in any of the samples referring to the system output. The results showed that the proposed treatment system is an excellent alternative for treatment of effluents, in addition it has been shown to be effective in the removal of total nitrogen.

Keywords: Decentralized Treatment. Solid Saturated Filter. *Heliconia rostrata*. Denitrification. Domestic wastewater treatment.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Representação esquemática de um wetland natural	18
Figura 2 – Classificação dos wetlands construídos	22
Figura 3 – Representação esquemática de um wetland de fluxo horizontal	22
Figura 4 – Representação esquemática de um wetland de fluxo vertical	24
Figura 5 – Representação esquemática de um wetland do tipo francês	25
Figura 6 – Armazenamento de nitrogênio em filtros plantados com macrófitas	32
Figura 7 – Localização da unidade experimental	36
Figura 8 – Fluxograma da estação experimental	37
Figura 9 – Leito 1 e 2 do 1º estágio	38
Figura 10 – Primeiro estágio vista frontal	38
Figura 11 – Segundo estágio vista lateral	38
Figura 12 – Leito do segundo estágio vista superior	39
Figura 13 – Sistema de distribuição de esgoto do 2º estágio	41

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Dados de alcalinidade ao longo do período de monitoramento	44
Gráfico 2 – Dados de pH ao longo do período de monitoramento	45
Gráfico 3 – Variação do Nitrogênio Amoniacal ao longo do monitoramento	47
Gráfico 4 – Variação do NTK ao longo do monitoramento	48
Gráfico 5 – Variação da eficiência de remoção de NTK	49
Gráfico 6 – Variação da concentração de Nitrato ao longo do monitoramento	50
Gráfico 7 – Variação da concentração de Nitrogênio Total	51
Gráfico 8 – Eficiência de remoção de Nitrogênio Total nos estágios I e II	52
Gráfico 9 – Variação da concentração de Fosfato ao longo do monitoramento	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Verificação de cargas aplicadas ao sistema no primeiro estágio	40
Tabela 2 – Parâmetros analisados no filtro plantado com macrófita	42
Tabela 3 – Resultados dos parâmetros alcalinidade e pH	43
Tabela 4 – Características gerais da série nitrogenada	46
Tabela 5 – Dados de eficiência de remoção de Nitrogênio Total	51
Tabela 6 – Dados de concentração de fosfato ao longo do monitoramento	53

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

WCFH	Wetland Construído de Fluxo Horizontal
SF	Sistema Francês
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
NO ₃	Nitrato
OD	Oxigênio Dissolvido
CV	Cavalos força
R.U	Restaurante Universitário
T.H	Taxa Hidráulica
NTK	Nitrogênio Total Kjeldhal
N. amoniacal	Nitrogênio Amoniacal
pH	Potencial Hidrogênioônico
SST	Sólidos Suspensos Totais

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVO	17
2.1	Objetivo Geral	17
2.2	Objetivo Específico	17
3	REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1	Wetlands Naturais	18
3.2	Wetlands Construídos	19
3.3	Classificação dos Wetlands Construídos	21
3.3.1	Fluxo Horizontal	22
3.3.2	Fluxo Vertical	23
3.3.2.1	Sistema Francês	24
3.4	Componentes dos Sistemas Wetlands Construídos	26
3.4.1	Meio Suporte	26
3.4.2	Macrófitas	27
3.4.3	Microrganismos	30
3.5	Constituintes do Esgoto	31
3.5.1	Nitrogênio	31
3.5.1.1	Nitrificação	33
3.5.1.2	Desnitrificação	34
3.5.1.3	Amonificação	34
3.5.2	Fósforo	55
4	MATERIAL E MÉTODOS	36
4.1	Descrição do local de instalação do wetland modelo Francês	36
4.2	Descrição da unidade experimental	37
4.3	Operação do sistema Francês de wetland construído	39
4.4	Rotina de análise laboratorial	41
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	43
5.1	Monitoramento do wetland	43
5.1.1	Alcalinidade e pH	46
5.1.2	Série nitrogenada	46
5.1.2.1	Nitrogênio Amoniacal	46
5.1.2.2	Nitrogênio Total Kjeldahl	47

5.1.2.3	Nitrito e Nitrato	49
5.1.2.4	Nitrogênio Total	50
5.1.3	Fosfato	53
6	CONCLUSÃO	55
	REFERÊNCIAS	57

1 INTRODUÇÃO

O aumento populacional ao longo dos anos aliado aos hábitos de consumo não sustentáveis da população têm acarretado sérios danos ambientais e de saúde pública, devido à intensificação da geração de resíduos sólidos, emissão de poluentes atmosféricos e lançamento de efluentes industriais e domésticos (FERREIRA, 2005).

Esgoto sanitário é o termo utilizado para caracterizar os resíduos líquidos constituídos por esgoto doméstico e industrial. Dentre todos os despejos derivados dos usos múltiplos da água, o esgoto doméstico compreende a parcela mais significativa. O mesmo tem origem nas residências, estabelecimentos públicos e privados que possuam equipamentos hidrosanitários, área de serviço e cozinha, sendo resultado de hábitos de higiene e atividade fisiológicas, como água proveniente de banho, urina, fezes, água de lavagem, restos de alimentos, detergentes e sabões (BRAGA *et al.*, 2005).

Segundo Braga *et al.* (2005) o esgoto doméstico é constituído principalmente por compostos orgânicos, inorgânicos e microrganismos que são expelidos pelos seres humanos diariamente. Em razão da composição e concentração desses constituintes, as características físicas, químicas e biológicas do mesmo tornam-se indesejáveis e de grande potencial contaminante, sendo assim é indispensável sua disposição final ambientalmente adequada, minimizando seus efeitos negativos a saúde pública e ao meio ambiente.

O esgoto sanitário possui concentrações expressivas se tratando de compostos nitrogenados e fósforo. Segundo Von Sperling (2005) concentrações excessivas desses constituintes nos despejos domésticos podem estar associados a série de fenômenos que afetam diretamente o meio aquático como a eutrofização, aumento do consumo de oxigênio dissolvido no meio, toxicidade, além disso esta diretamente associado a doenças como a metahemoglobinemia, popularmente conhecida como “ síndrome do bebê azul ”.

No Brasil são poucos os municípios que são possuem um sistema de coleta e tratamento de esgoto sanitário de qualidade, dessa forma essa parcela da população que carecem desses serviços destinam seus efluentes de forma inadequada contribuindo para a degradação do ambiente em que estão inseridos. Além disso, os sistemas de tratamento existentes são comumente desenvolvidos

para promover a remoção de matéria orgânica biodegradável e sólidos sedimentáveis, tornando-se falhos na remoção de nitrogênio e fósforo (LAMEGO NETO; COSTA, 2011).

Com o intuito de contribuir com a melhoria das condições sanitárias e reparar as falhas existentes, tem-se buscado desenvolver tecnologias de tratamento adequadas de forma descentralizada, de baixo custo e consumo de energia, fácil implantação e alta eficiência.

Os wetlands construídos, também conhecidos como filtros plantados com macrófitas são sistemas de tratamento de efluentes concebidos para empregar processos naturais que incluem ação de microrganismos, meios filtrantes naturais e vegetação. Essa tecnologia de tratamento vem evoluindo desde a década de 70 e tem se mostrado uma alternativa viável para pequenos núcleos populacionais (COSTA, 2004)

Atualmente os wetlands construídos vem sendo muito utilizados como tecnologia alternativa para o tratamento de efluentes de diversas origens, porém ressalta-se a necessidade de estudos aprofundados quanto ao seu desempenho diante as várias condições operacionais. Sendo assim, o objetivo desse estudo foi avaliarum wetland construído tipo Francês utilizado no tratamento de esgoto proveniente de um restaurante universitário, no tocante à eficiência de remoção de nitrogênio e fósforos totais.

2 OBJETIVO

2.1 Objetivo Geral

Este trabalho teve como objetivo principal analisar a eficiência de remoção de nitrogênio total de um sistema wetland tipo francês aplicado no tratamento do efluente de um restaurante universitário.

2.2 Objetivo Específico

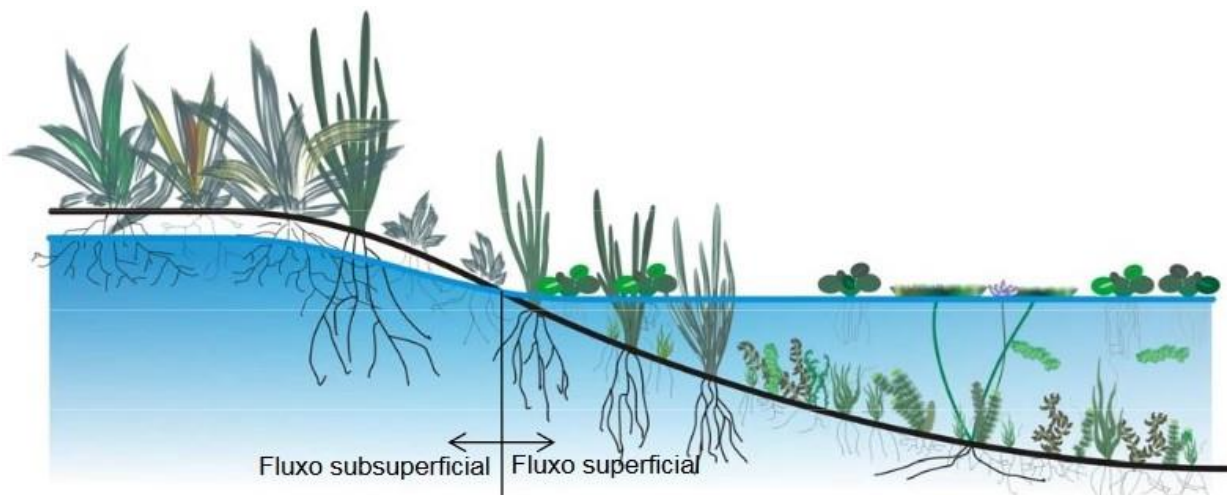
- Propor o sistema wetland francês como unidade viável para tratamento descentralizado de efluentes de cozinhas industriais ou unidades condominiais;
- Verificar se as condições operacionais são favoráveis à remoção de nitrogênio total considerando altura de saturação do maciço filtrante do segundo estágio igual a 25cm.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Wetlands naturais

Os wetlands naturais (Figura 1) são áreas alagadas ou naturalmente inundáveis, caracterizadas pela transição de um sistema terrestre e um aquático. São popularmente conhecidas como brejos, área de várzeas, manguezais e sistemas lacustres de pouca profundidade (MONTEIRO, 2009).

Figura 1 - Representação esquemática de um wetland natural



Fonte: Zanella (2008).

Estes ecossistemas complexos exercem um papel fundamental na manutenção das funções vitais para o meio ambiente, uma vez que a sua existência depende das qualidades físicas, químicas e biológicas do meio onde se encontram (MONTEIRO, 2009). No Brasil são encontrados em maiores quantidades nos igarapés do rio Amazonas e no Pantanal Mato-grossense (ANJOS, 2003)

Segundo Saliti (1998) em razão de suas características e propriedades, esses sistemas naturais são capazes de desempenhar funções consideradas de extrema importância no ecossistema onde estão inseridos, as que mais se destacam são:

- Regularização dos fluxos de água → diminuindo picos de enchentes;
- Modificação e controle da qualidade das águas;
- Exercem papel fundamental da reprodução e alimentação da fauna aquática;

- Meio de proteção à biodiversidade, servindo com área de refúgio das espécies;
- Controle de erosão → redução do assoreamento do curso d'água.

Wetlands possuem condições favoráveis para o desenvolvimento de plantas aquáticas, mas precisamente macrófitas, consideradas altamente resistentes às condições do meio em que estão inseridas e capazes de atuar de forma eficiente na despoluição das águas residuárias (SILVA; BERNARDES; RAMOS, 2015).

Os sistemas naturais se diferenciam em relação aos construídos principalmente devido ao fato de alguns fatores e processos do modelo artificial poderem ser controlados durante seu funcionamento, como é o caso do regime hidrológico, nos sistemas construídos o mesmo tem fluxo controlado, já os wetlands naturais estão mais susceptíveis à variações relacionadas aos períodos chuvosos e secos. Além dessa característica, é utilizado com parâmetro de diferenciação o substrato e a biodiversidade encontrada nos dois sistemas (SALATI; SALATI FILHO; SALATI, 2009).

Segundo Poli (2010) a uma série de questionamentos feitos em relação a essas áreas naturalmente alagadas, sendo assim ainda não é possível uma classificação exata para essas áreas. Critérios como quão encharcada é a área e por quanto tempo permanece nessas condições impossibilitam uma definição exata.

3.2 Wetlands construídos

Os wetlands construídos, também conhecidos como sistemas alagados construídos, leito de raízes, áreas alagadas construídas, leitos cultivados com macrófitas, são sistemas artificiais que desempenham papel semelhante ao tratamento convencional de esgoto e aquele encontrado nos wetlands naturais, porém esses visam a maximização do potencial de melhoria da qualidade das águas, por meio de processos físicos, químicos e biológicos em relação a remoção de nutrientes como alternativas para o tratamento de esgoto de diferentes origens (WEBER, 2015; MONTEIRO, 2009; SILVA, 2007).

De Paoli e Von Sperling (2013) afirmam que a remoção de poluentes nos wetlands construídos ocorre em razão da intensa interação entre os componentes do meio, sedimentos, material suporte, microrganismos, plantas, atmosfera e a

forma como o afluente se movimenta. A movimentação do líquido no interior do sistema de tratamento tem influência significativa na eficiência e no tempo de duração das interações entre os constituintes do meio.

O tempo de contato entre os constituintes é um fator determinante para que muitas reações biogeoquímicas responsáveis pelo processo de remoção de alguns poluentes aconteçam (DE PAOLI; VON SPERLING, 2013).

Segundo Mustafa (2013) além das vantagens econômicas e de operação, tais sistemas têm se mostrado eficientes no controle e remoção de vários poluentes. Os constituintes do esgoto bem como seus mecanismos de remoção que atuam na melhoria da qualidade da água estão apresentados no Quadro 1.

Quadro 1 – Mecanismos de remoção de poluente nos Wetlands construídos

Constituintes do esgoto	Mecanismos de Remoção
Sólidos Suspensos	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentação; • Filtração;
Material Orgânico Solúvel	<ul style="list-style-type: none"> • Degradação microbológica aeróbia e anaeróbia;
Nitrogênio	<ul style="list-style-type: none"> • Monificação seguida de nitrificação e desnitrificação; • Retirada pela planta; • Adsorção; • Volatilização da amônia;
Fósforo	<ul style="list-style-type: none"> • Adsorção; • Retirada pela planta;
Metais	<ul style="list-style-type: none"> • Complexação; • Precipitação • Retirada pela planta; • Oxidação/Redução;
Patógenos	<ul style="list-style-type: none"> • Sedimentação; • Filtração; • Predação.

Fonte: COOPER *et al.*, apud SANTOS (2015).

Se comparados a outros tipos de tratamento os wetlands construídos são considerados uma alternativa tecnicamente simples, de operação econômica viável, sem produção de lodo e sem necessidade de disponibilidade elétrica para sistema de aeração, além disso, esses sistemas são flexíveis as variações de carga, altamente eficientes na remoção de germes e bactérias e são capazes de se integrar perfeitamente à paisagem natural (PLATZER; HOFFMANN; CARDIA, 2007).

Segundo United Nations Human Settlements Programme (2008), os wetlands construídos possuem uma variedade de configurações e podem ser classificados de acordo com os seguintes itens:

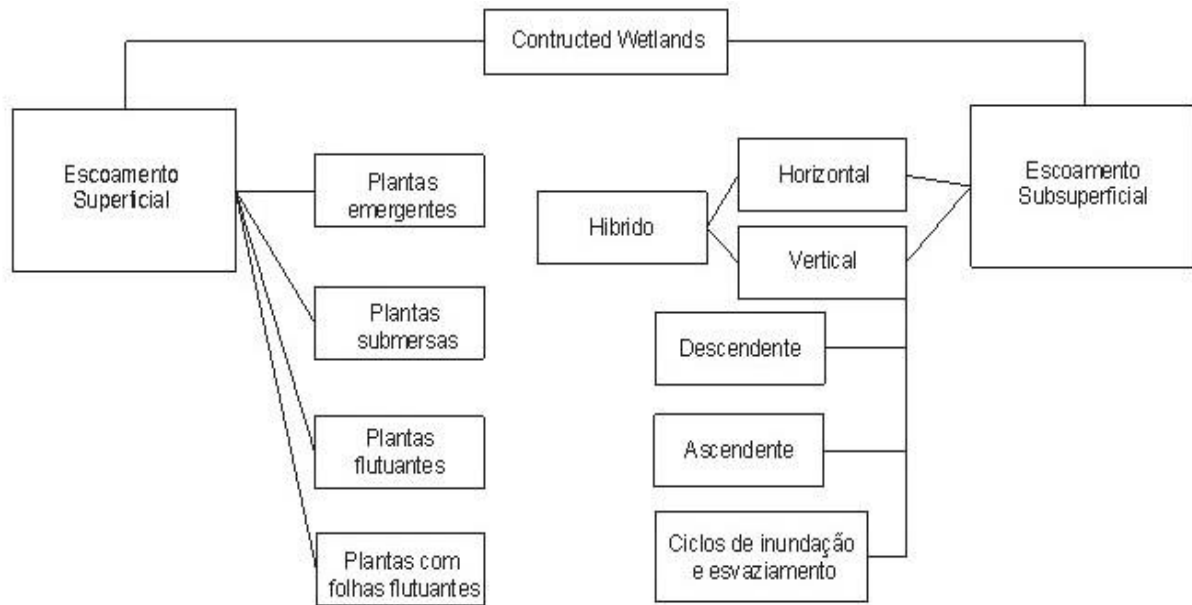
- Forma de vida das macrófitas dominantes (flutuantes, emergentes, submersas);
- Padrão de fluxo nos sistemas (fluxo superficial, subsuperficial, horizontal e vertical);
- Tipo de configuração das zonas húmidas (sistemas híbridos, sistemas com um estágio e sistemas com multiestágios);
- Tipo de esgoto a ser tratado;
- Nível de tratamento (primário, secundário ou terciário);
- Tipo de pré-tratamento;
- Influência e estruturas de efeito;
- Tipo de substrato (cascalho, solo, areia, etc);
- Tipo de carregamento (contínuo ou intermitente).

O Brasil, em razão das excelentes circunstâncias climáticas e ambientais tem se mostrado um lugar propício para implantação deste tipo de tratamento. Além do mais, o país apresenta uma carência significativa de sistemas de tratamento de águas residuárias, principalmente em pequenos e médios núcleos populacionais (VALENTIM, 2003).

3.3 Classificação dos Wetlands Construídos

O esquema representativo da classificação dos wetlands construídos pode ser observado na Figura 2. Em etapas subsequentes serão discutidos cada um dos tipos separadamente.

Figura 2 – Classificação dos wetlands construídos

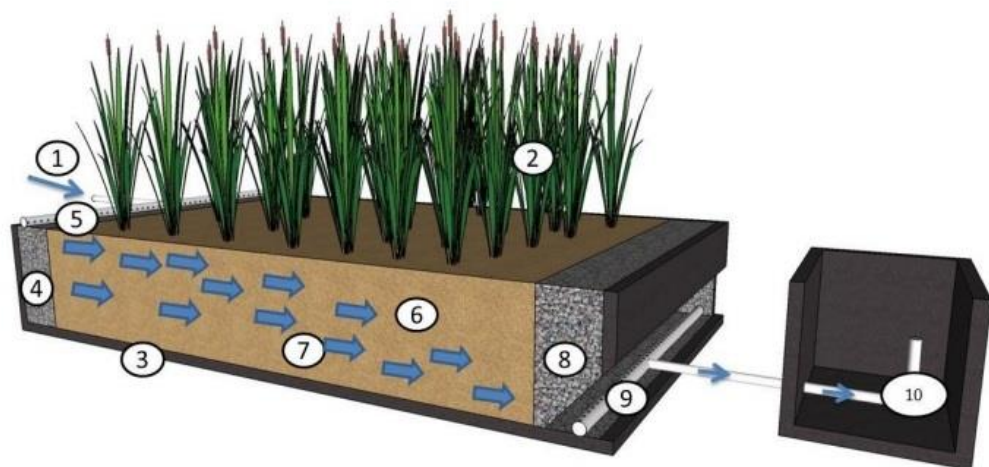


Fonte: Rodrigues (2016).

3.3.1 Fluxo Horizontal

Na Figura 3 é possível visualizar a seção transversal esquemática de um wetland construído de fluxo horizontal (WCFH).

Figura 3 - Representação esquemática de um wetland construído de fluxo horizontal. 1) afluente; 2) macrófitas; 3) impermeabilização; 4) zona de entrada; 5) tubulação de alimentação; 6) material filtrante ; 7) sentido do fluxo; 8) zona de saída; 9) tubulação de coleta; 10) controlador de nível.



Fonte: Pelissari (2013).

Nos filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal a alimentação ocorre na zona de entrada do sistema, por meio de uma tubulação de alimentação. O afluente disposto na superfície percola no sentido horizontal por todo o material filtrante até alcançar a zona de saída e então ser encaminhado à disposição final. Durante todo o percurso o afluente movimentava-se através de uma trajetória parcialmente horizontal, com declividade de aproximadamente 1% (PELISSARI, 2013).

Segundo Platzer, Hoffmann e Cardia (2007) devido a predominância dos processos anóxicos, a oxigenação do maciço nos filtros de fluxo horizontal é muito mais limitada do que a encontrada nos wetlands de fluxo vertical. Essa configuração de wetland possui como vantagens na viabilidade de alimentação sem a necessidade do uso de bombas e a alta capacidade para eliminação de germes, em virtude do maior tempo de detenção hidráulica.

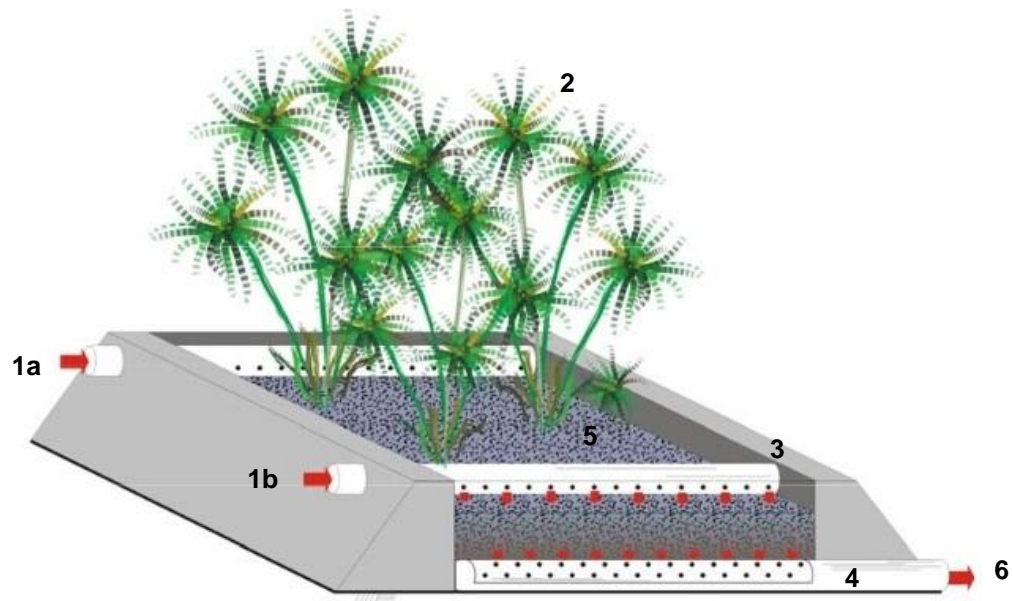
3.3.2 Fluxo Vertical

Os sistemas de fluxo vertical se diferenciam da configuração horizontal principalmente devido à direção do fluxo. Assim como nos WCFH o afluente é disposto sobre a superfície do módulo (SEZERINO, 2006). Após a alimentação do sistema, o esgoto percola gradualmente e verticalmente para baixo por todo o maciço filtrante. A coleta do líquido lixiviado é realizada através de uma rede de drenagem localizada na base do sistema (FREITAS, 2015).

Os filtros de fluxo vertical são caracterizados pela alimentação realizada de forma intermitente, este tipo de alimentação é responsável por incorporar de forma significativa o ar atmosférico no leito, contribuindo com a oxigenação no meio e consequentemente favorecendo os processos de nitrificação e desnitrificação (ZANELLA, 2008).

A representação esquemática de um wetland construído de fluxo vertical está apresentada abaixo na Figura 4.

Figura 4 - Representação esquemática de um wetland construído de fluxo vertical. 1a) afluente; 1b) afluente; 2) macrófitas; 3) tubulação de alimentação; 4) tubulação de coleta; 5) material filtrante; 6) efluente.



Fonte: Adaptado Zanella (2008).

O crescente interesse nesse tipo de configuração é devido principalmente ao fato desses sistemas serem capazes de operar em áreas muito menores do que aquelas requeridas pelo sistema de fluxo horizontal. Outro fato que torna esse modelo atrativo é a flexibilidade quanto ao tipo de efluente a ser tratado, podendo variar de águas negras ou cinzas até esgotos sanitários ou efluentes industriais desagradáveis, além disso, são mais eficazes na oxidação da amônia (nitrificação) (PLATZER; HOFFMANN; CARDIA, 2007).

3.3.2.1 Sistema Francês

O chamado sistema Francês (SF), é uma variação especial dos wetlands de fluxo vertical, as duas configurações assemelham-se devido a alimentação ocorrer de forma intermitente. Devido ao fato de ser composto por dois estágios, o grande diferencial do sistema Francês em relação aos demais é a capacidade de tratar o efluente bruto em seu primeiro estágio, renunciando a etapa de pré-tratamento (DALBOSCO, 2016).

A representação esquemática de um wetland em modelo Francês pode ser observada na Figura 5.

Figura 5 - Representação esquemática de um wetland construído em modelo Francês



Fonte: Dalbosco (2016)

Segundo Molle (2014) durante a fase de alimentação que dura em média de 3 a 4 dias cada unidade pertencente ao primeiro estágio recebe a carga orgânica do afluente, antes de se iniciar o período de repouso.

As fases alternadas de alimentação e repouso do sistema são fundamentais para controlar o crescimento da biomassa presente no material filtrante, além de manter condições aeróbias no leito e mineralizar os depósitos orgânicos resultantes dos sólidos suspensos retidos no primeiro estágio. O segundo estágio recebe o efluente com uma carga orgânica consideravelmente reduzida, se comparada aquela do estágio anterior, para que possa encerrar essa etapa do tratamento, em particular a nitrificação (LIENARD et al., 1990).

Os wetlands construídos de fluxo vertical em tipo Francês tornaram-se o principal sistema de tratamento aplicado a comunidades francesas com população menores que 2000 habitantes.

3.5 Componentes dos sistemas wetlands construídos

3.5.1 Meio suporte

Segundo Poças (2015) os primeiros wetlands desenvolvidos na década de 70 utilizavam o solo natural como meio filtrante, a partir de então foi possível observar que materiais de baixa condutividade hidráulica como é o caso do solo, dificultavam o contato entre efluente e a rizosfera das macrófitas, em razão do seu escoamento superficial e problemas como empoçamento. Sendo assim, tornou-se fundamental a busca por materiais capazes de manter boas condições de fluxo aliado a um potencial reativo, ou seja, capacidade de promover adsorção de compostos a longo prazo.

Porém essa associação não se dá com facilidade, materiais com capacidade filtrante como, por exemplo, a areia, possuem um ótimo potencial de fluxo, porém, nenhuma ou muito pouca capacidade adsorptiva, já as argilas possuem alto potencial de adsorção, mas são praticamente impermeáveis. A capacidade de absorção desses materiais não é bem definida devido aos vários fatores capazes de influenciar esse potencial, sendo necessárias análises físico-químicas a fim de conhecer as propriedades do mesmo (SEZERINO, 2006).

A escolha do meio filtrante é de grande importância, uma vez que além de atuar como meio de sustentação das macrófitas, são responsáveis pelos processos de filtração, adsorção de fósforo, depuração da matéria orgânica, transformação das frações nitrogenadas e grande participação na manutenção das condições hidráulicas (FREITAS, 2015; SEZERINO e PHILIPPI 2003).

Segundo Silva; Bernardes e Ramos (2015) são comumente utilizados como meio ou maciço filtrantes nos sistemas wetlands de tratamento o cascalho, brita, areia e pedregulho, esses materiais apresentam condutividade hidráulica mais propícia à percolação.

Além disso, o meio suporte escolhido para ser empregado em uma unidade de filtro plantado com macrófitas, está condicionado às finalidades do tratamento e aos recursos naturais que a região de implantação oferece (SEZERINO, 2006).

3.5.2 Macrófitas

A medida que os sistemas aquáticos passaram a ser estudados mais a fundo, observou-se que na maioria dos ecossistemas as macrófitas eram a principal comunidade produtora de biomassa, podendo então interferir no ecossistemas de diferentes formas possíveis (ESTEVES, 1998).

A escolha das macrófitas para o tratamento de águas residuais está relacionada principalmente a sua capacidade adaptativa a áreas permanentemente saturadas de água, a tolerância a baixas concentrações de oxigênio dissolvido e ao fluxo constante de poluentes, ao potencial de crescimento, bem como o custos de plantio e manutenção. Esteves (1998) classifica as macrófitas aquáticas segundo seu grupo ecológico, sendo elas:

- a) Macrófitas aquáticas emersas: plantas enraizadas do sedimento e com folhas fora d'água. Ex: *Eleocharis*
- b) Macrófitas aquáticas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e folhas flutuando sobre a superfície da água. Ex: *Vitoria*
- c) Macrófitas aquáticas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. Ex: *Elodea*
- d) Macrófitas aquáticas submersas livres: plantas com rizoide pouco desenvolvido e permanecem flutuando submergidas na água em locais de pouca turbulência. Ex: *Utricularia*
- e) Macrófitas aquáticas flutuantes: plantas com característica de flutuar na superfície da água. Ex: *Salvinia*

Segundo Norte, Zanella e Alves (2015) na escolha das espécies a serem implantadas é sempre recomendado a utilização de espécies nativas, devido a sua maior capacidade adaptativa. Espécies exóticas possuem a característica de serem altamente competitivas, não são recomendadas devido ao risco de proliferação descontrolada podendo assim se propagar para fora dos sistemas construídos, afetando a região de entorno.

Os wetlands permitem que várias espécies sejam utilizadas simultaneamente em um mesmo sistemas, podem ocorrer a dominância de uma espécie em relação a outra.

As espécies de utilização mais comum nos wetlands construídos se encontram no Quadro 2, destacando-se as espécies recomendadas para sistemas wetlands construídos no Brasil.

Quadro 2 - Espécies de macrófitas mais utilizadas nos wetlands construídos (espécies recomendadas para sistema wetlands construídos no Brasil *)

Espécie	Crescimento
<i>Azolla spp</i>	Flutuante
<i>Carex ssp</i>	Emergente
<i>Ceratophyllum spp</i>	Submersa
<i>Colocasia spp</i>	Emergente
<i>Cyperus spp *</i>	Emergente
<i>Egeria spp</i>	Submersa
<i>Eichhornia spp *</i>	Flutuante
<i>Eleocharis spp *</i>	Emergente
<i>Elodea spp</i>	Submersa
<i>Glyceria spp</i>	Emergente
<i>Hydrilla spp</i>	Submersa
<i>Hydrocotyle spp *</i>	Flutuante
<i>Iris spp</i>	Emergente
<i>Juncus spp *</i>	Emergente
<i>Lagorosiphon spp</i>	Flutuante
<i>Lemna spp *</i>	Flutuante
<i>Myriophyllum spp *</i>	Submersa
<i>Nelumbo spp *</i>	Emergente
<i>Nuphar spp</i>	Fixa de folhas flutuantes
<i>Nymphaea spp *</i>	Fixa de folhas flutuantes
<i>Phalaris spp</i>	Emergente
<i>Phragmites spp</i>	Emergente
<i>Pistia spp *</i>	Flutuante
<i>Potamogeton spp</i>	Submersa

Fonte: Adaptado de Zanella (2008).

Quadro 2 - Espécies de macrófitas mais utilizadas nos wetlands construídos (espécies recomendadas para sistema wetlands construídos no Brasil *) Continuação

Espécie	Crescimento
<i>Salvinia spp *</i>	Flutuante
<i>Schoenoplectus spp</i>	Emergente
<i>Scirpus spp</i>	Emergente
<i>Spirodela spp</i>	Flutuante
<i>Thypha spp *</i>	Emergente
<i>Wolffia spp</i>	Flutuante

Fonte: Adaptado de Zanella (2008).

Dentre as espécies apresentadas, as mais empregadas nos filtros plantados com macrófitas por todo mundo são: *Phragmites australis*, *Typha spp.* e *Juncus spp* (OLIJNYK, 2008).

Nos wetlands construídos a vegetação é responsável por inúmeras funções valiosas, desempenhadas desde as raízes até as partes mais altas na planta como as partes aéreas.

As macrófitas contribuem de maneira significativa para melhoria da qualidade do efluente através de diversos mecanismos, o sistema radicular e o caule servem de habitat para uma numerosa população de bactérias, as quais contribuem para a redução da demanda bioquímica de oxigênio (DBO) do meio, já seu fluxo lento auxilia na sedimentação dos sólidos em suspensão.

O Quadro 3 destaca, as ações atribuídas as macrófitas no processo alternativo de tratamento de esgoto.

Quadro 3 - Ação das macrófitas no tratamento de esgoto

Propriedades das Macrófitas	Papel das macrófitas no tratamento de esgoto
Parte aérea (tecidos)	<ul style="list-style-type: none"> • Redução do crescimento de fitoplâncton → atenuação da luz; • Redução na velocidade dos ventos → redução da ressuspensão de sólidos; • Aparência estética agradável do sistema → paisagismo; • Estoque de nutrientes.
Tecido vegetal em contato com a água (esgoto)	<ul style="list-style-type: none"> • Efeito de filtração → filtra resíduos grandes; • Aumenta as taxas de sedimentação → reduz o risco de ressuspensão; • Fornece área para o desenvolvimento de biofilmes → aderência de microrganismos; • Aumento das taxas de degradação aeróbia; • Absorção de nutrientes.
Raízes e rizomas em contato com o solo	<ul style="list-style-type: none"> • Estabiliza a superfície do sedimento → menor risco de erosão; • Impede o meio de entupir os sistemas de fluxo vertical → colmatação; • Aumenta os teores de oxigênio → auxilia nos processos de degradação da matéria orgânica e nitrificação; • Absorção de nutrientes.

Fonte: Adaptado de Brix (1997).

3.5.3 Microrganismos

Nas wetlands construídas a comunidade microbiana é bem diversificada, dentre todos os microrganismos existentes no sistema os que mais se destacam são as bactérias. As bactérias (aeróbias e anaeróbias) são diretamente responsáveis pelos processos de depuração da matéria carbonácea e pelas transformações das frações nitrogenadas (PELLISSARI, 2013).

Os microrganismos atuam de forma extremamente importante nos wetlands, uma vez que promovem reações de depuração da água, além do mais em razão da sua diversidade genética e grande capacidade de adaptação são responsáveis pela degradação de diversas substâncias presentes no efluente (POÇAS, 2015).

O Quadro 4 descreve as principais comunidades microbianas bem como suas funções no tratamento de efluentes.

Quadro 4 - Papel dos microrganismos no tratamento de efluentes

Microrganismos	Função
Bactérias	<ul style="list-style-type: none"> • Oxidação da matéria carbonácea; • Nitrificação e Desnitrificação;
Protozoários	<ul style="list-style-type: none"> • Clarificação do efluente; • Degradação da matéria orgânica; • Produção de polissacarídeos contribuindo flocculação do material suspenso; • Mantêm o equilíbrio ecológico do sistema; • Redução da produção de lodo através da ingestão de bactérias flocculadas; • Indicação da qualidade do efluente final;
Micrometazoários	<ul style="list-style-type: none"> • Contribuem para manutenção da população de bactérias saudáveis; • Diminuem a turbidez do efluente; • Atuam na recirculação de nutrientes; • Aumentam a penetração do oxigênio; • Contribuem na biofluoculação; • Auxiliam na redução de DBO; • Favorecem o balanço ecológico do sistema.

Fonte: Philippi e Zeferino, 2004 apud Pelissari (2013).

3.6 Constituintes do esgoto

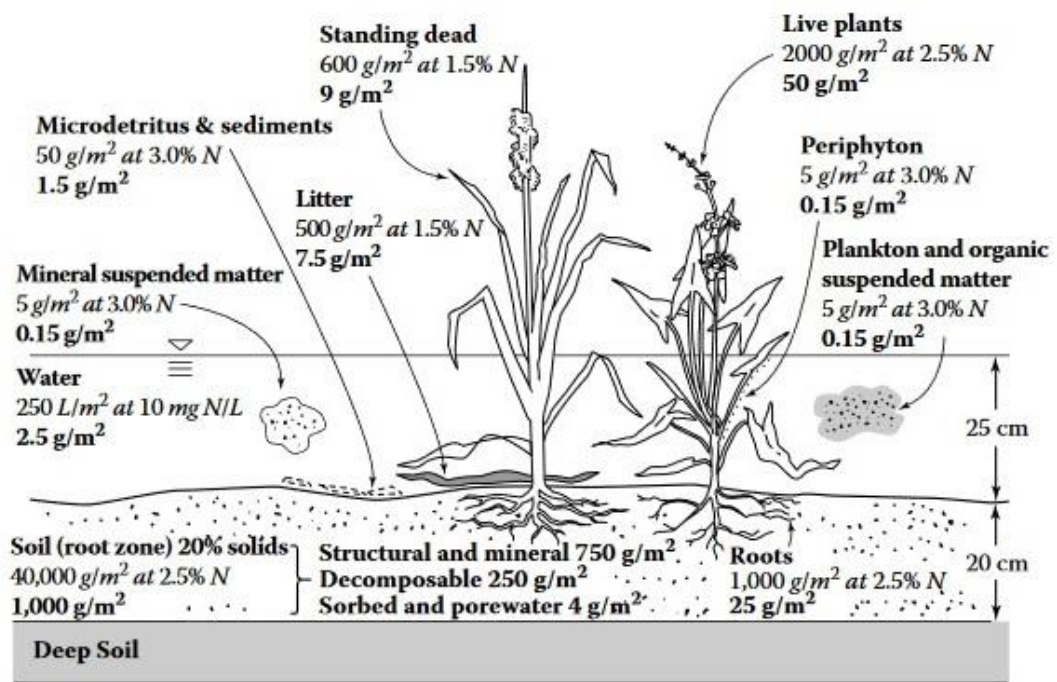
3.6.1 Nitrogênio

Os compostos nitrogenados estão presente no esgoto sanitário principalmente devido as proteínas existente alimentos e aos produtos da degradação na forma de uréia (SEZERINO, 2006). Segundo Usepa (1993) o lançamento inadequado de esgoto doméstico é responsável por inúmeros distúrbios ambientais, como:

- i. Exaustão dos níveis de oxigênio dissolvidos na massa líquida;
- ii. Proliferação de macrófitas aquáticas e algas;
- iii. Toxicidade aos organismos aquáticos;
- iv. Riscos à saúde pública.

Os compostos nitrogenados correspondem uma parcela considerável do peso seco dos microrganismos, material filtrante, macrófitas e sedimentos. No entanto, este resultado varia conforme o sistema e a configuração adotada (PELLISSARI, 2013). A partir da Figura 6, pode-se observar a concentração de nitrogênio nos diferentes componentes de um wetland construído. Segundo Kadlec e Wallace (2009) as maiores concentrações desse constituinte são encontradas no solo e nos sedimentos, seguido pelas macrófitas.

Figura 6 - Armazenamento de nitrogênio em filtros plantados com macrófitas



Fonte: Kadlec e Wallace (2009).

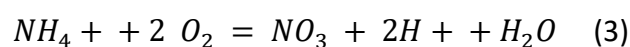
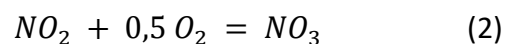
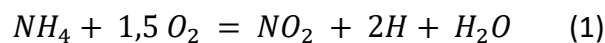
Segundo Sezerino (2006) o nitrogênio é encontrado de diferentes formas nos filtros plantados com macrófitas. Variam desde compostos orgânicos, como aminoácidos, uréia, ácido úrico, purinas e pirimidinas, até compostos inorgânicos em várias fases de oxidação, como amônia, nitrito, nitrato, óxido nítrico, óxido nitroso e nitrogênio gasoso.

Os principais mecanismos de remoção de nitrogênio no wetlands construídos são os processos sequenciais de amonificação, nitrificação e desnitrificação. Além dos mecanismos de remoção citados anteriormente, a volatilização e adsorção são capazes de promover a remoção de nitrogênio, porém são tratados com menor significância (IWA, 2000).

3.6.1.1 Nitrificação

A nitrificação consiste no processo oxidação da amônia a nitrato, sob condições aeróbias, tendo como produto intermediário o nitrito. Este processo de oxidação de amônia ao nitrito tem sido tipicamente associado as bactérias quimiolitotróficas, ou seja, estritamente aeróbicas, pertencentes principalmente aos grupos *Nitrosospira*, *Nitrospina*, *Nitrococcus*, *Nitribacter*, *Nitrosovibrio*, *Nitrosococcus* e *Nitrosomonas* (VYMAZAL, 2005; IWA, 2000).

O processo de oxidação da amônia ocorre em duas etapas, como representado pelas Equações 1, 2 e 3, respectivamente. Primeiramente as bactérias do gênero *Nitrosomonas* promovem conversão da amônia em nitrito (amonificação), em segundo momento o nitrito anteriormente formado é convertido a NO_3^- (nitrato), por meio das bactérias pertencentes ao grupo *Nitrobacter* (RODRIGUES, 2016).



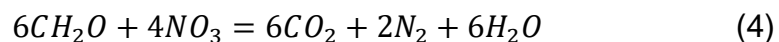
Segundo Vymazal (1995) *apud* IWA (2000) o processo de nitrificação é influenciado por parâmetros como temperatura, pH, alcalinidade da água, carbono

inorgânico, umidade, microrganismos, concentrações de amônio (N-NH_4^+) e oxigênio dissolvido (OD).

Para a otimização da nitrificação, alguns parâmetros devem apresentar valores ótimos, a faixa ótima do pH encontra-se entre 7,5 e 8,5, neste caso valores abaixo da faixa ótima determinada resultaria em uma diminuição no processo de nitrificação. Em relação ao parâmetro temperatura, a nitrificação apresenta uma temperatura ótima variando 30°C a 40°C (SILVA, 2007).

3.6.1.2 Desnitrificação

Segundo Olijnyk (2008) a desnitrificação é o processo irreversível de redução do nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e por fim nitrogênio gasoso, graças a ação de microrganismos submetidos a condições anóxicas, ou seja, ambientes onde o oxigênio dissolvido não está presente. A Equação 4 representa o processo de desnitrificação (IWA, 2000):



Na desnitrificação, os microrganismos heterótrofos utilizam o nitrato em seus processos respiratórios como receptores finais de elétrons, em substituição ao oxigênio livre para realizar a oxidação de substratos orgânicos carbonáceos (POÇAS, 2015).

3.6.1.3 Amonificação

Segundo Rodrigues (2016) a amonificação compreende a primeira etapa do processo de mineralização. Nessa etapa não ocorre a remoção de nitrogênio (N), apenas a transformação do nitrogênio orgânico em inorgânico, mais especificamente nitrogênio amoniacal.

Este processo é caracterizado pelo não consumo de oxigênio e pelo fato de não se alterar a quantidade de nitrogênio presente na massa líquida (POÇAS, 2015).

3.6.2 Fósforo

Segundo o Prosab (2009) cerca de 50% do fósforo presente nos esgotos domésticos é proveniente do uso de detergentes, o restante está diretamente ligado ao uso de outros produtos químicos de uso doméstico.

O fósforo não apresenta problemas de ordem sanitária nas águas de abastecimento, porém concentrações elevadas desse constituinte podem estar diretamente ligadas a eutrofização dos corpos d'água.

Segundo Metcalfy e Eddy (1991), o fósforo apresenta-se nas seguintes formas:

- Ortofosfatos: diretamente disponíveis, não há necessidade de conversão para formas mais simples;
- Polifosfatos: Formados por dois ou mais átomos de fósforo. São capazes de se transformarem em ortofosfatos através da hidrólise;
- Fósforo orgânico: menor significância nos esgotos domésticos, porém, importante quando se trata de águas residuais industriais e lodos provenientes de estações de tratamento de esgoto. Pode ser convertido a ortofosfatos no tratamento de esgoto e em corpos d'água receptores.

As formas potenciais de remoção de fósforo nos wetlands construídos são: precipitação química, adsorção, assimilação pelos vegetais e biofilme. O tipo de vegetação empregada e a composição química do material suporte presente nos wetlands estão diretamente ligados a eficiência no processo de remoção do fósforo (SOUZA et al, 2004).

4. MATERIAL E MÉTODOS

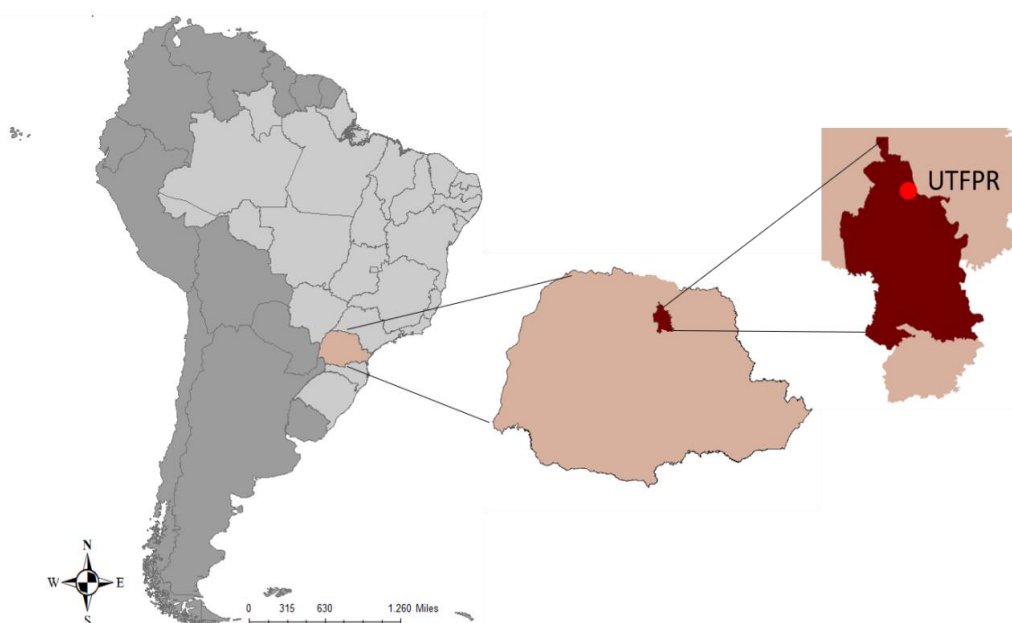
4.1 Descrição do local de instalação do wetland construído em modelo Francês

O desenvolvimento deste trabalho envolveu operação da estação experimental em campo e atividades em laboratório. As atividades em laboratório foram realizadas no laboratório de saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental da UTFPR – Londrina.

A unidade experimental está localizada em uma área adjacente ao restaurante universitário da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR – Londrina), mais precisamente nas coordenadas -23,304218 de latitude, -51,172223 de longitude.

O município encontra-se localizado na região norte do estado do Paraná (Figura 7), para esta região, o clima é classificado por Koppen como Cfa, ou seja, clima subtropical, nos meses mais frios a temperatura média é inferior a 18°C e nos meses mais quentes a temperatura média fica em torno de 22°C. A região é caracterizada por ter estação seca bem definida, verões quentes, geadas pouco frequentes e concentrações de chuvas bem definidas nos meses de verão (IAPAR, 1998).

Figura 7 - Localização da unidade experimental

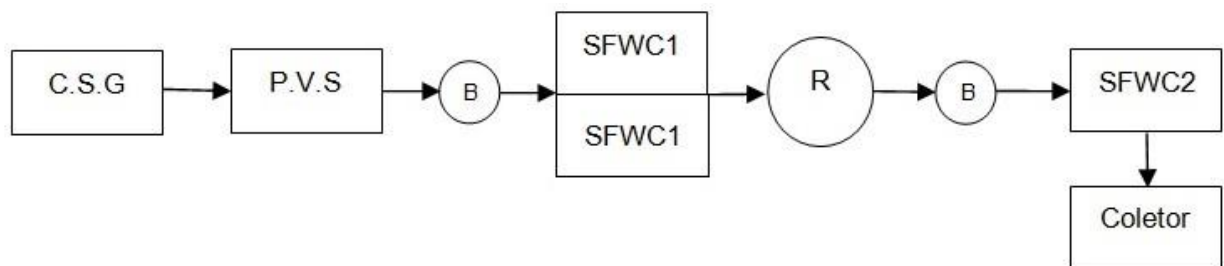


Fonte: Autoria própria (2018).

4.2 Descrição da Unidade Experimental

O sistema francês foi dimensionado segundo critérios de Molle et. al (2005) sendo constituído por dois leitos no primeiro estágio e um leito no segundo estágio. Para a melhor compreensão da unidade experimental, segue abaixo o fluxograma da estação experimental estudada (Figura 8).

Figura 8 - Fluxograma da estação experimental; C.S.G= Caixa separadora de gordura; P.V.S = Poço de visitação e sucção; B = Bomba centrífuga; SFWC1= Sistema francês de wetland construído no primeiro estágio; R= Reservatório; SFWC2= Sistema francês de wetland construído no segundo estágio



Fonte: De Carvalho Junior (2018).

A macrófita utilizada no sistema Francês de wetland construído foi a *Heliconia Rostrata*, popularmente conhecida como bananeira do brejo. Em cada leito do sistema foram plantadas 6 mudas/m², considerando sua rusticidade, características radiculares e ornamentação paisagística proporcionada por suas flores.

Cada leito do primeiro estágio possui área superficial de 1,13m², sendo 0,90m de largura e 1,25m de comprimento. Os leitos pertencentes a esse estágio possuem como maciço filtrante brita de diferentes dimensões, 0,10m de brita 1 ($\Phi = 9,5-19\text{mm}$) ao fundo; 0,25m de brita $\frac{1}{2}$ ($\Phi = 5-12,7\text{mm}$) na camada intermediária e 0,20m de brita 0 ($\Phi = 4, 5-9,5\text{mm}$) na camada superior. O leito 1 e 2 do primeiro estágio podem ser observados nas Figuras 9 e 10.

Figura 9 - Leito 1 e 2 do primeiro estágio



Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 10 – Primeiro estágio vista frontal



Fonte: Autoria própria (2018).

O leito do segundo estágio (Figura 11 e 12) possui área superficial de 1m^2 e $0,70\text{m}$ de profundidade do maciço filtrante, o mesmo é constituído do fundo à superfície por $0,1\text{m}$ de brita 2 ($\Phi = 19-32\text{mm}$), $0,2\text{m}$ de brita 1 ($\Phi = 9.5-19\text{mm}$), $0,2\text{m}$ de brita 0 ($\Phi = 4,5-9,5\text{mm}$) e 0.2m de areia ($d_{60} = 0.36\text{mm}$, $d_{10} = 0.18\text{mm}$ e coeficiente de uniformidade 2).

Figura 11. Segundo estágio vista lateral



Fonte: Autoria própria (2018).

Figura 12 - Leito do segundo estágio vista superior



Fonte: Autoria própria (2018).

4.3 Operação do sistema Francês de wetland construído

O esgoto bruto que alimentava o sistema foi coletado de uma caixa de passagem retentora de gordura, que recebe efluente proveniente da cozinha e banheiros do Restaurante Universitário da UTFPR - Londrina.

A fim de se acumular um volume suficiente para a captação do esgoto por uma bomba centrífuga, foi instalado um anteparo na saída da caixa de passagem, a bomba centrífuga possui as seguintes características, 1/2 cv de potência e $Q_{\text{nominal}}=1500\text{L/h}$. A mesma é responsável por alimentar o primeiro estágio do sistema Francês de wetland construído e por manter uma taxa hidráulica (T.H) de aplicação superficial inferior a $0,37\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ por leito em operação.

Sendo assim, por meio da área superficial de cada leito, aplicou-se uma vazão máxima de $0,1\text{ m}^3/\text{d}$. e considerando as variações características de produção de esgoto deste tipo de instalação (R.U) foram aplicadas 4 bateladas de $0,025\text{m}^3$ cada ao longo do dia, sendo intercaladas por intervalos de 90 minutos, resultando em uma taxa hidráulica de aplicação de $0,088\text{m}^3/\text{m}^2\text{d}$ no primeiro estágio e $0,1\text{ m}^3/\text{m}^2\text{d}$ no segundo estágio.

Considerando a vazão nominal da bomba, cada batelada teve duração de 1 min resultando em uma vazão de aplicação de 1,33 m³/m²h o que, possivelmente, garantiu a uniformidade de destruição do efluente ao longo da superfície. As características médias do efluente do RU bem como a verificação das cargas aplicadas de projeto estão na Tabela 1.

Tabela 1 - Verificação de cargas aplicadas ao sistema no primeiro estágio

Parâmetro	Limite (g/m²d)	Efluente (mg/L).(*)	Carga aplicada teórica (g/m²d).
DQO	350	753 ± 201	66,6 ± 17,8
SST	150	164,4 ± 153,5	14,5 ± 13,6
NTK	30	82,2 ± 27,2	7,3 ± 2,4

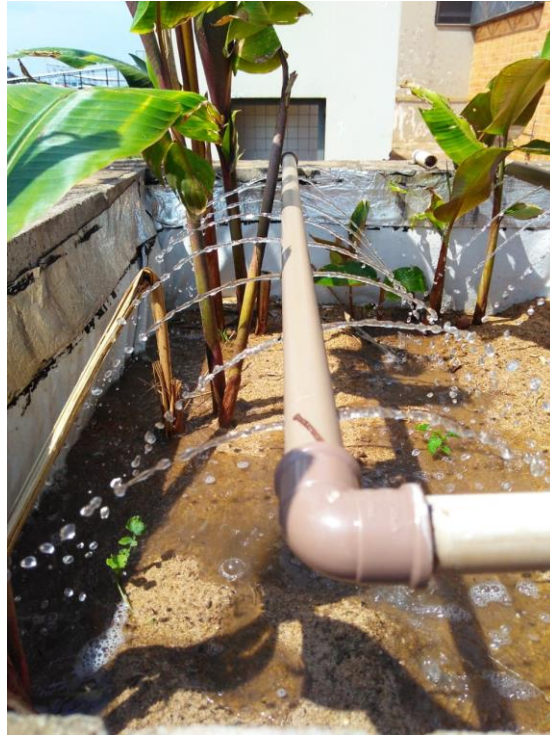
Fonte: De Carvalho Junior (2018).

O efluente do primeiro estágio foi acumulado em um reservatório com capacidade para 350L, para que posteriormente fosse bombeado para o segundo estágio de acordo com as mesmas condições operacionais do primeiro. A fim de se proporcionar um ambiente anóxico e então favorecer a remoção de nitrogênio total, foi mantida uma profundidade de saturação (H) no segundo estágio de 0,25m.

A alimentação dos leitos do estágio 1 ocorreu de forma alternada, sendo um leito alimentado durante 3 dias consecutivos e, em seguida este leito entra em fase de repouso e a alimentação passará para o seguinte durante outros 3 dias, não sem contabilizado os domingos, uma vez que há produção de esgoto do R.U nesse dia.

A distribuição do esgoto nos leitos ocorreu por meio de uma tubulação (Figura 13) com diâmetro nominal de 25mm. Para se obter uma melhor distribuição do esgoto nos estágios, a tubulação foi perfurada com furos de 4mm, sendo esses espaçados a cada 10cm.

Figura 13 - Sistema de distribuição de esgoto do 2º estágio



Fonte: Autoria própria (2018).

Após a passagem por todos os leitos, o efluente tratado é coletado por um dreno de diâmetro nominal de 40mm, localizado no fundo de cada leito. Já o excedente do efluente tratado é encaminhado diretamente à rede coletora de esgoto do campus. Durante a toda a rotina de operação do sistema a precipitação média do município e a temperatura ambiente foram monitoradas utilizando banco de dados e observações meteorológicas do campus.

No período de recesso o sistema foi irrigado com água potável para que as mudas de *Heliconia Rostrata* pudessem se desenvolver.

4.4 Rotina de análise laboratorial

A rotina de análises físico-químicas foi conduzida segundo *Standard Methods of Examination for Water and Wasterwater* (APHA, 2012). As amostras foram coletas semanalmente, por amostragem simples na entrada e na saída de cada estágio durante aplicação da batelada. Logo após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao laboratório de Saneamento do Departamento de Engenharia Ambiental da UTFPR – Londrina.

As análises do sistema proposto tiveram início no mês de agosto de 2018 e encerrou-se no mês outubro de 2018, totalizando 8 semanas. A Tabela 2 apresenta os parâmetros analisados, o método utilizado e a frequência de análise de cada parâmetro ao longo do estudo.

Tabela 2 - Parâmetros analisados no filtro plantado com macrófitas

Parâmetro	Método	Frequência
Alcalinidade Total	Titulométrico Potenciométrico - Standard Methods 2320 B. (APHA, 2012).	Semanal
Fosfato	Colorimétrico - Standard Methods 4500-P C - Ácido Vanadomolibdofosfórico (APHA, 2012).	Semanal
NTK	Macro Kjeldahl - Standard Methods 4500-Norg B. (APHA, 2012).	Semanal
N. Amoniacal	Método Titulométrico - Standard Methods 4500-NH ₃ C.	Semanal
Nitrito	Colorimétrico - Standard Methods 4500-NO ₂ ⁻ B (APHA, 2012).	Semanal
Nitrato	Colorimétrico - Standard Methods (APHA, 2012).	Semanal
pH	Eletrométrico - Standard Methods (APHA, 2012).	Semanal

Fonte: Elaborado pelo autor

5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Monitoramento do Wetland

Os resultados obtidos serão discutidos em etapas. Inicialmente serão avaliados os parâmetros pH e alcalinidade. Posteriormente, serão analisados os dados referentes a série nitrogenada, nitrogênio amoniacal, NTK, nitrito, nitrato e nitrogênio total. Por fim, será feita uma análise do parâmetro fosfato. Para efeito de comparação os parâmetros serão analisados em seu estado bruto (E), ao final do primeiro estágio (I) e ao final do segundo estágio (II).

5.1.1 Alcalinidade e pH

Na Tabela 3 é possível visualizar os resultados referentes ao monitoramento do sistema em relação aos parâmetros pH e alcalinidade, durante o período de Agosto de 2018 a Outubro de 2018.

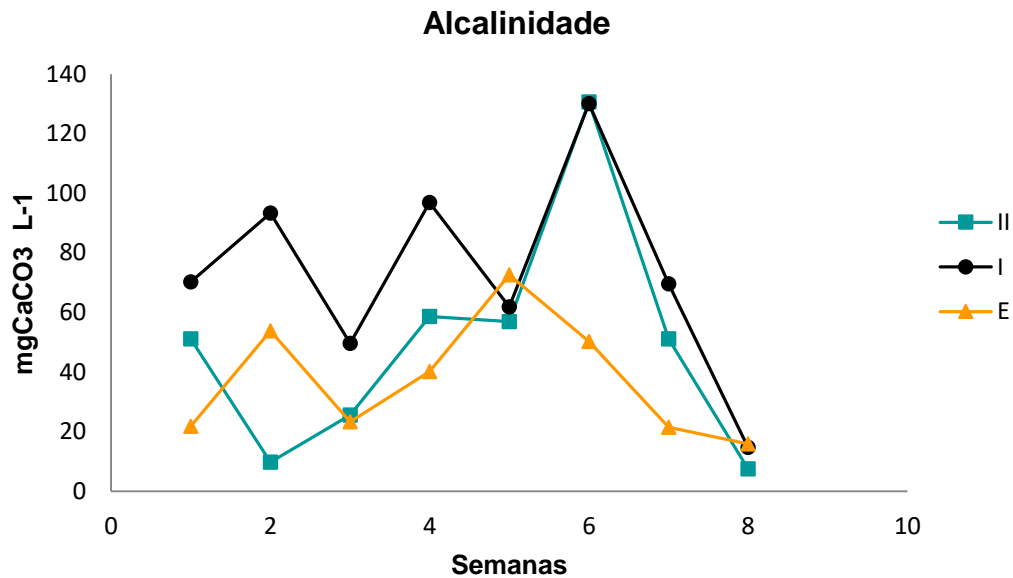
Tabela 3 - Resultado para os parâmetros alcalinidade e pH (II – amostra estágio II; I – amostra estágio I; E – amostra efluente bruto)

DATA	Alcalinidade (mgCaCO ₃ L ⁻¹)			pH		
	E	I	II	E	I	II
22/08/2018	21,8	70,2	51,1	5,07	6,34	7,6
29/08/2018	53,8	93,3	9,8	5,02	6,15	6,4
05/09/2018	23,3	49,6	25,5	5,2	6,95	6,78
12/09/2018	40,2	96,9	58,6	5,17	6,23	6,7
19/09/2018	72,6	61,9	56,9	5,46	6,76	6,64
26/09/2018	50,3	130,1	130,6	5,03	6,13	6,58
03/10/2018	21,5	69,6	51,1	5,18	6,17	6,3
10/10/2018	15,8	14,7	7,5	4,93	6,02	6,22
MÉDIA	37,42	73,29	48,89	5,13	6,34	6,65

Fonte: Autoria própria (2018).

O Gráfico1 é referente a evolução da alcalinidade nos três pontos de análise ao longo do período de monitoramento.

Gráfico 1 - Dados de alcalinidade ao longo do período de monitoramento



Fonte: Autoria própria (2018).

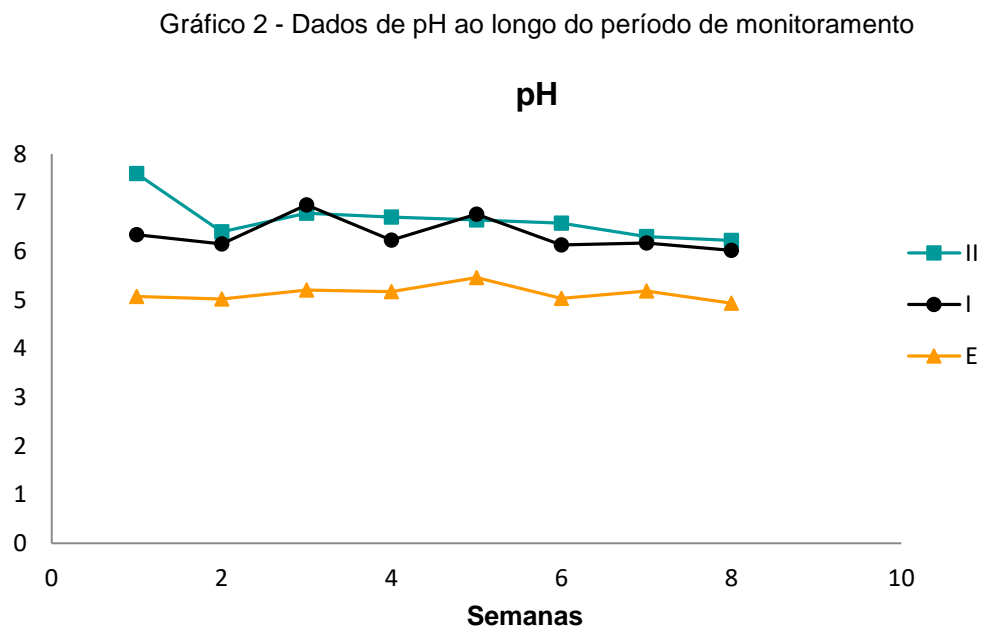
Ao longo do período de coleta e análise, verifica-se que a alcalinidade média do esgoto bruto ficou em torno de 37,42 (mgCaCO₃ L⁻¹), para o estágio I e II os valores médios encontrados são de 73,29 e 48,89 (mgCaCO₃ L⁻¹) respectivamente.

A alcalinidade do afluente apresentou um máximo de 72,6 mgCaCO₃ L⁻¹ e mínimo de 15,8 mgCaCO₃ L⁻¹. Já o estágio I e II apresentaram respectivamente 130,1 mgCaCO₃ L⁻¹ e 130,6 mgCaCO₃ L⁻¹ de máximo e mínimo de 14,7 mgCaCO₃ L⁻¹ e 7,5 mgCaCO₃ L⁻¹.

A partir dos dados pode-se observar um aumento de alcalinidade do esgoto bruto para o estágio I, este resultado tem relação com o processo de desnitrificação na camada anóxica do biofilme, outro fator relevante é a dissolução do material suporte empregado no sistema, neste caso brita.

Em relação ao estágio I e II, observa-se uma redução na concentração de mgCaCO₃ L⁻¹ da amostra I em relação a II principalmente devido ao fato da alcalinidade ser consumida no processo de nitrificação, a redução desse parâmetro é um indicativo de ocorrência deste processo.

Em relação ao pH, observa-se no Gráfico 2 que o afluente teve valores consideravelmente menores do que aqueles encontrados para os estágios I e II, esses dois estágios mantiveram valores médios similares ao longo de todo o monitoramento. A partir da análise dos dados encontrados pode-se concluir que o sistema foi capaz de elevar o pH do efluente. Abaixo são apresentados os dados de pH referentes as amostras II, I e E respectivamente.



Fonte: Autoria própria (2018).

O esgoto bruto (entrada do sistema) se manteve praticamente constante ao longo das 8 semanas de monitoramento, apresentando uma média de pH de 5,1. Apenas nos dias 19/09 e 10/10 foram apresentados valores discrepantes, respectivamente 5,46 e 4,93. Entretanto, não foram encontrados valores de pH menores do que 4, que prejudicariam o processo de redução do nitrato a óxido nitroso, óxido nítrico e nitrogênio gasoso, conhecido como desnitrificação.

Os valores de pH mínimos, máximos e médios para o estágio II, estágio I e esgoto bruto (E) foram respectivamente 7,6, 6,65, 6,22; 6,95, 6,34, 6,02 e 5,46, 5,13, 4,93.

5.1.2 Série Nitrogenada

Na Tabela 4 estão apresentados os dados referentes as características gerais da série nitrogenada ao longo das semanas de monitoramento do sistema. Os resultados encontrados para a série nitrogenada serão discutidos no decorrer do trabalho separadamente.

Tabela 4 - Características gerais da série nitrogenada

Sem	N.amoniacal mg L ⁻¹			NTK mg L ⁻¹			Nitrato mg L ⁻¹			Nitrogênio total mg L ⁻¹		
	E	I	II	E	I	II	E	I	II	E	I	II
1	1,2	0,4	0,3	60,0	21,9	4,1	2,5	1,7	3,4	62,6	23,6	7,5
2	11,6	13,0	1,9	90,3	24,1	6,9	2,0	0,9	6,0	92,3	25,1	12,9
3	7,4	5,0	1,8	39,9	27,0	1,6	2,4	1,2	13,8	42,3	28,2	15,4
4	4,5	7,4	2,1	75,4	23,9	4,8	2,1	1,2	6,7	77,5	25,1	11,5
5	33,3	17,6	2,4	92,7	32,6	4,8	8,6	1,3	5,1	101,3	33,8	9,9
6	16,8	33,3	2,1	103,2	65,6	20,4	0	7,7	7,6	100,9	73,3	28,0
7	37,7	45,2	4,4	70,3	24,4	5,0	1,7	5,1	26,2	72,0	29,5	31,2
8	15,8	14,7	7,5	70,3	24,1	5,0	3,7	5,2	20,4	74,0	29,4	25,4
Máx	37,7	45,2	7,5	103,2	65,6	20,4	8,6	7,7	26,2	101,3	73,3	31,2
Méd	16,1	17,1	2,8	75,3	40,5	6,6	2,6	3,0	11,1	77,9	33,5	17,7
Mín	1,2	0,4	0,3	39,9	21,9	1,6	0	0,9	3,4	62,6	23,6	7,5

Fonte: Autoria própria (2018).

5.1.2.1 Nitrogênio Amoniacal

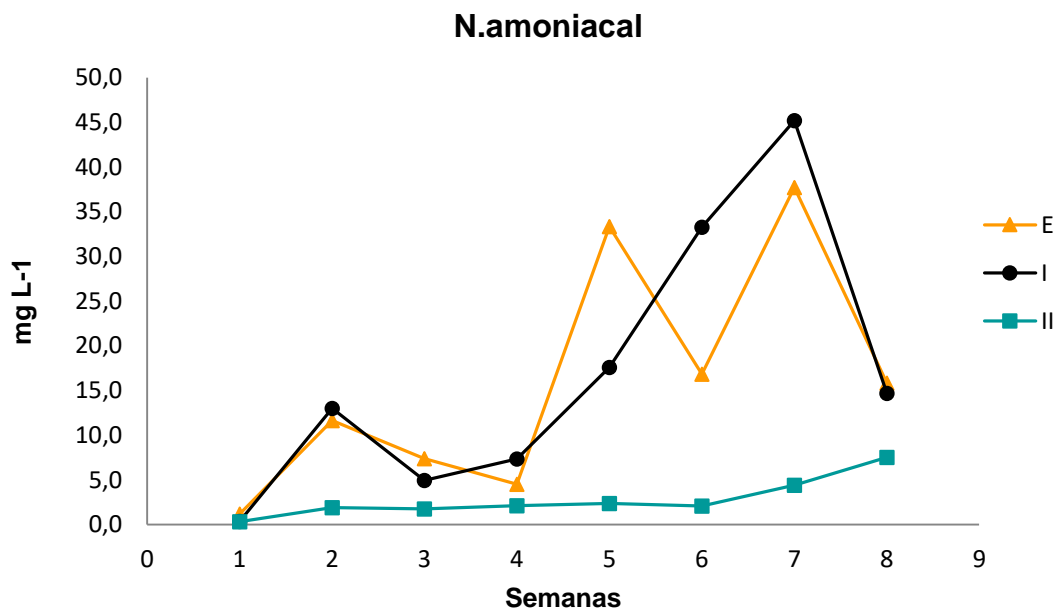
No estágio II, a concentração média de N. amoniacal foi de 2,81 mg L⁻¹, a máxima apresentada foi de 7,53 mg L⁻¹ e a mínima de 0,336 mg L⁻¹. O estágio I a média foi de 17,06 mg L⁻¹, máxima de 45,19 mg L⁻¹ e mínima de 0,364 mg L⁻¹. Por fim, o esgoto bruto com média de 16,06 mg L⁻¹, concentração máxima de 37,71 mg L⁻¹ e mínima de 1,204 mg L⁻¹.

Considerando apenas os valores médios fica claro o aumento de concentração da entrada do sistema para o estágio I, o resultado tem relação com a ocorrência do processo de amonificação do nitrogênio orgânico. Já de I para II é

evidente a ocorrência de nitrificação, devido a redução da concentração, Outro fato que corrobora este resultado é a redução de alcalinidade também nessa etapa, ou seja, a carga aplicada foi adequada.

No Gráfico 3 é apresentado o comportamento da concentração de nitrogênio amoniacal ao longo das 8 semanas para cada uma das amostras.

Gráfico 3 - Variação do Nitrogênio Amoniacal ao longo do monitoramento



Fonte: Autoria própria (2018).

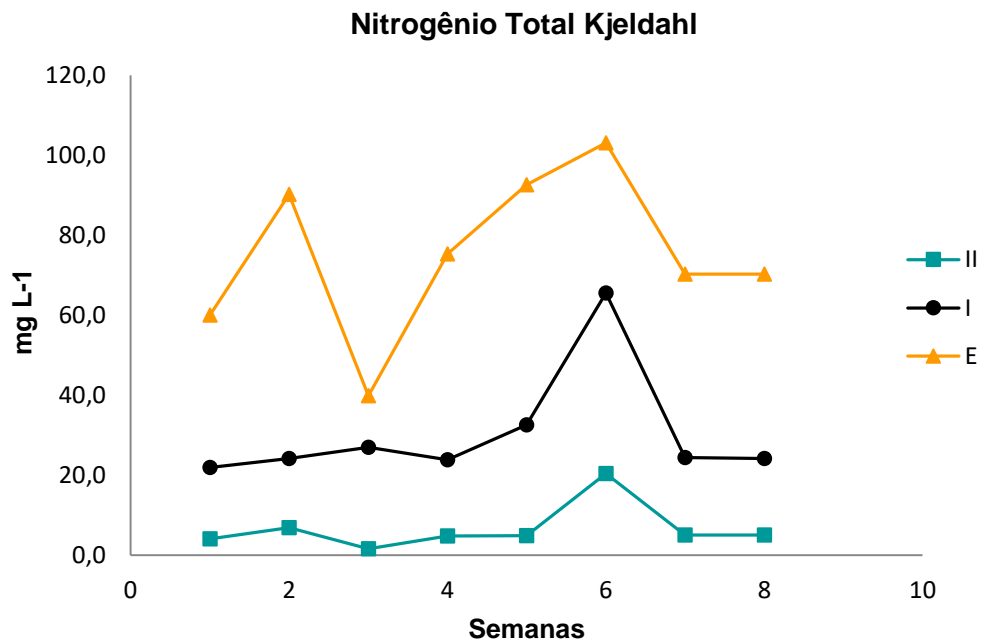
Na semana 6 e 7 o estágio I apresentou valores de N. amoniacal elevados se comparados aos demais, sendo respectivamente 33,3 mg L⁻¹ e 45,2 mg L⁻¹. Já o esgoto bruto apresentou na semana 5 uma concentração de 33,3 mg L⁻¹ e na semana 7 de 37,3 mg L⁻¹.

5.1.2.2 Nitrogênio Total Kjeldahl

Ao longo das 8 semanas de monitoramento o estágio II apresentou uma média de concentração de 6,6 mg L⁻¹, valor máximo de 20,4 e mínimo de 1,6 mg L⁻¹. Já o estágio I e esgoto bruto apresentaram respectivamente, média de concentração de 40,5 e 75,3 mg L⁻¹, mínimo de 21,9 e 39,9 mg L⁻¹ e máximo de 65,6 e 103,2 mg L⁻¹. Os resultados demonstram a ocorrência da hidrólise do nitrogênio orgânico e oxidação do nitrogênio amoniacal.

É clara a redução deste parâmetro ao longo do sistema, evidenciando a ocorrência do processo de amonificação e consequente desnitrificação no estágio II. Pode-se observar no Gráfico 4 a variação temporal da concentração de NTK ao longo do monitoramento do sistema.

Gráfico 4 - Variação do NTK ao longo do monitoramento



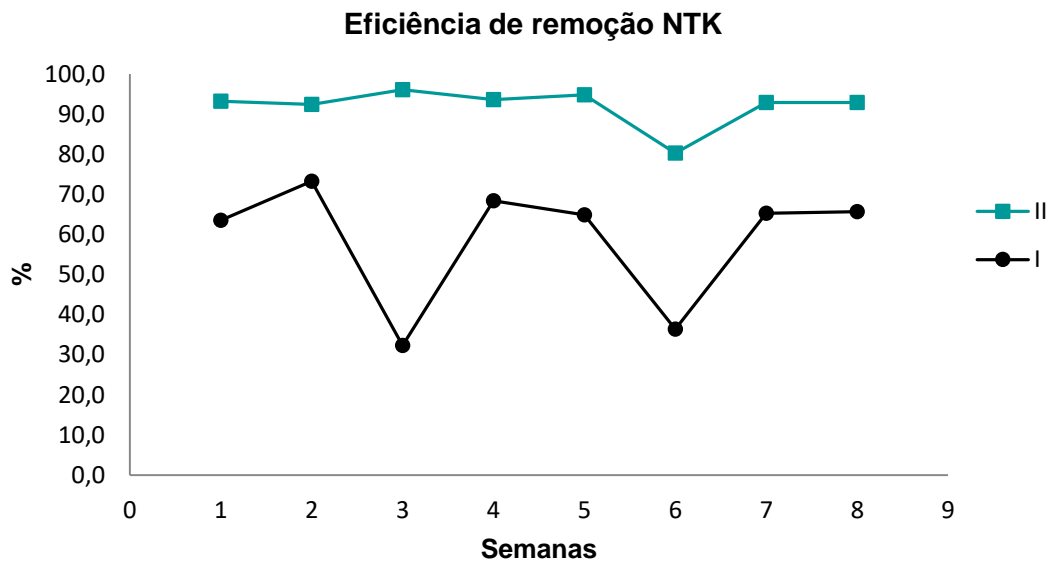
Fonte: Autoria própria (2018).

No dia 26/09 (Semana 6) os 3 pontos de coleta, esgoto bruto, estágio I e estágio II apresentaram resultados elevados para esse parâmetro. Os resultados encontrados podem estar relacionados com a dinâmica de atividades do restaurante universitário, como por exemplo, o tipo de alimento produzido neste dia específico, a demanda produzida, maior uso dos sanitários e limpeza dos mesmos.

Com base nas concentrações dos 3 pontos de análise, calculou-se a eficiência de remoção ao longo do monitoramento para cada um dos estágios, levando em consideração as concentrações de entrada e as concentrações de saída para o estágio I e para o estágio II.

A variação temporal da eficiência de remoção de NTK do estágio II e estágio I estão apresentados no Gráfico 5 abaixo.

Gráfico 5 - Variação da eficiência de remoção de NTK ao longo do monitoramento



Fonte: Autoria própria (2018).

O estágio I apresentou eficiência média de remoção de NTK de 58,7%, resultado que consideramos como bastante significativo. Já o estágio II apresentou eficiência média de remoção de 92%.

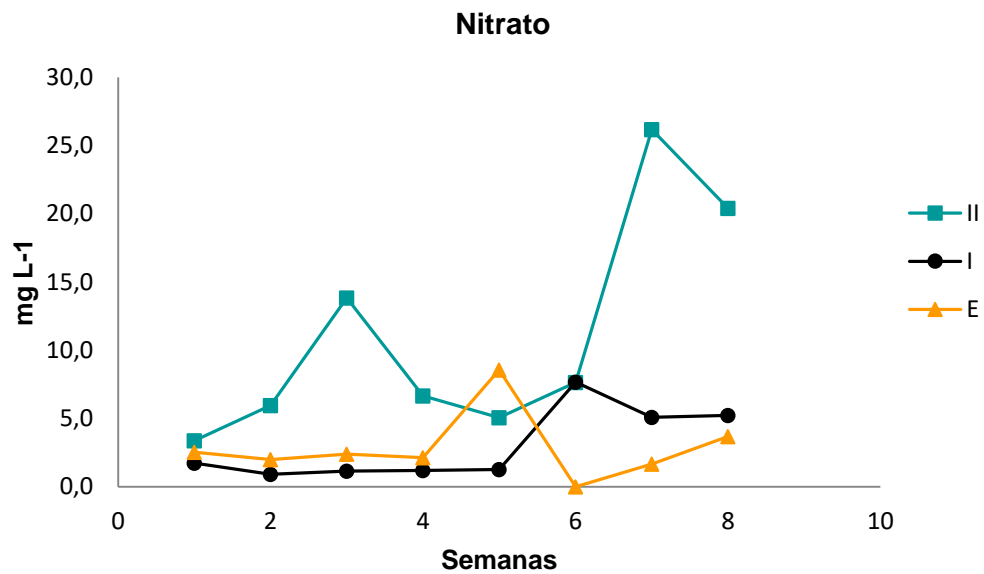
No decorrer de todo o monitoramento, o estágio II apresentou menor eficiência de remoção na semana 6, como explicado anteriormente nesta etapa as concentrações para as 3 amostras foram elevadas, sobrecarregando o sistema e diminuindo a eficiência do processo de remoção. A menor eficiência do estágio I foi identificada na semana 3 (05/09).

5.1.2.3 Nitrito e Nitrito

De acordo com a metodologia empregada averiguou-se a presença de nitrito nos 3 pontos de coleta analisados no decorrer do monitoramento, porém não constatou-se resultados relevantes para esse parâmetro em nenhuma das análises, sendo todos próximos a zero. Segundo Freitas (2015) este resultado é um indicativo da ocorrência da nitratação, ou seja, conversão do nitrito a nitrato.

Já o evolutivo das concentrações de nitrato no estágio II, I e esgoto bruto no decorrer das 8 semanas de análises pode ser observado no Gráfico 6 apresentado abaixo.

Gráfico 6 - Variação da concentração de Nitrato ao longo do monitoramento



Fonte: Autoria própria (2018).

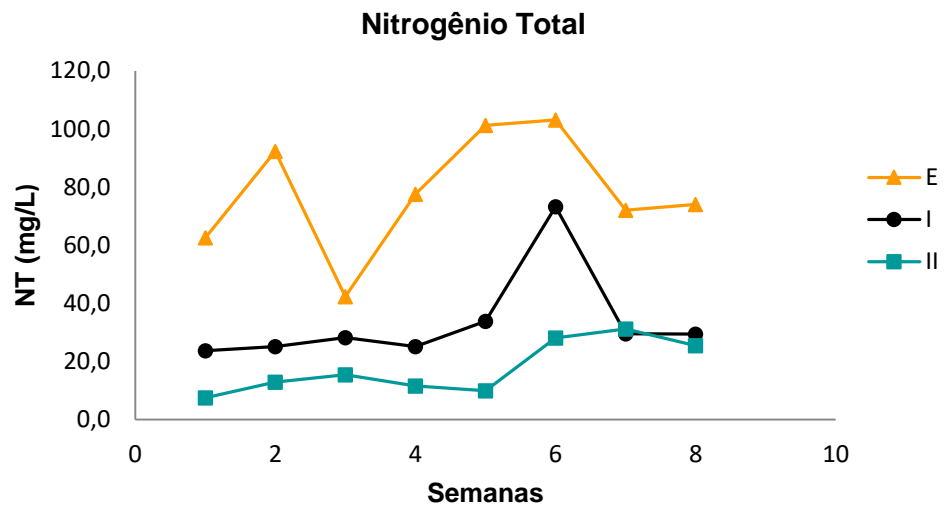
A entrada do sistema (esgoto bruto) apresentou concentração média de nitrato de $2,6 \text{ mg L}^{-1}$, concentração máxima de $8,6 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de 0 . Para a saída do estágio I, a concentração média apresentada foi de $3,0 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $7,7 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $0,9 \text{ mg L}^{-1}$. Por fim a saída do sistema (estágio II), com média de $11,1 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $26,2$ e mínima de $3,4 \text{ mg L}^{-1}$.

Observa-se no estágio II uma média de concentração maior do que as demais, esse resultado é devido a oxidação da amônia oriunda da hidrólise do nitrogênio orgânico do afluente. Desta forma como já se esperava as concentrações de nitrato da saída do sistema é maior do que aquelas encontradas na entrada.

5.1.2.4 Nitrogênio Total

A série temporal da concentração de Nitrogênio Total dos estágios II, I e esgoto bruto, bem como a eficiência de remoção do sistema estão apresentados nos Gráficos 7 e 8.

Gráfico 7 - Variação da concentração de Nitrogênio Total ao longo do monitoramento



Fonte: Autoria própria (2018).

A entrada do sistema apresentou concentração média de nitrogênio total de $77,9 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $101,3 \text{ mg L}^{-1}$ e mínima de $62,6 \text{ mg L}^{-1}$. Já as amostras referentes ao primeiro estágio apresentaram média $33,5 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $73,3$ e mínima de $23,6 \text{ mg L}^{-1}$. Para a saída do sistema os resultados encontrados foram, média de $17,7 \text{ mg L}^{-1}$, máxima de $31,2$ e mínima de $7,5 \text{ mg L}^{-1}$.

A redução das concentrações de um estágio para o outro evidencia a ocorrência de desnitrificação nos estágio I e II, comprovando que as condições operacionais adotadas favorecem a ocorrência deste processo. Os resultados confirmam que boa parte da amônia produzida foi oxidada e posteriormente convertida a N_2 na zona anóxica.

Na Tabela 5 apresentada abaixo é possível observar os dados de eficiência do estágio I e estágio II que compõe o sistema de tratamento.

Tabela 5 - Dados de eficiência de remoção de Nitrogênio Total

Semana	Nitrogênio Total	
	Eficiência (%)	
	I	II
1	62,2	88,1
2	72,8	86,1
3	33,4	63,5

Fonte: Autoria própria (2018).

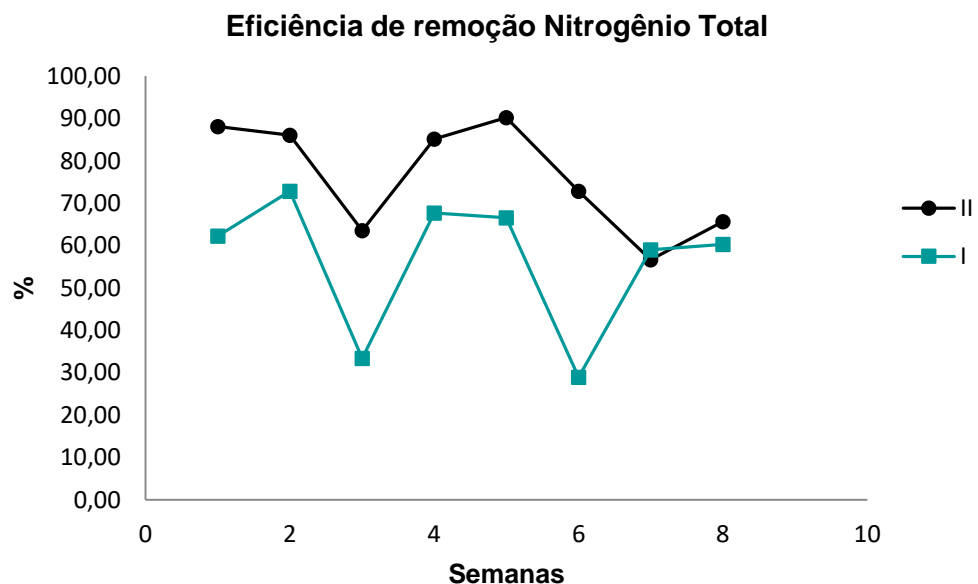
Tabela 5 - Dados de eficiência de remoção de Nitrogênio Total (continuação)

Semana	Nitrogênio Total	
	Eficiência (%)	
	I	II
4	67,7	85,2
5	66,6	90,2
6	29,0	72,8
7	59,0	56,7
8	60,3	65,7
Média	56,4	76

Fonte: Autoria própria (2018).

O estágio I apresentou em média uma remoção de nitrogênio total de 56,4%, no estágio II essa eficiência média passou a ser de 76%. O Gráfico 8 mostra a variação da eficiência de remoção de nitrogênio total no decorrer das 8 semanas de análise.

Gráfico 8 - Eficiência de remoção de Nitrogênio Total nos estágios I e II



Fonte: Autoria própria (2018).

Esperava-se que somente o estágio II apresentasse alta taxa de remoção de nitrogênio total, devido ao maciço parcialmente saturado presente neste estágio. Entretanto observa-se que os dois estágios do sistema Francês de wetland construído apresentaram eficiências consideráveis.

Verificou-se uma ótima remoção de nitrogênio total já no estágio I, com máxima de 72,8%. É possível que a disposição da tubulação de drenagem do sistema, tenha favorecido o desenvolvimento de um ambiente saturado capaz de impedir a entrada de O_2 e favorecer a redução do nitrato a nitrogênio gasoso. Já o estágio II apresentou taxa máxima de remoção de 90,2%, o resultado encontrado está atribuído principalmente a remoção de sólidos suspensos que possuem em sua composição nitrogênio orgânico e ao processo de desnitrificação que ocorre no maciço filtrante saturado.

Devido a boa remoção das concentrações de nitrogênio total já o estágio I, é possível que o estágio II pudesse ser desconsiderado, uma vez que o primeiro estágio apresentou taxas de remoção de poluentes consideráveis.

5.1.3 Fosfato

Para este parâmetro foram analisadas apenas 7 semanas, a amostra referente a primeira semana foi perdida no decorrer do monitoramento impossibilitando sua análise.

As concentrações de fosfato, mínimas e máximas para o Estágio I foram de 4,68 e 21,65 $mg L^{-1}$, com relação ao Esgoto Bruto apresentou concentração mínima de 5,46 e 28,04 $mg L^{-1}$, como mostra a Tabela 6.

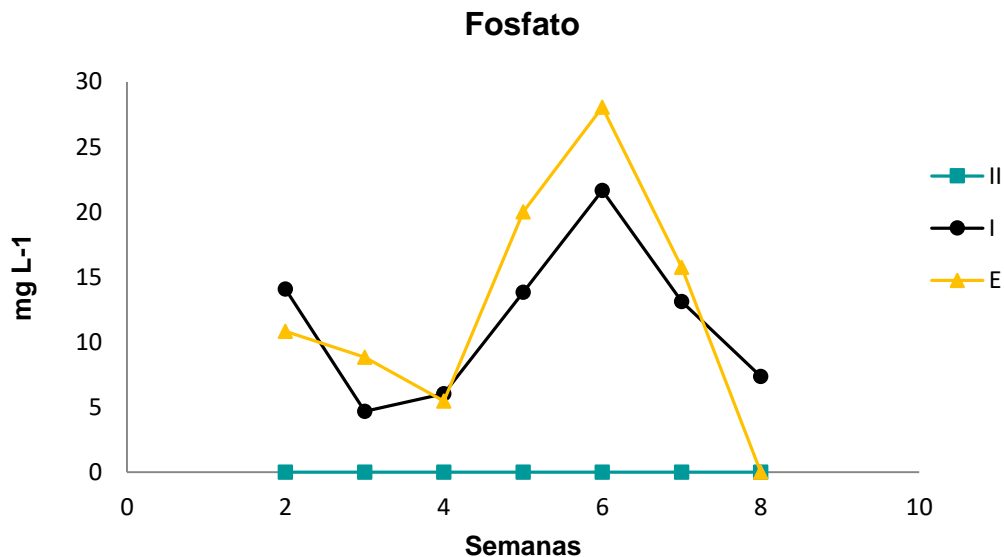
Tabela 6 - Dados de concentração do Fosfato ao longo do monitoramento

Semana	Esgoto Bruto $mg L^{-1}$	Estágio I $mg L^{-1}$	Estágio II $mg L^{-1}$
2	10,82	14,07	0
3	8,84	4,68	0
4	5,46	6,04	0
5	20,01	13,83	0
6	28,04	21,65	0
7	15,76	13,13	0
8	*	7,36	0

(*) concentração não constatada. Fonte: Aatoria própria (2018).

A variação da concentração de fosfato ao longo do período de análise pode ser observada no Gráfico 9.

Gráfico 9 - Variação da concentração de Fosfato ao longo do monitoramento



Fonte: Autoria própria (2018).

Observa-se que as concentrações de fosfato (PO_4)³⁻ no afluente foram maiores do que aquelas encontradas nas amostras do estágio I na maioria dos dias de análise, exceto as referentes aos dias 29/08 (Semana 2), 12/09 (Semana 4) e 10/10 (Semana 8). Os resultados discrepantes estão associados a produção de lodo no sistema e as larvas de mosquito presentes.

Para o estágio II o resultado detectado foi altamente satisfatório, visto que não foi detectada a presença deste parâmetro em nenhuma das amostras averiguadas. Segundo Sezerino (2006) a redução do fosfato no decorrer do sistema está associado principalmente a adsorção e a precipitação do mesmo junto ao material filtrante.

6. CONCLUSÃO

Com base nas 8 semanas de monitoramento e análises do sistema Francês de wetland construído, conclui-se que:

- Quanto a viabilidade

O sistema Francês de wetland construído com maciço filtrante saturado se apresentou como uma tecnologia viável e eficaz para o tratamento de esgoto sanitário advindo do restaurante universitário da UTFPR – Londrina, proporcionando melhoria na qualidade e na aparência do efluente.

- Quanto ao desempenho do sistema em relação a série nitrogenada

A unidade experimental apresentou boa redução da concentração de nitrogênio amoniacal, o esgoto bruto apresentou média de $16,1 \text{ mg L}^{-1}$ e o estágio II de $2,8 \text{ mg L}^{-1}$. Em relação a eficiência de remoção de NTK, o estágio I e estágio II apresentaram eficiência máxima de 73,3% e 96,1% respectivamente. A concentração de nitrato encontrada nas amostras da saída do sistema foram maiores do que aquelas encontradas na entrada, o esgoto bruto apresentou concentração de $2,6 \text{ mg L}^{-1}$ o estágio I de $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ e o estágio II de $11,1 \text{ mg L}^{-1}$, uma característica da ocorrência do processo de nitrificação. Não foi constatada a presença de nitrito nas amostras averiguadas. Já em relação ao nitrogênio total, observou-se boas taxas de remoção para ambos os leitos do sistema, sendo 56,4% no estágio I e 76% no estágio II.

Em avaliação geral o sistema proposto apresentou as fases de amonificação, nitrificação e desnitrificação bem definidas. Além disso, apresentou boas condições de operação, sendo capaz de manter boa eficiência de remoção ao longo de todo o sistema.

- Quanto ao desempenho na remoção de fosfato $(PO_4)^{3-}$

O esgoto bruto apresentou concentração máxima de fosfato de $28,04 \text{ mg L}^{-1}$ e o estágio I de $21,65 \text{ mg L}^{-1}$. Para o estágio II não foi constatada a presença de fosfato em nenhuma das amostras analisadas, evidenciando a remoção total deste parâmetro ao longo do sistema de tratamento.

Para estudos futuros, é possível a aplicabilidade de uma carga maior do que a usada no presente estudo, uma vez que o sistema apresentou ótima remoção de poluentes e segundo a literatura consultada a carga aplicada é consideravelmente baixa.

REFERÊNCIAS

ANJOS, J. Â. S. A. dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle de poluição por metais pesados: o caso da plumbum em santo amaro da purificação/BA.** 2003. 327 f. Tese de doutorado (Curso de Engenharia Mineral), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3134/tde-28042004-094552/en.php>>. Acesso em: 13 nov. 2017.

BRAGA, B. *et al.* **Introdução à engenharia ambiental.** 2. Ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

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

COSTA, S. M. S. P. da. **Avaliação do potencial de plantas nativas do Brasil no tratamento de esgoto doméstico e efluentes industriais em “ wetlands” construídos.** 2004. 102 f. Tese de doutorado (Curso de Engenharia Química), Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/266471/1/Costa_SylviaMariaSouzaPereirada_D.pdf>. Acesso em: 12 nov. 2017

DALBOSCO, V. **Projeto de concepção de um sistema de wetland construídos em modelo Francês na cidade de Nova Trento – SC.** 2016. 96 f. Graduação (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.

DE PAOLI, A. C., VON SPERLING, M. **Avaliação das condições hidrodinâmicas de wetlands construídos de escoamento horizontal subsuperficial.** *Gesta*, v.1, p.213- 222, 2013.

Esteves, F.A. 1998. Fundamentos de Limnologia. 2aed. Rio de Janeiro, Interciência.

FERREIRA, I. V. L. **Fotocatálise heterogênea com TiO₂ aplicada ao tratamento de esgoto sanitário secundário.** 2005. 187 f. Tese de doutorado (Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária), Escola de Engenharia de São Carlos, São Carlos, 2005.

FREITAS, M. N. de. **Avaliação do *start up* de wetland construído vertical descendente com fundo saturado empregado no tratamento de esgoto sanitário.** 2015. 81 f. Graduação (Curso de Engenharia Sanitária e Ambiental), Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.

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

JESUS, B. M. de; WINCKLER, V. L. **Avaliação de um sistema de wetland construídos no pós-tratamento de efluente de frigorífico.** 2015. 90 f. Graduação (Curso de Engenharia Civil), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba.

Disponível em:

<http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/3935/1/CT_EC_2014_2_01.pdf>
. Acesso em: 07 nov. 2017.

KADLEC, R.H.; WALLACE, S.D. **Treatment wetlands**. Boca Raton: CRC, Press
2thed, 2009, 366p.

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. da. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). Florianópolis: **Eng Sanit Ambien**, 2011.
Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v16n4/a13v16n4>>. Acesso em: 29 ago. 2018.

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

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

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

MONTEIRO, Rodrigo Cesar de Moraes. **Viabilidade técnica no emprego de sistemas tipo " wetlands " para tratamento de água cinza visando o reúso não potável**. 2009. 84 f. Dissertação de mestrado (Curso de Engenharia Hidráulica e Sanitária), Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3147/tde-09032009-110147/en.php>>. Acesso em: 03 maio 2018.

MUSTAFA, Atif. Constructed Wetland for Wastewater Treatment and Reuse: A Case Study of Developing Country. **International Journal Of Environmental Science And Development**, Karachi, v. 4, n. 1, p.20-24, fev. 2013. Disponível em: <<http://www.ijesd.org/papers/296-CD0098.pdf>>. Acesso em: 24 out. 2017.

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 de mestrado. Departamento de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis. 112p. 2008.

PELLISSARI, C. **Tratamento de efluentes provenientes da bovinocultura de leite empregando wetlands construídos de escoamento subsuperficial**. 2013. 147 f. Dissertação de mestrado (Pós-graduação em Engenharia Civil e Ambiental), Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2013.

POÇAS, C. D. **Utilização da tecnologia wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes**. 2015. 109 f. Dissertação de mestrado (Curso de

Pós Graduação Ambiente, Saúde e Sustentabilidade), Faculdade de Saúde Pública Universidade de São Paulo, São Paulo.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H.; CARDIA, W. O wetland como componente de ECOSAN – experiências com o uso e dimensionamento no clima subtropical. In: **INTERNATIONAL CONFERENCE ON SUSTAINABLE SANITATION: “FOOD AND WATER SECURITY FOR LATIN AMERICA”**. 2007, Fortaleza. **Anais**. Fortaleza: Ecosan, 2007. Disponível em: <http://www.rotaria.net/peru3/rotaria/files/ponencias/O_WETLAND_COMO_COMPONENTE_DE_ECOSAN.pdf>. Acesso em: 07 nov. 2017.

PROSAB – Programa de Pesquisa em Saneamento Básico. **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro, 2008. Disponível em: https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosab/prosab5_tema_2.pdf. Acesso em: 09 set. 2018.

RODRIGUES, M. V. C. **Wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário**. 2016. 90 f. Graduação (Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/6191/1/LD_COEAM_2016_1_13.pdf>. Acesso em: 07 nov. 2017

SALATI, E. **Controle de qualidade de água através de sistemas de wetlands construídas**. Brasília: CNPq, 1998.

SALATI, E.; SALATI F. E.; SALATI, E. Utilização de sistema de wetlands construídas para o tratamento de águas. Piracicaba: **Instituto Terramax - Consultoria e Projetos Ambientais**, 2009. 23 p. Disponível em: <<http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/2011/12/sistemawetlands.pdf>>. Acesso em: 07 nov. 2017.

SANTOS, M. O. dos. **Definição de altura de saturação do maciço filtrante em wetland construído vertical empregado no tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 105 f. Dissertação de mestrado.

SEZERINO, P. H. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagos de estabilização sob condições de clima subtropical**. 2006. 171 f. Tese de doutorado (Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental), Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/103142/225786.pdf?sequenc e=1>>. Acesso em: 06 set. 2018.

SILVA, S. C. da; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de wetland construído. **Eng. Saint Ambient**, Rio de Janeiro, v. 20, n. 4, p.533-542, dez. 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v20n4/1413-4152-esa-20-04-00533.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2017.

SILVA, S. C. da. **“Wetlands construídos” de fluxo vertical com meio suporte de solo natural modificado no tratamento de esgoto doméstico**. 2007. 231 f. Tese de doutorado (Curso de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos), Departamento

de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília. Disponível em: <<http://ptarh.unb.br/wpcontent/uploads/2017/05/tese-doutorado-Selma.pdf>>. Acesso em: 06 maio 2018.

UM-HABITAT – **United Nations Human Settlements Programme**. Constructed wetlands manual. 102p, 2008.

USEPA – **U.S. Environmental Protection Agency**. Nitrogen control manual. EPA/625/R-93/010, Office of Water, US Environmental Protection Agency, Washington, DC. 311p, 1993.

VALENTIM, M. A. A. **Desempenho de leitos cultivados ("constructed wetland") para tratamento de esgoto: contribuições para concepção e operação**. 2003. 233 f. Dissertação de mestrado (Faculdade de Engenharia Agrícola), Universidade Estadual de Campinas, Campinas. Disponível em: <http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/257550/1/Valentim_MarcelusAlexanderAcorinte_D.pdf>. Acesso em: 09 set. 2018.

VON SPERLING, M. **Princípios de tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: DESA/UFMG, 2005. 425p.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in various types of constructed wetlands. **Ecological Engineering**. p.13, 2005.

WEBER, C. F. **Proposta de dimensionamento e implantação de wetlands construídos em sistema individual de tratamento de esgoto sanitário**. 2015. 71 f. Graduação (Curso de Tecnologia em Processos Ambientais), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba. Disponível em: <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/6807/1/CT_COPAM_2015_1_03.pdf>. Acesso em: 12 out. 2017.

ZANELLA, L. **Plantas ornamentais no pós-tratamento de efluentes sanitários: wetlands – construídos utilizando brita e bambu como suporte**. 2008. 219 f. Tese de doutorado (Curso de Engenharia Civil), Universidade Estadual de Campinas, Campinas.