

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

ANDRÉ ABOU FAISSAL

**Sistema Construtivo Alternativo para Wetland de fluxo horizontal
empregado no tratamento de esgoto de Restaurante Universitário**

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

**LONDRINA
2016**

ANDRÉ ABOU FAISSAL

Sistema Construtivo Alternativo para Wetland de fluxo horizontal empregado no tratamento de esgoto de Restaurante Universitário

Trabalho de Conclusão de Curso, do Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina.

Orientador: Prof. Dr. Orlando de Carvalho Junior

LONDRINA

2016



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



TERMO DE APROVAÇÃO

Título da Monografia

Sistema Construtivo Alternativo para Wetland de fluxo horizontal
empregado no tratamento de esgoto de Restaurante Universitário
por

André Abou Faissal

Monografia apresentada no dia 28 de junho de 2016 ao Curso Superior de Engenharia Ambiental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Câmpus Londrina. O candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho

(aprovado, aprovado com restrições ou reprovado).

Profa. Dra. Edilaine Regina Pereira

Prof. Dr. Ricardo Nagamine Constanzi

Prof. Dr. Orlando de Carvalho Júnior
Orientador

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

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus por todo auxílio, força e paciência em todos os momentos bons ou de dificuldade durante o período da graduação.

Aos familiares pelo apoio e suporte nesse tempo.

Aos amigos que fiz durante essa caminhada e que seguirão comigo por muitos anos.

Ao meu orientador Professor Doutor Orlando de Carvalho Júnior pela orientação e auxílio neste projeto.

Aos meus professores que me ensinaram durante estes anos e que me inspiraram a me tornar engenheiro ambiental.

Aos colegas Eduardo Henrique Giraldi, Maik Mauro Alves e Marcos Machioni pela ajuda na construção e realização deste projeto.

À Guaporé Pneus pela doação dos pneus utilizados na construção do sistema.

EPÍGRAFE

“De nihilo nihil”
Nada vem do nada
(Lucrecio)

“Volenti nihil difficile”
A quem quer, nada é difícil

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi propor a construção de um sistema Wetland com materiais recicláveis e de baixo custo. A configuração usada foi de fluxo horizontal empregando *Typha dominguensis* como macrófita. O sistema foi construído com estrutura de pneus descartados de automóveis preenchidos com terra. O maciço filtrante foi composto de areia grossa com $D_{10} = 0,234$ mm; $D_{60} = 0,686$ mm e $U = 2,93$. O sistema operou com um pulso diário de 220L com duração de 1 hora e 10 minutos. O esgoto tratado no sistema foi de um restaurante universitário. A taxa de aplicação média de sólidos suspensos totais foi de $0,028$ kg/m².dia, sólidos suspensos fixos de $0,002$ kg/m².dia e sólidos suspensos voláteis de $0,026$ kg/m².dia. Na fase de start up foram alcançadas eficiência máximas de remoção de 93% de sólidos suspensos totais, 76% de sólidos suspensos fixos, 83% de sólidos suspensos voláteis, 97% de fosfato, 79% de NTK, 93% de nitrato e 86% de nitrogênio amoniacal revelando estabilidade das condições operacionais do sistema. O sistema, além de se integrar a aspectos paisagísticos do meio ambiente, apresentou baixo custo de implantação podendo ser uma alternativa viável para tratamento de efluentes.

Palavras-chave: Wetlands Construídos, Fluxo Horizontal, Typha, esgoto de restaurante universitário, tratamento descentralizado de efluentes.

ABSTRACT

The aim of this work was to propose the construction of a Wetland system with recycled materials and for an affordable price. The configuration used a horizontal flow and *Typha dominguensis* as macrophyte. The system was built with a structure of used tires filled with mud. The filter bed was composed of coarse sand with $D_{10} = 0,234$ mm; $D_{60} = 0,686$ mm e $U = 2,93$. The system operated with a diurnal pulse of 220L with the duration of 1 hour and 10 minutes. The sewage used at the treatment was from an university restaurant. The medium diurnal load of total suspended solids was $0,028$ kg/m².day, fixed suspended solids of $0,002$ kg/m².day and volatile suspended solids of $0,026$ kg/m².day. At the startup of the system operation there were accomplished the maximum efficiency removal of 93% total suspended solids, 76% of fixed suspended solids, 83% of volatile suspended solids, 97% of phosphate, 79% of TKN, 93% of nitrate and 86% of ammoniacal nitrogen revealing the stability of the system operating conditions. The system, beyond being integrated with the landscape aspects of the environment, revealed a low cost of installation being a viable alternative of wastewater treatment.

Key words: Constructed Wetlands, Horizontal Flow, Typha, university restaurant sewage, uncentralized treatment of effluents.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Percentual de Domicílios Atendidos por Sistema de Esgotamento Sanitário em cada Estado	15
Figura 2 – Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios.....	16
Figura 3 – Tipos de Wetlands Construídos.....	23
Figura 4 – Fluxos de Sistemas Wetlands Construídos.....	24
Figura 5 – Direção do Fluxo de Sistemas Wetlands Construídos.....	25
Figura 6 – Wetland Construído de Fluxo Superficial.....	26
Figura 7 – Wetland Construído de Fluxo Subsuperficial Vertical.....	27
Figura 8 – Wetland Construído de Fluxo Subsuperficial Horizontal.....	28
Figura 9 – Configuração possível para um sistema híbrido de Wetland Construído.....	29
Figura 10 - Local de construção da estação experimental.....	33
Figura 11 – Esquema de funcionamento da bancada experimental.....	37
Figura 12 - Curva de distribuição granulométrica da areia.....	39
Figura 13 – Fotografia das macrófitas após a coleta.....	40
Figura 14 – Fotografia da caixa retentora de gordura: (a) Anteparo de acúmulo de efluente; (b) Condutor de efluente e (c) bomba de captação de efluente.....	41
Figura 15 – Fotografia do reservatório para acúmulo de esgoto: (a) alimentação do reservatório, (b) bomba submersa de alimentação do sistema.....	42
Figura 16 – Fotografia do alimentador do sistema WCH: (a) Alimentador de PVC; (b) Mangueira condutora de afluente e (c) faixa de brita homogeneizadora de fluxo.....	43
Figura 17 – Fotografia do local de construção do WCH.....	44
Figura 18 – Fotografia do primeiro nível de pneus.....	45
Figura 19 – Fotografia dos pneumáticos: (a) Amarra dos pneus com arame; (b) Forramento interno do pneu e (c) Preenchimento com terra e ancoragem da camada inferior ao talude...46	46
Figura 20 – Fotografia da segunda, terceira e quarta camada de pneus (de cima para baixo, da esquerda para a direita, respectivamente)	47
Figura 21 – Fotografia da calafetação interna dos pneus.....	48
Figura 22 – Fotografia da impermeabilização do WCH: (a) preenchimento com areia; (b) revestimento de TNT; (c) revestimento de lona 200 micra e (d) revestimento de lona 200 micra dupla face.....	49
Figura 23 – Fotografia do preenchimento interno do sistema: areia, brita e coletor de efluentes.....	50
Figura 24 – Fotografia da saída do efluente do sistema: (a) coletor de efluente do WCH e (b) cano de saída de efluente.....	51
Figura 25 – Fotografia das macrófitas aderidas ao WCH.....	52
Figura 26 – Fotografia da ornamentação do sistema.....	53
Figura 27 – Fotografia do perfil do sistema WCH	53
Figura 28 – Precipitações e temperaturas registradas no mês de maio de 2016.....	56
Figura 29 – Precipitações e temperaturas registradas no mês de junho de 2016.....	56
Figura 30 – Alcalinidade Total.....	57

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Dimensões do sistema WCH.....	36
Tabela 2 - Resultados da Análise Granulométrica da Areia.....	38
Tabela 3 - Diâmetros efetivos e coeficiente de uniformidade da amostra de areia..	39
Tabela 4 - Materiais usados na construção do sistema WCH.....	44
Tabela 5 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico.....	54
Tabela 6 - Custo dos Materiais Utilizados.....	55
Tabela 7 - Valores médios e aumento do pH.....	58
Tabela 8 - Análise de DQO.....	59
Tabela 9 - Fosfato orgânico.....	59
Tabela 10 - Nitrogênio Total Kjeldahl.....	60
Tabela 11 - Nitrogênio amoniacal.....	61
Tabela 12 – Nitrato.....	61
Tabela 13 - Sólidos Totais, Fixos e Voláteis.....	62
Tabela 14 - Composição percentual dos sólidos totais.....	63
Tabela 15 - Remoção de sólidos totais, fixos e voláteis.....	63
Tabela 16 - Sólidos Suspensos Totais.....	64
Tabela 17 - Composição percentual dos sólidos suspensos totais.....	64
Tabela 18 – Taxa de aplicação de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.....	65
Tabela 19 - Remoção de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis.....	65

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	12
2 OBJETIVOS.....	13
2.1 OBJETIVO GERAL	13
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	13
3 REFERENCIAL TEÓRICO.....	14
3.1 SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ASPECTOS RELATIVOS AO ESGOTAMENTO SANITÁRIO	14
3.1.1 Situação do Saneamento Básico no Brasil	14
3.1.2 Definições sobre Saneamento Básico.....	16
3.1.3 Problemas Ambientais e de Saúde Relativos ao Saneamento.....	17
3.2 ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO	19
3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS: FUNDAMENTOS.....	21
3.3.1 Características Gerais de Wetlands Construídos	21
3.3.2 Tipos e Variações de Wetlands.....	22
3.3.3 Aplicações de Wetlands Construídas	29
3.4 LEGISLAÇÕES APLICADAS AO TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES	31
3.5 PNEUMÁTICOS E O MEIO AMBIENTE	32
4 MATERIAL E MÉTODOS.....	33
4.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA WETLAND HORIZONTAL.....	33
4.2 CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL.....	33
4.2.1 Dimensionamento do Sistema.....	33
4.2.2 Esquema de Funcionamento do Wetland Construído	36
4.2.3 Análise Granulométrica da Areia	37
4.2.4 Macrófita	39
4.2.5 Captação do Esgoto e Alimentação do Sistema.....	40
4.3 CONSTRUÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL	43
4.4 ROTINA DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	54
5 RESULTADOS E DISCUSSÕES	55
5.1 CUSTOS DA CONSTRUÇÃO DO SISTEMA.....	55
5.2 CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE TRATADO.....	55
5.3 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DE OPERAÇÃO	55

5.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS	57
5.5.1 Alcalinidade e pH	57
5.5.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)	58
5.5.3 Fosfato Orgânico (PO_4^-)	59
5.5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)	60
5.5.5 Nitrogênio Amoniacal	60
5.5.6 Nitrato	61
5.5.7 Sólidos Totais (ST)	62
5.5.8 Sólidos Suspensos Totais (SST)	63
6 CONCLUSÃO	66
REFERÊNCIAS	67

1 INTRODUÇÃO

A coleta de esgoto no Brasil é realizada em apenas 49% dos domicílios do país, sendo que apenas 69% do que é coletado acaba sendo tratado, a outra parte é despejada diretamente nos corpos d'água (BRASIL, 2014).

Para a Organização Mundial da Saúde (World Health Organization, 2014), 2,5 bilhões de pessoas no mundo não possuem acesso ao saneamento básico, sendo que 1 bilhão praticam suas necessidades fisiológicas ao ar livre. Além disso, estima-se que 10% da população mundial consomem alimentos irrigados por água contaminada por efluentes domésticos (WHO, 2014b).

Sistemas Wetland tem sido usado para o tratamento de águas residuais em muitos países por se tratar de uma alternativa de baixo custo e que não exige altos requisitos operacionais (HOFFMANN, 2011; SIM, 2003). No passado, os sistemas Wetland Construídos eram utilizados em áreas urbanas afastadas para tratar baixos volumes de águas residuais e que possuíam poluentes orgânicos de fácil degradação. Os sistemas evoluíram com a necessidade de enquadramento aos padrões de qualidade das águas e de lançamento de efluentes (SIM, 2003).

Os WCs podem ser feitos não apenas para tratamento de águas residuais, mas também para a recuperação de habitats degradados, controle de enchentes em áreas alagadas, melhoria da qualidade da água e produção de fibras e aquicultura (SIM, 2003). Com isso, observa-se que o uso de sistemas Wetland Construído para tratamento de efluentes é um campo promissor para o estudo científico.

Desta forma, este trabalho pretendeu desenvolver um sistema construído alternativo de baixo custo para Wetlands, empregando material reciclável como pneus automotivos descartados. Além disso, esse projeto procurou monitorar um sistema Wetland Construído de Fluxo Horizontal (WCH), em fase de startup, empregado no tratamento de efluente de um restaurante universitário.

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Este projeto de pesquisa teve como objetivo geral, propor a construção alternativa de um sistema Wetland de Fluxo Horizontal utilizando materiais recicláveis a um baixo custo.

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1 - Verificar a viabilidade de aplicação de Wetland Construído de fluxo horizontal como tecnologia para tratamento descentralizado de efluentes orgânicos de pequenas unidades industriais.

2 - Avaliar a eficiência de um sistema Wetland construído de fluxo horizontal, empregado no tratamento de efluente de um restaurante universitário.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL: ASPECTOS RELATIVOS AO ESGOTAMENTO SANITÁRIO

3.1.1 Situação do Saneamento Básico no Brasil

A situação atual dos serviços de coleta e tratamento de esgoto doméstico no Brasil é um reflexo das condições econômicas e sociais vividas em cada região.

A geografia dos principais serviços de saneamento revela, assim, que em 2008 embora apenas 33 municípios ainda permanecessem sem atendimento de serviço de abastecimento de água no País, a rede coletora de esgoto estava ausente em 2495 municípios (44,8% dos municípios brasileiros) [...]. IBGE (2011, p. 10)

O IBGE, a partir da Pesquisa Nacional de Saneamento Básico de 2008 (IBGE, 2008), divulga dados acerca da população brasileira que dispõe de rede de esgoto. Pelas informações contidas na Figura 1, observa-se a disparidade no acesso à coleta de esgoto doméstico nos estados do país. Acima da média nacional, pode-se depreender que a região com maior acesso ao esgotamento sanitário é a região Sudeste com três estados, além desses apenas o Distrito Federal e o Paraná encontram-se acima dessa média. Pode-se notar que os estados que dominam a posição inferior do gráfico estão na região Norte e Nordeste e ainda que, em muitos deles, o acesso ao sistema de esgotamento sanitário está abaixo de 10% dos domicílios.

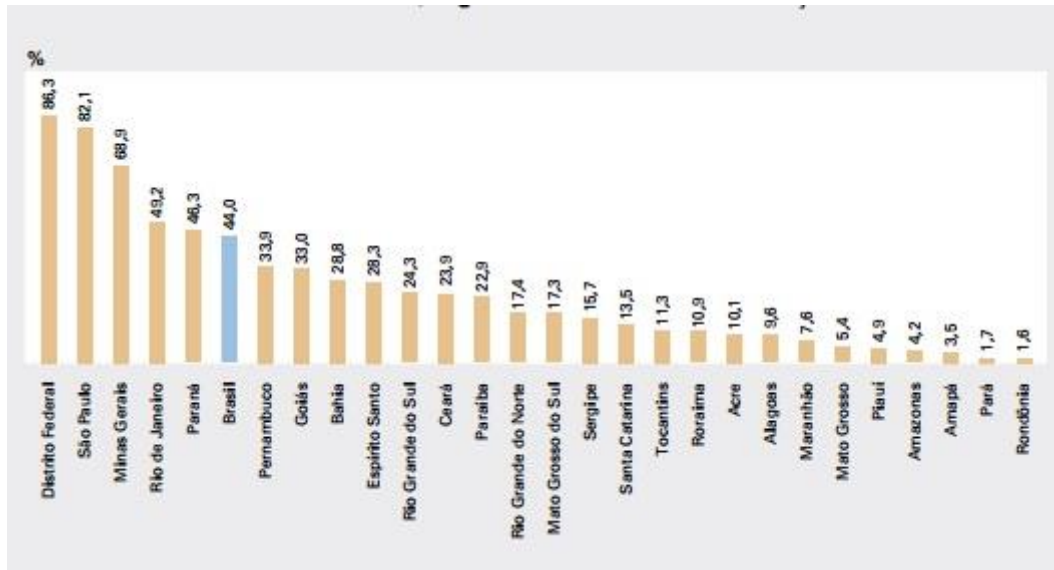


Figura 1 - Percentual de Domicílios Atendidos por Sistema de Esgotamento Sanitário em cada Estado

Fonte: IBGE (2010).

A região mais atingida pela falta de saneamento se encontra no norte do país onde apenas 14,6 % da população é atendida por coleta de esgoto, sendo Amapá e Rondônia os piores estados com atendimento a apenas 6% da população (INFOAMAZONIA, 2015).

O Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) divulga anualmente um documento que retrata a situação dos serviços de água e esgoto nos municípios, chamado Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos de 2013 (BRASIL, 2014). Na Figura 2, é possível verificar a representação do índice de atendimento urbano dos municípios com rede coletora de esgoto.

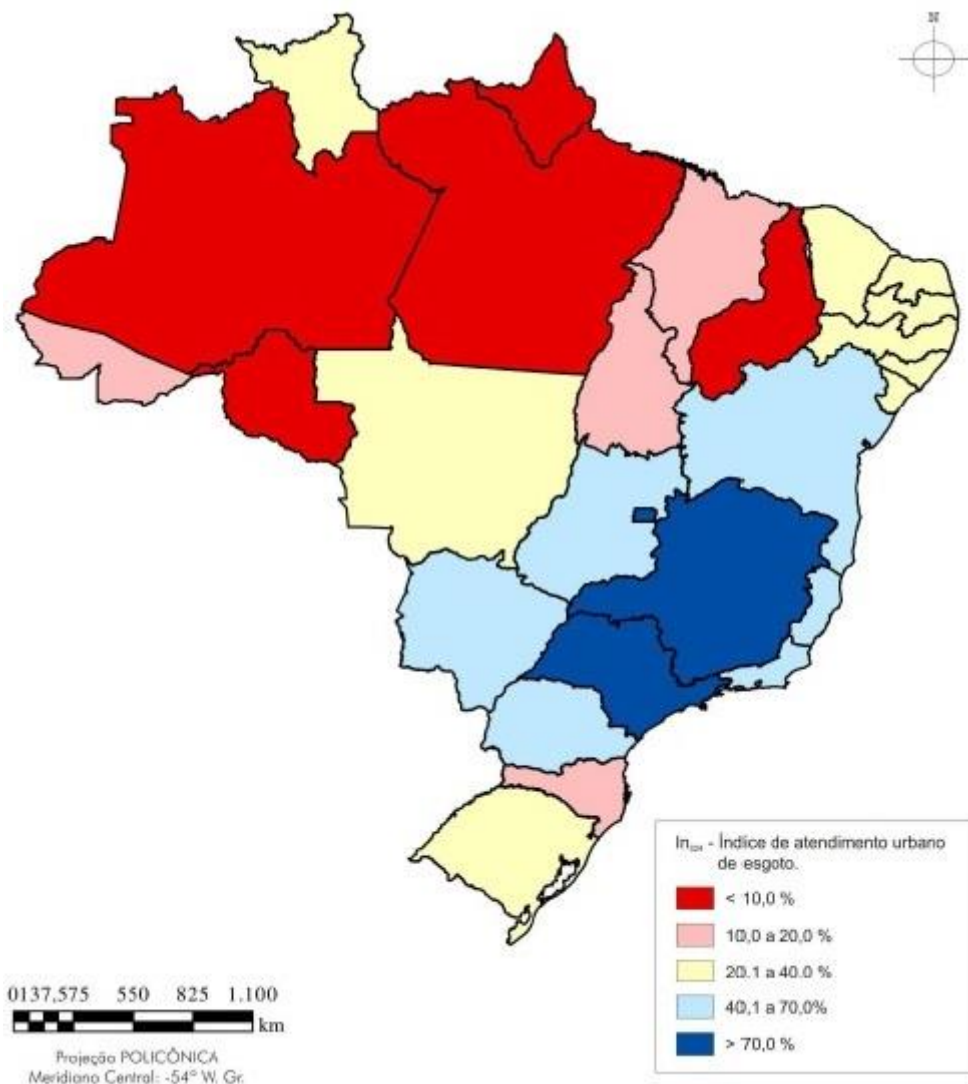


Figura 2 – Representação espacial do índice médio de atendimento urbano por rede coletora de esgotos dos municípios
Fonte: Brasil (2014).

O Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos de 2013 (BRASIL, 2014) mostra que pouco mais de 94 milhões de brasileiros são atendidos por coleta de esgoto sanitário. Isso representa um volume coletado de 5 222 459 mil m³, embora apenas 3 579 335 mil m³ sejam tratados, cerca de 69% da quantidade coletada.

3.1.2 Definições sobre Saneamento Básico

Saneamento Básico é definido no artigo 3º, inciso I, da Lei nº 11445 (BRASIL, 2007), que estabelece as diretrizes nacionais para esse setor. Ele é compreendido como o “conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de: abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais urbanas” (BRASIL, 2007).

O abastecimento público de água envolve a captação, o tratamento e as ligações até as residências abastecidas, bem como os instrumentos de medição. O esgotamento sanitário remete à coleta do esgoto sanitário, o envio para tratamento e sua disposição final, desde as residências até o destino final no meio ambiente (BRASIL, 2007).

O serviço de limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos está relacionado ao lixo doméstico e de limpeza das vias públicas. Eles abrangem coleta, transporte, tratamento e a destinação final do lixo (BRASIL, 2007). Segundo o artigo 7º, incisos II e III da mesma lei, esses serviços também são compostos pela: triagem do material coletado para encaminhamento ao reuso, reciclagem ou tratamento; e varrição, capina e poda de árvores em locais públicos.

A drenagem e manejo de águas pluviais corresponde ao transporte, tratamento e disposição final da água drenada. Além disso, inclui-se as ações e técnicas de amortecimento de vazões de cheia dessas águas (BRASIL, 2007).

3.1.3 Problemas Ambientais e de Saúde Relativos ao Saneamento

O lançamento de esgoto doméstico em corpos d'água acarreta em diversos problemas ambientais e de saúde. De acordo com Von Sperling (2005), os principais problemas são: poluição por matéria orgânica, contaminação por microrganismos patogênicos e eutrofização de lagos e represa.

Os corpos d'água possuem mecanismos naturais que lhes conferem a capacidade de se recuperar após uma perturbação no sistema, chamada autodepuração. Essas perturbações se referem a alterações na qualidade e quantidade de aspectos físicos e químicos no seu meio, no caso poluição por matéria orgânica. Na autodepuração dos corpos hídricos, a matéria orgânica é decomposta em compostos mais estáveis havendo consumo de oxigênio dissolvido (OD), principalmente pela respiração de bactérias heterotróficas aeróbias que fazem a decomposição (VON SPERLING, 2005).

A entrada de oxigênio dissolvido no sistema aquático se dá pela produção dos organismos fotossintetizantes e pela atmosfera, sua saída se dá pela respiração de organismos, oxidação de matéria orgânica (decomposição) e de íons metálicos (ESTEVES, 1998).

Com o excesso de matéria orgânica lançada pelo homem, o sistema aquático torna-se propício para a proliferação de bactérias aeróbias que consomem o OD em maior velocidade do que ele é incorporado à água. A diminuição do oxigênio disponível (anaerobiose) acaba influenciando em toda cadeia trófica desse sistema, selecionando espécies adaptadas a baixas concentrações de OD e eliminando outras mais sensíveis, diminuindo a variedade das espécies nesse habitat (VON SPERLING, 2005).

A poluição por matéria orgânica, principalmente contendo nitrogênio e fósforo, causa um grave problema chamado de eutrofização artificial. Com o excesso de nutrientes e luz solar, a atividade fotossintética aumenta levando a proliferação de plantas aquáticas fixas e plantônicas. A poluição provém principalmente de efluentes domésticos e industriais, da drenagem de água urbana, do desmatamento das margens e uso de fertilizantes na agricultura. Essa condição ocorre especialmente em sistemas lênticos, como lagoas e represas, sendo mais difícil em rios (ESTEVEVES, 1998; VON SPERLING, 2005).

O nível de eutrofização artificial é variável, ele depende do grau de lançamento de efluentes e da capacidade de assimilação desses nutrientes pelo corpo d'água. A eutrofização artificial pode causar problemas ambientais como: anaerobiose do corpo d'água, reduzir a penetração de luz diminuindo a fotossíntese, mortalidade de peixes e vertebrados, aumento da toxicidade da água por cianotoxinas e amônia (NH₃), além da piora da qualidade da água para abastecimento humano e animal (ESTEVEVES, 1998; VON SPERLING, 2005).

Na área da saúde, de acordo com a Pesquisa Nacional de Saneamento Básico – PNSB 2008,

A oferta de saneamento básico é fundamental em termos de qualidade de vida, pois sua ausência acarreta poluição dos recursos hídricos, trazendo prejuízo à saúde da população, principalmente o aumento da mortalidade infantil. IBGE (2008, p. 40)

A falta de acesso a água tratada e a tratamento de esgoto podem provocar doenças que poderiam ser facilmente evitadas, gerando gastos desnecessários no futuro com tratamento desses doentes (SANEPAR). Um relatório divulgado pela Organização Mundial da Saúde afirma que para cada dólar investido em saneamento e tratamento de água, economiza-se 4,3 dólares nos gastos em saúde (WHO, 2014b).

As doenças geralmente causadas pela falta de tratamento de esgoto, são transmitidas por via feco-oral, quando uma pessoa ingere água sem tratamento que foi poluída com urina ou fezes de uma pessoa ou animal contaminado (HELLER e MÖLLER¹, 1995 apud VON SPERLING, 2005). As doenças mais comuns são: disenteria, cólera, febre tifoide, amebíase, hepatite infecciosa, leptospirose e verminoses (BRAGA et al, 2005; HELLER e MÖLLER, 1995 apud VON SPERLING, 2005; SANEPAR).

Com essas informações, compreende-se que o gasto com infraestruturas de saneamento básico pode diminuir os gastos com saúde pública, bem como diminuir a lotação nos hospitais que atendem esses casos infecciosos. Por fim, o tratamento de esgoto evita que os corpos d'água apresentem características como mau odor e escurecimento da cor (BRAGA et al, 2005).

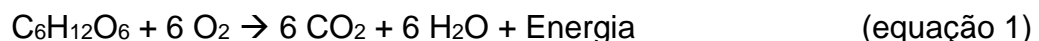
¹ HELLER, L.; MÖLLER, L.M. Saneamento e saúde pública. Capítulo 3. In: BARROS, R.T.V; CHERNICHARO, C.A.L.; HELLER, L.; VON SPERLING, M. (eds). Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios. Belo Horizonte: DESA-UFMG & FEAM, 1995. Pp. 51-61.

3.2 ASPECTOS MICROBIOLÓGICOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO

O tratamento de esgotos utiliza o princípio de autodepuração dos corpos d'água para remoção da matéria orgânica dissolvida advinda dos efluentes domésticos. A atuação microbiológica envolve bactérias, fungos, protozoários e outros organismos, tendo as bactérias a maior importância na estabilização da matéria orgânica. Esses organismos estão presentes em baixa diversidade, porém em alta quantidade, o tipo de microrganismo predominante dependerá do método de tratamento utilizado e da carga de efluente no sistema (VON SPERLING, 1996).

Para Von Sperling (2005), a classificação da matéria orgânica pode ser definida em dois aspectos. O primeiro a classifica em inerte ou biodegradável, e o segundo a classifica como solúvel ou em suspensão (particulada).

A matéria carbonácea é convertida por dois modos, dependendo da disponibilidade de oxigênio do sistema de tratamento utilizado. A conversão aeróbia é a principal forma de degradação da matéria orgânica carbonácea, pois ela possui maior eficiência energética na respiração dos organismos decompositores. Nela, a matéria orgânica na presença de oxigênio forma gás carbônico e água, liberando energia para as bactérias heterotróficas aeróbias (VON SPERLING, 1996), segundo a reação (equação 1).



Na conversão anaeróbia, a matéria carbonácea é reduzida em parte a gás metano, enquanto outra parte é oxidada a gás carbônico, além da liberação de energia (equação 2). Esse processo, porém, tem uma produção de energia menor que na conversão aeróbica (VON SPERLING, 1996).

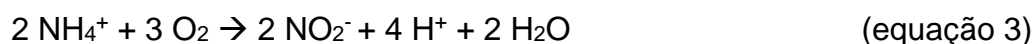


A quantificação da matéria orgânica carbonácea nos efluentes tem grande importância na avaliação da qualidade das águas e dos despejos de esgotos domésticos. Cabe ressaltar que essa quantificação também é utilizada como um dos parâmetros para lançamento de efluentes, definido pela resolução CONAMA nº 430 (2011). Um desses padrões é a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) que mede, de forma indireta, a quantidade de oxigênio necessário para que ocorra a estabilização bioquímica do carbono presente no líquido, realizado pelos microrganismos aeróbios

na respiração celular. A DBO padrão utilizada é a DBO_{5,20}, onde um volume conhecido de líquido é disposto junto a um meio de cultura por 5 dias. A medição de OD é feita antes do teste e após esse período a uma temperatura de 20 °C, essa diferença representará a quantidade de oxigênio que a decomposição requereu (VON SPERLING, 2005).

Outra forma utilizada para se quantificar a matéria orgânica carbonácea é a Demanda Química de Oxigênio (DQO). É um método indireto que mede a quantidade de oxigênio exigido para que a matéria orgânica seja oxidada quimicamente, diferentemente da DBO que leva em conta a biodegradabilidade. O teste é realizado em poucas horas, onde o líquido entra em contato com oxidante forte em meio ácido, o dicromato de potássio (K₂Cr₂O₇) (VON SPERLING, 2005).

A conversão da matéria nitrogenada e a forma como ela será encontrada depende da disponibilidade de oxigênio dissolvido (OD) e dos microrganismos presentes no efluente. Um desses processos é a nitrificação, ela é realizada por microrganismos autótrofos quimiossintetizantes na presença de oxigênio. Na nitrificação, a amônia é oxidada pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* formando nitritos (equação 3), estes então são oxidados pelas bactérias do gênero *Nitrobacter* formando nitratos (equação 4). Nesse processo ocorre liberação do íon H⁺, tornando o meio mais ácido (VON SPERLING, 1996).



O outro processo de conversão da matéria nitrogenada é a desnitrificação. Ele é realizado por microrganismos heterótrofos na falta de oxigênio, onde o nitrato é usado como aceptor de elétrons e é reduzido a nitrogênio gasoso (N₂) (equação 5). Nesse processo, a matéria nitrogenada pode ser estabilizada sem que haja oxigênio e consome H⁺, tornando o meio mais alcalino (VON SPERLING, 1996).



Outro padrão analisado nos efluentes e exigido pela resolução CONAMA nº 430 (2011) é a concentração de nitrogênio. O estado de oxidação de compostos nitrogenados é importante na indicação do estágio de poluição, caso o lançamento seja recente as formas predominantes desse elemento serão amônia (NH₃) ou íon amônio (NH₄⁺) e nitrogênio orgânico, caso contrário predominarão nitrito (NO₂⁻) e nitrato (NO₃⁻). O método utilizado para medir as concentrações de nitrogênio

amoniaco e orgânico é o Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK). Outro método de quantificação é o Nitrogênio Total (NT), ele avalia as quantidades de nitrito e nitrato, juntamente com o NTK (VON SPERLING, 2005).

3.3 WETLANDS CONSTRUÍDOS: FUNDAMENTOS

3.3.1 Características Gerais de Wetlands Construídos

Wetlands Construídos são sistemas filtrantes compostos de macrófitas aquáticas aderidas a um maciço, por onde o efluente escoar. Geralmente está impermeabilizado com argila ou geomembrana ao fundo, as plantas podem estar fixadas no solo alagado ou estarem aderidas a um maciço de pedras e areia para o suporte de seu crescimento (VON SPERLING, 2005). Essa tecnologia é usada como alternativa no tratamento e pós tratamento de esgoto, ela utiliza mecanismos biológicos das plantas e microrganismos, além dos mecanismos químicos e físicos para tratamento de efluentes líquidos, que ficam retidos por certo tempo nesse maciço (HOFFMANN, 2011; KADLEC; WALLACE, 2009; VON SPERLING, 2005). O mecanismo mais significativo é o processo executado pelas bactérias aeróbias e facultativas, que se multiplicam criando um biofilme aderido ao sistema (HOFFMANN, 2011).

Os sistemas wetlands possuem organismos adaptados à abundância de água e a condições sem ou com pouco oxigênio, esses fatores geram alta competição entre as diversas espécies de microrganismos, plantas e animais que compõe sua comunidade. Esse habitat com alta produtividade biológica, aliado aos fatores abióticos do sistema, consegue receber os poluentes e degradá-los para as necessidades fisiológicas dos organismos (KADLEC; WALLACE, 2009).

Para Sim (2003), Wetlands Construídos (WC) simulam as condições e funções das wetlands naturais que foram degradadas pelo homem. O mesmo afirma que, com o uso de macrófitas aquáticas, os processos químicos, físicos e biológicos nos wetlands construídos tem sua eficiência duplicada diante dos sistemas naturais.

Os sistemas WC possuem como vantagem o baixo custo de instalação e operação, não necessitam de mão de obra especializada para a montagem e manejo do sistema, além de quase não possuírem requisitos energéticos para funcionar (HOFFMANN, 2011; VON SPERLING, 2005). Eles ainda apresentam alta eficiência na remoção de DBO₅ (80-90%), DQO (75-85%), Sólidos Solúveis (SS) (87-93%) e organismos patogênicos, como coliformes fecais (3-4 decaimento log) e outros organismos patogênicos. Outras vantagens são: a possibilidade do uso da biomassa vegetal desenvolvida e não existe geração de lodo para tratamento posterior (VON SPERLING, 2005). As macrófitas podem retirar metais pesados dos efluentes por bioacumulação deles em seus tecidos (HOFFMANN, 2011).

Os WC são geralmente utilizados como um sistema de tratamento descentralizado das águas residuais e funcionam como tratamento secundário ou terciário delas, sendo necessário um tratamento primário previamente (HOFFMANN, 2011; VON SPERLING, 2005). O tratamento primário acaba sendo importante para retirar partículas grosseiras que podem entupir e bloquear o fluxo dos efluentes no substrato das plantas, o que pode diminuir a eficiência do sistema (HOFFMANN, 2011). Além do entupimento, os WC podem apresentar problemas como: surgimento de mosquitos, necessidade de manejo de macrófitas e retirada de espécies invasoras e ainda podem exigir uma área grande para a instalação (VON SPERLING, 2005).

O leito a qual as plantas estão aderidas desempenham grande importância no funcionamento e na eficiência do sistema WC. Ele serve como substrato para o crescimento do biofilme de bactérias, além de fornecer suporte para os processos de filtração e adsorção do efluente. A configuração do sistema quanto a tamanho, forma, sentido do fluxo, tempo de retenção e escolha do leito são importantes para que haja a disponibilidade de oxigênio no substrato, onde as bactérias aderidas realizarão o tratamento aeróbio do efluente (HOFFMANN, 2011).

3.3.2 Tipos e Variações de Wetlands

Os WC são classificados de acordo com as macrófitas utilizadas, o regime e a direção do fluxo de efluente, como Fluxo Superficial (FS) e Fluxo Subsuperficial (FSS), a última pode ser de Fluxo Horizontal (WCH) ou Fluxo Vertical (WCV) (HOFFMANN, 2011; KADLEC; WALLACE, 2009; SIM, 2003). Na Figura 3 estão representadas as variações de WC.

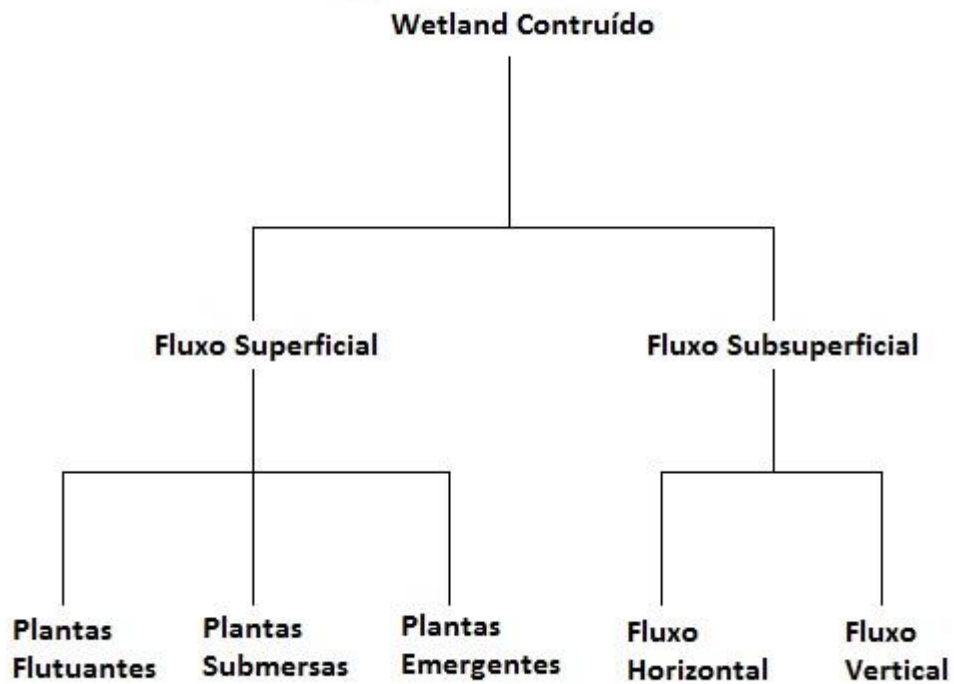


Figura 3 – Tipos de Wetlands Construídos
Fonte: Hoffmann (2011).

Na Figura 4 estão representados dois sistemas de tratamento utilizando Wetlands Construídos com os dois tipos de fluxos existentes.



Figura 4 – Fluxos de Sistemas Wetlands Construídos
Fonte: Von Sperling (2005).

Na Figura 5 podem ser observadas as diferenças entre as três configurações de fluxo para Wetland Construídos.

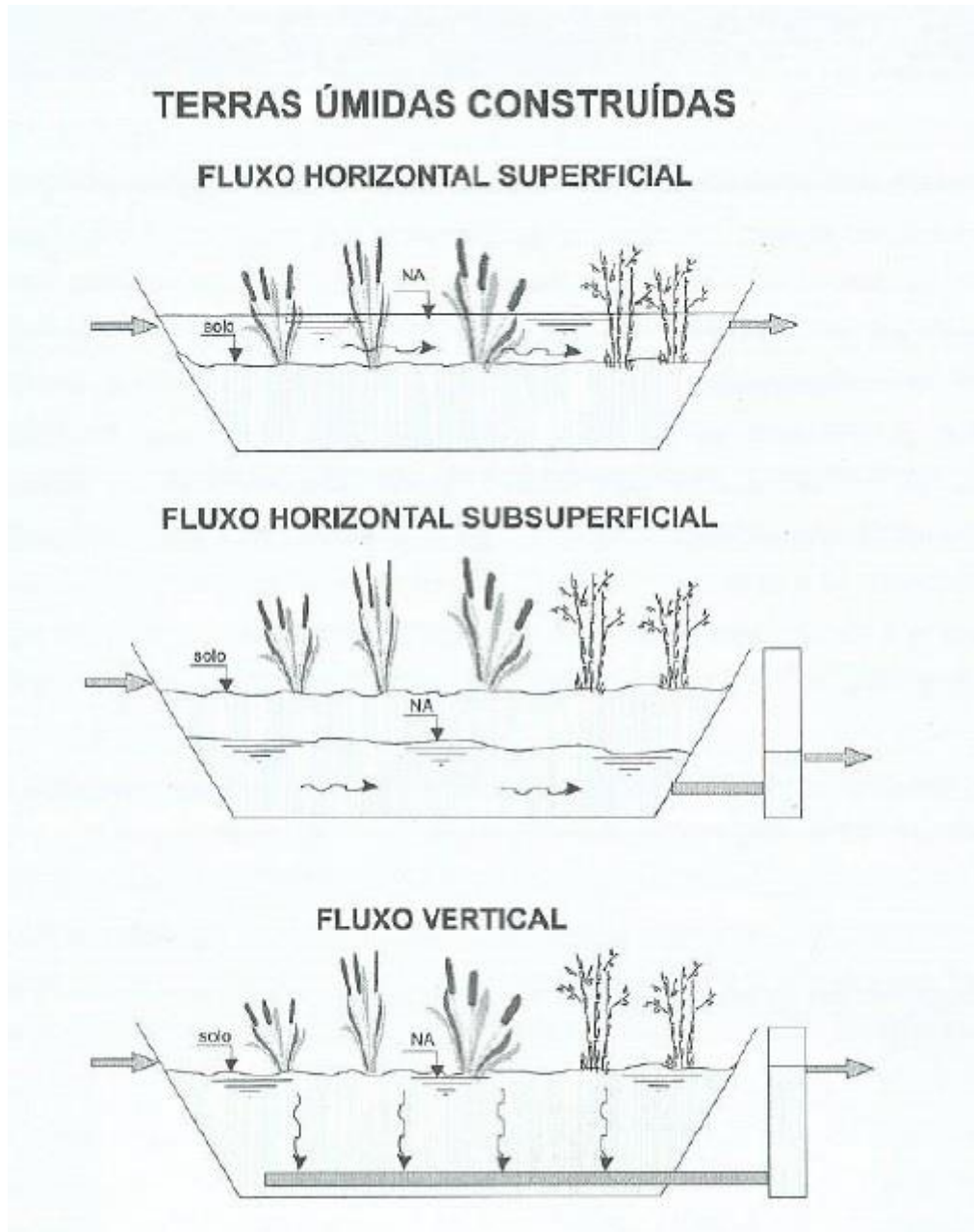


Figura 5 – Direção do Fluxo de Sistemas Wetlands Construídos
Fonte: Von Sperling (2005).

Os sistemas Wetlands Construídos de Fluxo Superficial (WCFS) apresentam uma configuração que mais se assemelha aos pântanos e áreas alagadas naturais, onde o sistema sofre alagamentos acima do nível do solo. Essa variação conta com plantas emergentes, submersas e flutuantes, as quais estão adaptadas às variações dos níveis da água. Devido ao alagamento, esse tipo de sistema não é recomendado pois pode atrair insetos vetores de doenças e expor os seres humanos a organismos patogênicos do efluente. Em locais com invernos rigorosos a água pode congelar na superfície, inviabilizando a operação em épocas frias e diminuindo a eficiência do tratamento, devido diminuição da oxigenação do efluente e das baixas taxas de

conversão do nitrogênio. Geralmente, essa configuração é usada após um tratamento secundário, com a finalidade de dar um polimento ao efluente tratado (KADLEC; WALLACE, 2009). Na Figura 6 pode ser observada a estrutura de um WCFS.

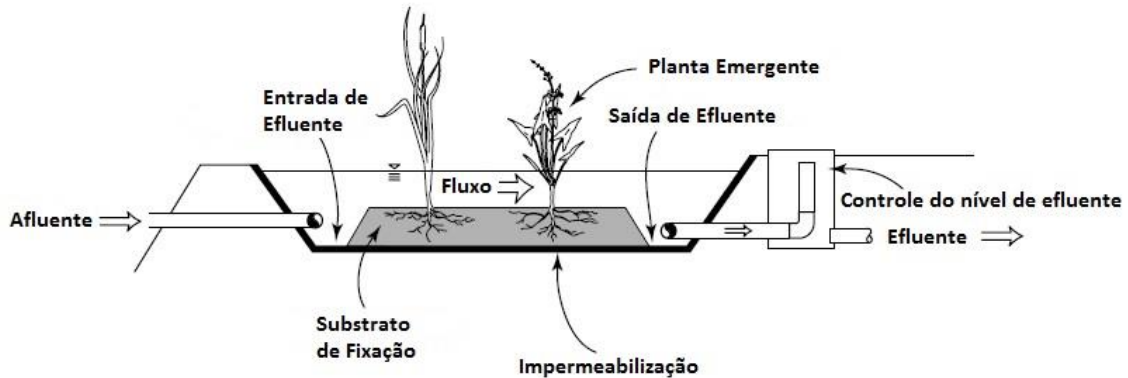


Figura 6 – Wetland Construído de Fluxo Superficial
Adaptado: Kadlec; Wallace (2009).

O sistema de Wetland Construído de Fluxo Subsuperficial Vertical (WCFV) se assemelha muito com o sistema de WCFH, o que difere é o sentido com que o efluente percorre o leito e o sistema de raízes das plantas. Ele é depositado no sistema na parte de cima, onde por ação da gravidade descende por um fluxo vertical até a zona radicular. Também possui como vantagem não expor o efluente ao meio ambiente, impedindo a transmissão de doenças (KADLEC; WALLACE, 2009).

Esse modelo possibilita maior entrada de oxigênio no sistema devido a movimentação causada pelo recebimento vertical do efluente. Isso faz com que esse design seja preferível no tratamento de efluentes com alta quantidade de amônia, como efluente de indústria alimentícia e lixiviado de aterros, pois sua conversão será mais eficiente com a presença de oxigênio. Outra vantagem nessa configuração está na capacidade do substrato, geralmente composto de areia e cascalho, em filtrar a parte sólida do efluente a ser tratado (KADLEC; WALLACE, 2009). A configuração deste fluxo é observada na Figura 7.

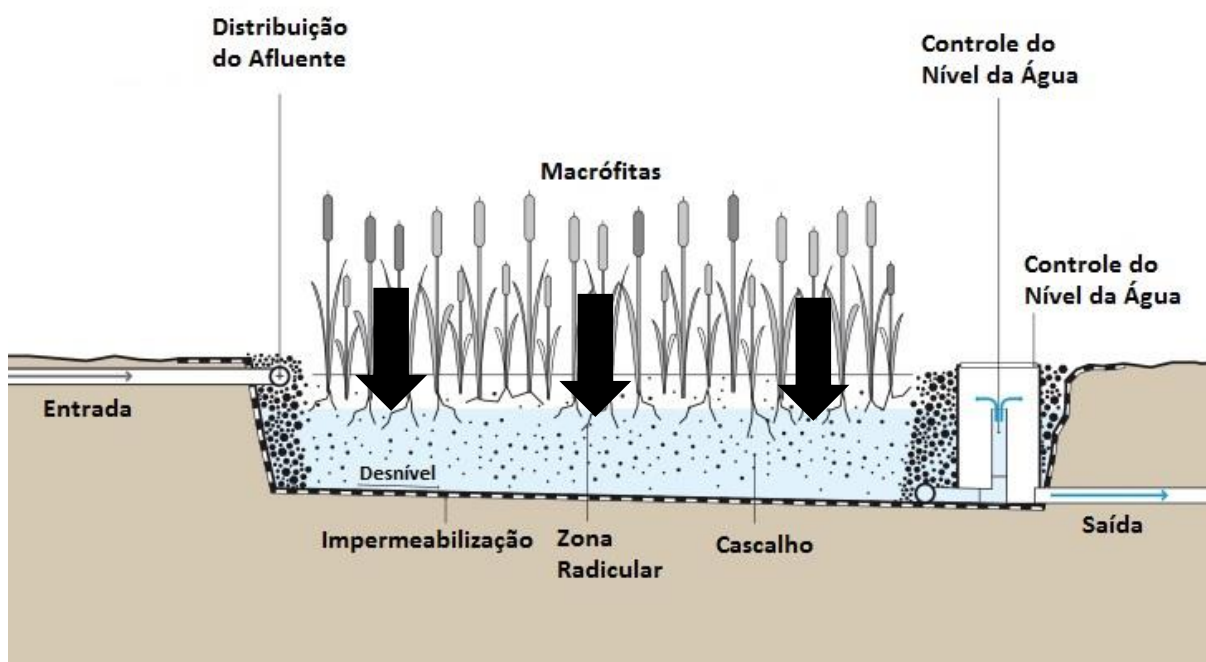


Figura 7 – Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial Vertical
Adaptado: Tilley et al. (2014).

Os Wetlands Construídos de Fluxo Subsuperficial Horizontal (WCH) consistem em um substrato de cascalho ou areia com a planta aderida em sua superfície, onde o efluente percorre esse leito em direção horizontal, de uma extremidade até a outra. Isso é uma vantagem se comparado ao WCFS pois pode ser construído em lugares frios e não apresenta risco de transmissão de doenças ao homem. O efluente entra em determinada quantidade por uma extremidade, por onde percola no leito até a outra extremidade (KADLEC; WALLACE, 2009).

No leito, o efluente é retido por tempo determinado, ali ele entra em contato com as raízes da planta e com as bactérias decompositoras, onde é tratado pela atividade biológica desses organismos. Após certo tempo, o efluente tratado é retirado pela extremidade oposta à que entrou. Essa configuração acaba sendo um pouco mais cara que o FS por exigir maior área para construção do sistema e por operar com menor quantidade de efluente (KADLEC; WALLACE, 2009). Na Figura 8 observa-se a configuração deste sistema.

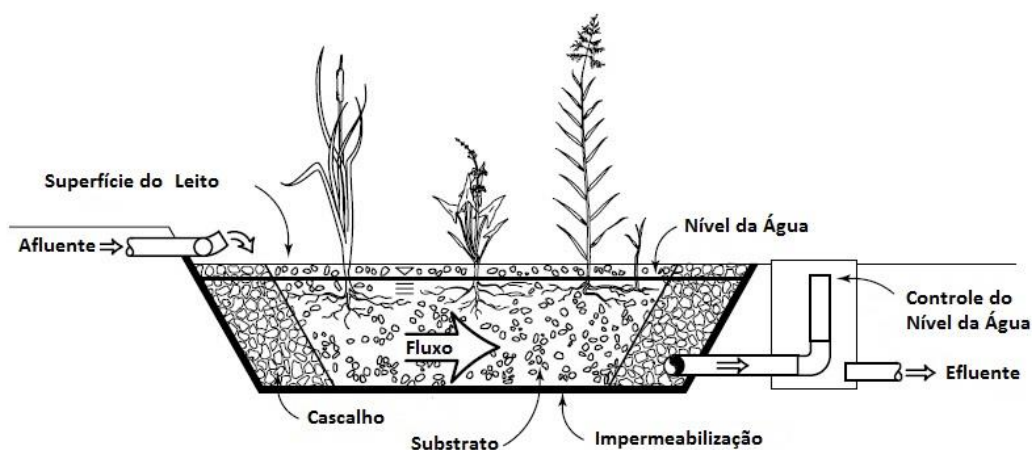


Figura 8 – Wetland Construída de Fluxo Subsuperficial Horizontal
Adaptado: Kadlec; Wallace (2009).

As Wetlands Construídas de Fluxo Horizontal (WCH) são uma boa opção para locais onde não há disponibilidade de energia para o uso das bombas e de lugares que possuam baixo gradiente hidráulico (HOFFMANN, 2011).

A remoção da matéria orgânica é feita no leito pelas bactérias e nas raízes das plantas, sendo indispensável a aeração de todo o substrato. Nas WCFV, a oxigenação ocorre em toda a superfície horizontal pela entrada do efluente, que descende até o fundo do leito. Nas WCH é diferente, pois a entrada de efluente se dá pela pequena área do cano em uma extremidade, para isso exige-se que esse sistema contenha uma área maior de leito para a passagem do efluente (HOFFMANN, 2011). Segundo este autor, o nível do efluente não deve ser maior que um terço da altura do substrato.

Algumas aplicações misturam as vantagens de um sistema com o outro constituindo diferentes sistemas acoplados em série, onde cada parte terá maior eficiência em certos processos do tratamento de efluente. Uma configuração de destaque é o Sistema Francês que dispensa tratamento prévio do esgoto e é composto por duas fases diferentes.

A primeira fase consiste de um WCFV que recebe esgoto bruto para tratamento primário, contendo um leito revestido de cascalho com a intenção de filtrar partículas grandes e em suspensão (SST), que acabam se mineralizando na superfície do leito. Nessa fase também ocorre remoção de DQO em altos níveis, porém apenas uma pequena quantidade de compostos nitrogenados é removida. Ele opera com 3 células alternadas para que não haja entupimento e produção de metano por anaerobiose.

A segunda fase consiste de um WCFV com leito contendo areia grossa, ali é realizado o tratamento secundário onde ocorrem a remoção de nitrogênio e de organismos patogênicos para finalização do tratamento, além da diminuição do DQO e SST restantes (HOFFMANN, 2011). Um exemplo de sistema híbrido pode ser observado na Figura 9.

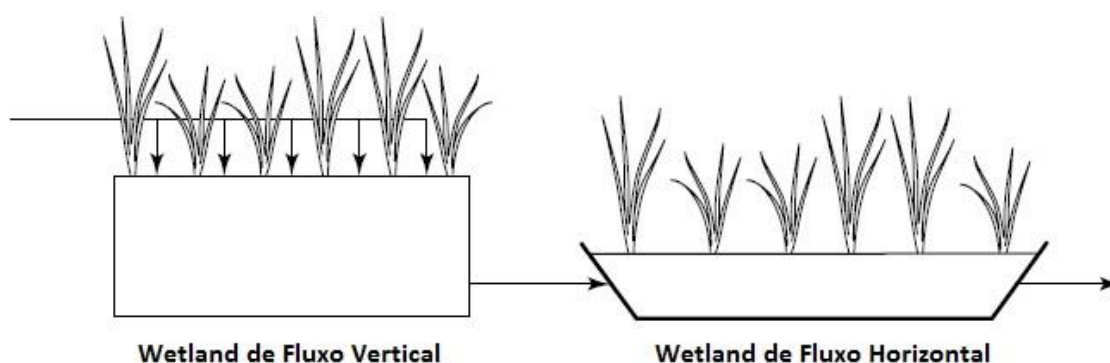


Figura 9 – ConFiguração possível para um sistema híbrido de Wetland Construída
Adaptado: Kadlec; Wallace (2009).

3.3.3 Aplicações de Wetlands Construídas

Estudos recentes publicados no campo de Wetlands Construídos tem mostrado que eles são eficientes para o tratamento de diversos tipos de efluentes urbanos e rurais, utilizando diferentes espécies de plantas e conFigurações de sistemas de tratamento. Essa diversificação é importante pois,

os experimentos científicos possuem um papel fundamental para testar a sinergia entre estas variáveis e aferir a melhor conFiguração do sistema de tratamento para cada situação, pois as condições socioambientais exercem forte influência na montagem e operação dos sistemas. (MOHEDANO, 2010, p. 66)

Um estudo utilizando a planta *Typha domingensis* para tratamento de resíduos de gado foi realizado por Pelissari et al. (2014). Foi utilizado um sistema de Wetland Construída de fluxo vertical (WCFV) e outro horizontal (WCFH), operando em paralelo e com efluente em fluxo lento. Foram avaliados a remoção de Nitrogênio Total (NT) e Nitrogênio Amoniacal (NH_4^+) nos dois sistemas para que fosse feita a comparação entre os dois fluxos. Obteve-se remoção de 59% de NT e 58 % de NH_4^+ para o WCFH, para o WCFV foram removidos 23% de NT e 80% de NH_4^+ , sendo deste 73% removido por processo de nitrificação.

A pesquisa feita por Araújo (2013) utilizou a macrófita junco (*Eleocharis sp.*) no pós-tratamento de vinhaça, advinda de reator anaeróbico horizontal de leito fixo. No projeto, em escala de bancada, foram construídos dois Leitos Cultivados, um de Fluxo Superficial Horizontal (LCFSH) e outro de Fluxo Superficial Vertical (LCFSV).

Nos dois sistemas foram analisados a remoção de matéria orgânica e a redução da condutividade elétrica. Os resultados obtidos foram de remoção de 70% no fluxo vertical (LCFSV) contra 50% do fluxo horizontal (LCFSH), a condutividade elétrica teve boa redução nos dois sistemas. Ambos resultados se mostraram satisfatórios, porém o sistema de fluxo vertical se revelou mais eficiente se comparado ao outro; além disso, cabe ressaltar que o junco teve boa adaptação à vinhaça.

Brugnago et al. (2013) realizou um experimento com as macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) para avaliar a remoção de nutrientes de esgoto doméstico e a fixação de carbono. O experimento foi feito utilizando esgoto sintético em duas lagoas piloto, operando em batelada e com tempo de retenção hidráulica (TRH) de 21 dias. Foram avaliados a remoção de fósforo e nitrato, a fixação de carbono (CO₂) e a produção de biomassa. Os resultados obtidos nesse experimento tiveram eficiência de 81% na remoção de nitrato, 92-84% na remoção de NTK (Total Kjeldahl Nitrogen), fósforo total (TP) com remoção de 82-90% e a produtividade média de biomassa chegou a 4,88 g/m²/d. Segundo Brugnago et al. (2013), a fixação de carbono foi satisfatória, tendo sido realizada majoritariamente em período diurno e chegando a níveis próximos de zero. O autor também recomendou a utilização de esgoto doméstico para futuros trabalhos.

Outro estudo utilizando lemnáceas foi realizado por Mohedano (2010) utilizando dejetos de suinocultura previamente tratados em biodigestor. Foram feitos dois experimentos com monitoramento de um ano. O primeiro foi feito em duas lagoas operando em série e foram avaliados sua eficiência, a produção de biomassa e o teor de proteína bruta. O segundo experimento foi realizado em bancada com o objetivo de avaliar a influência de CO₂ e sua absorção pelas lemnas e a eficiência na absorção de nitrogênio e fósforo. Nas lagoas em série, os resultados estiveram acima de 90% na remoção de NTK, nitrato, fósforo total, sólidos totais, DBO₅ e DQO. Ainda neste experimento foram removidos 2 log de *E. coli*, a produtividade de biomassa foi 180g/m² /dia com teor proteico médio de 35%. No segundo experimento, obteve-se maior eficiência em crescimento e remoção de nutrientes, além da captura de CO₂, na concentração de 100.000 ppm. As taxas de remoção foram de 1.6 mg/L/h para NO₃, 0,15 mg/L/h para PO₄ e a taxa de fixação de carbono obtida foi de 7,15g C/m²/dia. Mohedano (2010) conclui que as lagoas de lemnas tiveram bons resultados quanto a diminuição dos impactos ambientais causados pela suinocultura.

Um sistema Wetland Construído foi utilizado por Schulz, Gelbrecht e Rennert (2002) para o tratamento de efluente de aquicultura de truta-arco-íris (*Oncorhynchus mykiss*). O sistema foi construído de fluxo horizontal em um leito de areia com plantas da espécie *Phragmites australis*. Os tempos de retenção do efluente no sistema utilizados foram de 1, 3 e 5 L/min. Obteve-se redução de 95-97% dos Sólidos Suspensos Totais (SST), 64-73% da concentração de DQO, 49-68% na redução de fósforo total (PT) e de 20-41% na redução de nitrogênio total (NT) desse efluente de aquicultura.

Drizo et al. (1998) realizou um experimento utilizando um sistema Wetland Construído de Fluxo Horizontal para o tratamento de esgoto utilizando a planta

Phragmites australis. Foi utilizado o xisto como substrato e foi analisado a eficiência na remoção de amônia e fósforo, utilizando um sistema com planta e outro sem em escala de laboratório. Os resultados obtidos foram de remoção de fósforo acima de 98% para os dois sistemas, remoção completa de amônia e de 85-95% na remoção de nitrato para o sistema com plantas. Para o sistema sem plantas, obteve-se redução de 40-75% de amônia e de 45-75% na redução de nitrato.

O estudo realizado por Calheiros, Rangel e Castro (2007) avaliou 5 espécies de plantas no tratamento de efluente de curtume. Foi utilizado um sistema Wetland Construído de Fluxo Horizontal com taxa de retenção de 3 e 6 cm/dia, utilizando as plantas das espécies *Canna indica*, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Stenotaphrum secundatum* e *Iris pseudacorus*, além de um piloto sem vegetação. Os resultados obtidos foram a redução de 41-73% de DQO e 41-58% de DBO₅, as espécies *Typha latifolia* e *Phragmites australis* foram as que demonstraram melhor capacidade em se desenvolver.

3.4 LEGISLAÇÕES APLICADAS AO TRATAMENTO E DISPOSIÇÃO DE EFLUENTES

Os padrões e condições que os efluentes devem ter para serem despejados em corpos d'água são estabelecidos pela resolução do CONAMA nº 430 (2011), esta veio para alterar e complementar a resolução do CONAMA nº 357 (2005) que classifica as águas. Aquela classifica, em seu artigo 3º, efluentes como “[...] despejos líquidos provenientes de diversas atividades ou processos;” (CONAMA, 2011). Ainda a mesma classifica esgotos sanitários como “denominação genérica para despejos líquidos residenciais, comerciais, águas de infiltração na rede coletora, os quais podem conter parcela de efluentes industriais e efluentes não domésticos” (CONAMA, 2011).

A resolução nº 430 (CONAMA, 2011) delega ao órgão ambiental a incumbência de determinar a carga poluidora máxima das substâncias que podem estar presentes no efluente, de acordo com as diferentes atividades comerciais e industriais.

A Lei nº 9605 (BRASIL, 1998), que dispõe sobre crimes ambientais, caracteriza como crime o lançamento de resíduos líquidos que não estiverem de acordo com os padrões exigidos. Em seu artigo 54, parágrafo 2º, inciso V, é prevista a pena de reclusão de 1 a 5 anos para aqueles que cometerem esse crime (BRASIL, 1998).

As diretrizes e políticas nacionais de saneamento básico são definidas pela Lei nº 11445 (BRASIL, 2007). O 2º artigo dá a relação dos princípios fundamentais que norteiam os serviços públicos de saneamento básico. No 3º artigo são atribuídas definições a termos relativos a esse assunto, como: saneamento básico, gestão associada, controle social, entre outros.

A Lei nº 11445 (BRASIL, 2007) dispõe de capítulos que tratam sobre os prestadores de serviços de saneamento e suas exigências, bem como suas

obrigações e deveres com a população e o poder público. A seguir, são dadas as diretrizes para o planejamento dos serviços públicos de saneamento, da sua regulação e de aspectos técnicos, econômicos e sociais.

No artigo 52 dessa Lei (BRASIL, 2007), é dada à União a responsabilidade de elaborar o Plano Nacional de Saneamento Básico – PNSB e os planos regionais de saneamento básico.

Por fim, o artigo 53 da Lei nº 11445 (BRASIL, 2007) institui o Sistema Nacional de Informações em Saneamento Básico – Sinisa. Esse sistema tem como objetivo facilitar o monitoramento dos serviços de saneamento básico, realizando coletas de dados e sistematizando-os; fornecendo estatísticas, indicadores e outras informações pertinentes a esses serviços e sua abrangência no país.

3.5 PNEUMÁTICOS E O MEIO AMBIENTE

A produção e descarte de pneumáticos são regulados pela resolução do CONAMA nº 416 (2009), que descreve que a destinação adequada de pneus inservíveis previne a degradação do meio ambiente. A resolução indica que “os pneus usados devem ser preferencialmente reutilizados, reformados e reciclados antes de sua destinação final adequada” (CONAMA, 2009).

Ainda segundo esta resolução no artigo 2º inciso VI, a destinação ambientalmente adequada de pneus inservíveis consiste em descaracterizá-los de sua forma original, para que seus componentes sejam reutilizados e reciclados, prevenindo os riscos à saúde pública e ao meio ambiente.

No artigo 11 da resolução nº 416 do CONAMA (2009) cabe aos fabricantes e importadores incentivar a devolução de pneus usados, além de incentivar pesquisas quanto a reutilização, reciclagem e disposição adequada de pneus usados.

Finalmente, esta resolução veda a disposição e queima de pneus a céu aberto, em corpos de água, terrenos baldios e aterros sanitários.

Conforme explica Nohara et al. (2006), os pneus são classificados como resíduos inertes, ou seja, não são solubilizados pela água ao entrarem em contato. A autora ainda menciona que mesmo que eles sejam assim classificados o risco de impacto ambiental é grave, isso porque o pneu é composto por borracha, aço e tecido de poliéster ou náilon; não sendo esses componentes biodegradáveis, a decomposição de pneus leva em torno de 600 anos.

Os pneus descartados inadequadamente no solo servem de local para a proliferação de insetos e roedores que transmitem doenças ao ser humano. Entre as doenças mais comuns temos a dengue, transmitida pela picada do mosquito *Aedes aegypti*, e a leptospirose, transmitida pela urina de roedores (NOHARA et al., 2006).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 LOCAL DE INSTALAÇÃO DO SISTEMA WETLAND HORIZONTAL

O projeto proposto foi realizado na cidade de Londrina-PR na Universidade Tecnológica Federal do Paraná. A construção da estação experimental foi próxima à caixa de retenção de gordura do Restaurante Universitário do campus (Figura 10).



Figura 10 - Local de construção da estação experimental
Fonte: Google Earth (2016).

4.2 CARACTERIZAÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

4.2.1 Dimensionamento do Sistema

O dimensionamento do sistema WCH foi realizado de acordo com a metodologia indicada por Sezerino (2013). Considera-se inicialmente a DBO de entrada e de saída, como pode ser visto à seguir.

- **DBO_{afluente} ao WH**
Supondo que DBO_{5,20} afluente ao sistema será igual a: 300 mg/L
- **DBO_{efluente} do WH**

Supondo Eficiência de 80% na remoção de DBO afluente ao WCH, a DBO final afluente ao WCH será igual a:

$$80 = \frac{(300 - DBO_{\text{Lançamento}})}{300} \times 100 \rightarrow DBO_{\text{Lançamento}} = 60 \text{ mg/L} \quad (6)$$

- **Área superficial do Filtro Horizontal**

$$\frac{C_e}{C_o} = e^{-K_T t} \quad (7)$$

Onde:

C_e = concentração efluente em termos de DBO_5 (mg/L);

C_o = concentração afluente em termos de DBO_5 (mg/L);

K_T = constante de reação da cinética de primeira ordem – dependente da temperatura T (d^{-1});

t = tempo de retenção hidráulico (d).

O tempo de retenção hidráulico na Equação 7 é função da porosidade do maciço filtrante, do volume do filtro e da vazão que se deseja tratar (Equação 8).

$$t = n \frac{V}{Q} \quad (8)$$

Onde:

t = tempo de retenção hidráulico (d);

n = porosidade do material filtrante (m^3 vazios/ m^3 material);

V = volume do filtro (m^3);

Q = vazão (m^3/d).

Tem-se, então, a possibilidade de estimar a área superficial requerida para o filtro plantado com macrófitas, trabalhando-se com as Equações 7 e 8, conforme segue:

$$C_e = C_o e^{-K_T t} \quad (9)$$

Modificada aplicando o logaritmo natural:

$$Q = \frac{K_T \times p \times n \times A}{(\ln C_o - \ln C_e)} \quad (10)$$

Substituindo a Equação 10 na Equação 8:

$$Q = \frac{K_T \times p \times n \times A}{(\ln C_o - \ln C_e)} \quad (11)$$

Como o volume (V) é o produto da área (A) pela profundidade (p), tem-se:

$$Q = \frac{K_T \times p \times n \times A}{(\ln C_o - \ln C_e)} \quad (12)$$

Isolando Q, obtêm-se:

$$Q = \frac{K_T \times p \times n \times A}{(\ln C_o - \ln C_e)} \quad (13)$$

Onde:

A = área superficial requerida (m²);

Q = vazão afluente (m³/d);

C_o = concentração afluente em termos de DBO₅ (mg/L);

C_e = concentração efluente em termos de DBO₅ (mg/L);

K_T = constante de reação da cinética de primeira ordem (d⁻¹);

η = porosidade do material filtrante (m³ vazios/m³ material);

p = profundidade média do filtro (m).

Foi adotado:

K = 0,82 d⁻¹ (Conley *et al.*, 1991; Reed *et al.*, 1998);

η = 0,35 (areia);

p = 0,65 m.

- **Vazão do WCH**

Após a construção do sistema, foi obtido a área superficial do sistema para que se pudesse obter a vazão necessária afluente do sistema, de acordo com as dimensões medidas:

Dimensões do WCH	
Largura Superior (L)	0,8 m
Profundidade (p)	0,65 m
Comprimento (C)	2,6 m
Área Superficial (A)	2,08 m ²
Volume (V)	1,352 m ³

Tabela 1: Dimensões do sistema WCH

Com esses dados, substitui-se os valores na equação (13) de modo que se pudesse obter a vazão diária de pulso do sistema:

$$Q = \frac{0,8 \times 0,65 \times 0,35 \times 2,0}{(\ln 300 - \ln 60)} = 220 \text{ L/d}$$

4.2.2 Esquema de Funcionamento do Wetland Construído

Na Figura 11 é possível visualizar o esquema de funcionamento e demais detalhes da bancada experimental.

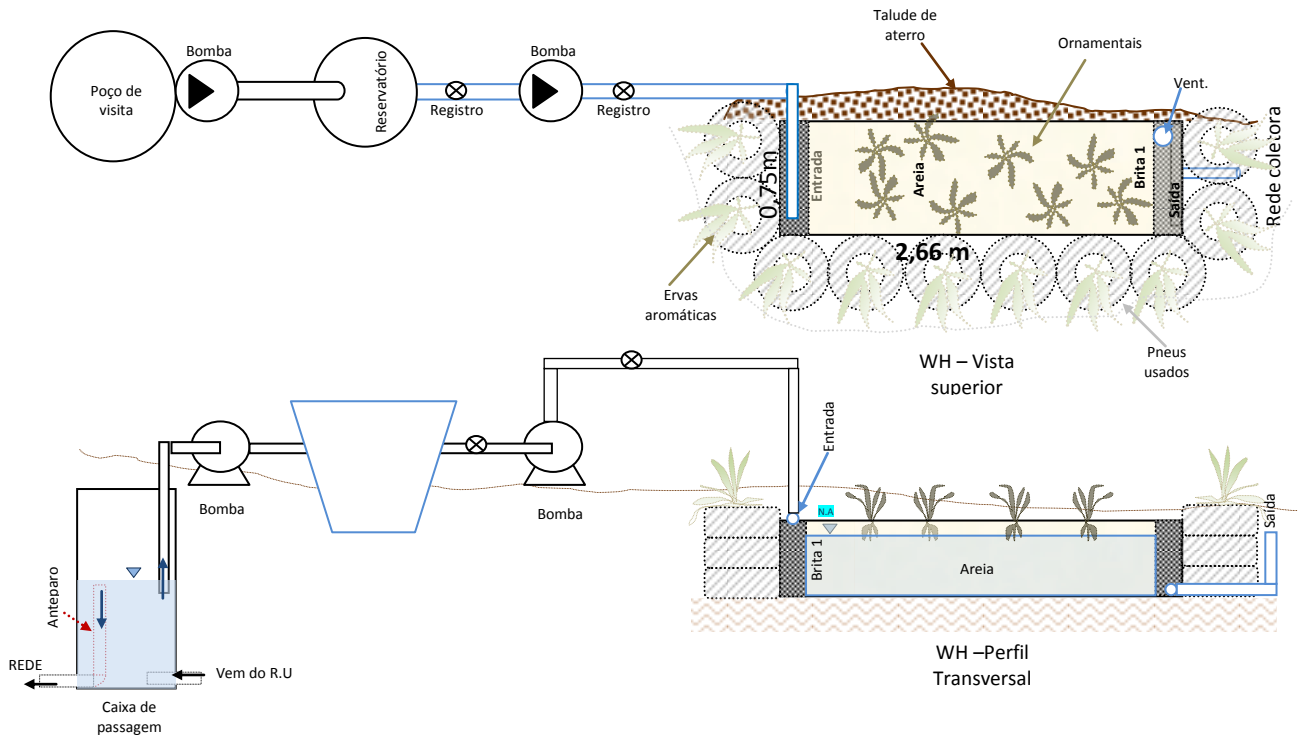


Figura 11 – Esquema de funcionamento da bancada experimental

Fonte: De Carvalho Jr. (2013).

O sistema constituiu-se de um tanque construído com o uso de pneumáticos automotivos para que desse suporte ao maciço filtrante que preencheria o tanque. O maciço filtrante usado foi areia grossa, na faixa de entrada e saída do sistema foi usado brita nº 0,5 para homogeneizar a distribuição de esgoto na entrada do sistema e na captação de saída.

Aderido ao maciço filtrante foi colocada as mudas de Typha na razão de 6 mudas/m², sendo 10 mudas no total. Junto aos pneumáticos automotivos foram colocadas plantas ornamentais para fins paisagísticos do sistema.

A coleta do esgoto afluyente do sistema era feita na caixa de gordura que recebia o esgoto proveniente do restaurante universitário. O esgoto era captado e direcionado a um reservatório de 300L, aonde uma bomba submersa fazia a alimentação do sistema.

4.2.3 Análise Granulométrica da Areia

A análise granulométrica da areia foi feita de acordo com a metodologia apresentada por Das (2013). Uma quantidade de areia foi pesada e foi passada por uma série de peneiras de determinadas aberturas, até que atingisse a bandeja inferior que reteve os menores grãos da amostra. Essas peneiras estavam acopladas à uma

mesa agitadora que fez com que as partículas descessem pelo conjunto de peneiras. A agitação teve duração de quinze minutos na máxima intensidade do aparelho. Após o desligamento, as massas retidas em cada peneira foram pesadas e foi calculada a porcentagem de massa de areia passante, em relação à massa total da amostra. Com os resultados obtidos, foi plotado um gráfico com a porcentagem de areia passante pelo diâmetro de abertura de cada peneira.

Por aproximação dos resultados, foi possível obter os parâmetros D_{60} , D_{30} e D_{10} . Esses parâmetros representam o diâmetro efetivo que remetem à porcentagem de areia passante pela peneira; no caso, 60, 30 e 10%, respectivamente. Além disso foi calculado o coeficiente de uniformidade (U), que se obteve pela razão dos valores de D_{60} pelo D_{10} (DAS, 2013).

A análise foi realizada no Laboratório de Solos da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Londrina. Duas das peneiras descritas pela metodologia estavam indisponíveis, sendo elas as de 0,250 mm e 0,180 mm. Estas peneiras foram substituídas por peneiras de granulações mais próximas, as de 0,250 mm e 0,180 mm foram substituídas pelas peneiras de 0,300 mm e 0,212 mm, respectivamente. O resultado da análise é descrito na Tabela 2.

Análise Granulométrica da Areia						
Peneira (mm)	Tara da Peneira (g)	Massa da Peneira com Areia Retida (g)	Massa de Areia Retida (g)	Massa de Areia Passante (g)	Percentual de Areia Passante (%)	
4,75	387,86	391,93	4,07	713,25	99,43	
2,00	362,56	394,58	32,02	681,23	94,97	
0,850	269,36	417,40	148,04	533,19	74,33	
0,425	266,38	532,76	266,38	266,81	37,20	
0,300	248,31	368,09	119,78	147,03	20,50	
0,212	244,46	326,50	82,04	64,99	9,06	
0,150	237,34	279,25	41,91	23,08	3,22	
0,075	240,49	261,98	21,49	1,59	0,00222	
Fundo	299,48	301,07	1,59	0	0	
Massa entrante de areia: 717,32 g; Massa Retida Total = 717,32 g						

Tabela 2: Resultados da Análise Granulométrica da Areia

A partir desses dados, foi construído um gráfico com a curva de distribuição granulométrica da amostra de areia. A curva é apresentada na Figura 12.

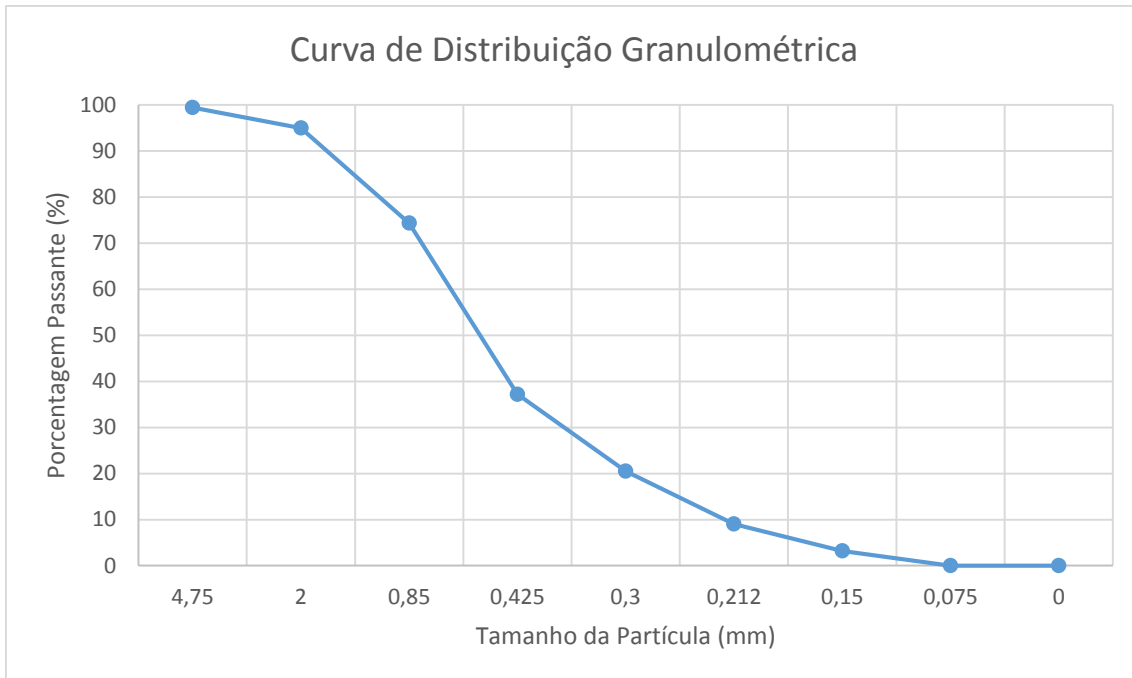


Figura 12 - Curva de distribuição granulométrica da areia

Por aproximação, os diâmetros efetivos e o coeficiente de uniformidade foram obtidos para essa amostra de areia (Tabela 3).

Diâmetro Efetivo e Coeficiente de Uniformidade da Amostra de Areia
$D_{10} = 0,234 \text{ mm}$
$D_{30} = 0,343 \text{ mm}$
$D_{60} = 0,686 \text{ mm}$
$U = 2,932$

Tabela 3: Diâmetros efetivos e coeficiente de uniformidade da amostra de areia

O valor do coeficiente de uniformidade foi satisfatório para a utilização dessa areia no sistema, tendo seu valor abaixo de 3,5 como indicado por Sezerino (2013).

4.2.4 Macrófita

A espécie de macrófita utilizada no experimento foi a *Thypha domingensis* (Pers.), conhecida popularmente como Taboa, na razão de 6 mudas/m² de superfície, sendo 10 mudas fixadas no maciço. Essa planta possui belo aspecto paisagístico, causando embelezamento do sistema. Esta espécie não necessitava de cuidados intensos para o seu desenvolvimento e possuía zona de raízes que permitia o surgimento de bactérias que tratam efluentes.

Essas macrófitas foram coletadas no Aterro do Lago Igapó na cidade de Londrina-PR, em um local de brejo próximo a um córrego que passa naquela região. No total foram coletadas 10 mudas desta espécie (Figura 13). O preparo das mudas para introdução no sistema foi feito com o aparo de suas folhas, de modo que ficassem com altura média de 0,5 metro.



Figura 13 – Fotografia das macrófitas após a coleta
Fonte: Autoria Própria (2016).

4.2.5 Captação do Esgoto e Alimentação do Sistema

O afluente do sistema WCH foi o esgoto proveniente da caixa retentora de gordura do Restaurante Universitário da UTFPR, campus Londrina. A captação era feita por uma bomba de 0,5 CV e vazão nominal de 1500L/h. A bomba direcionava o esgoto até um reservatório de 300L que tinha como objetivo acumular esgoto para a alimentação do sistema, considerando a grande variação de vazão do efluente do RU. Um anteparo foi colocado dentro da caixa retentora de gordura para que esta acumulasse esgoto necessário para encher o reservatório, devido à variação da quantidade de efluente do RU (Figura 14).

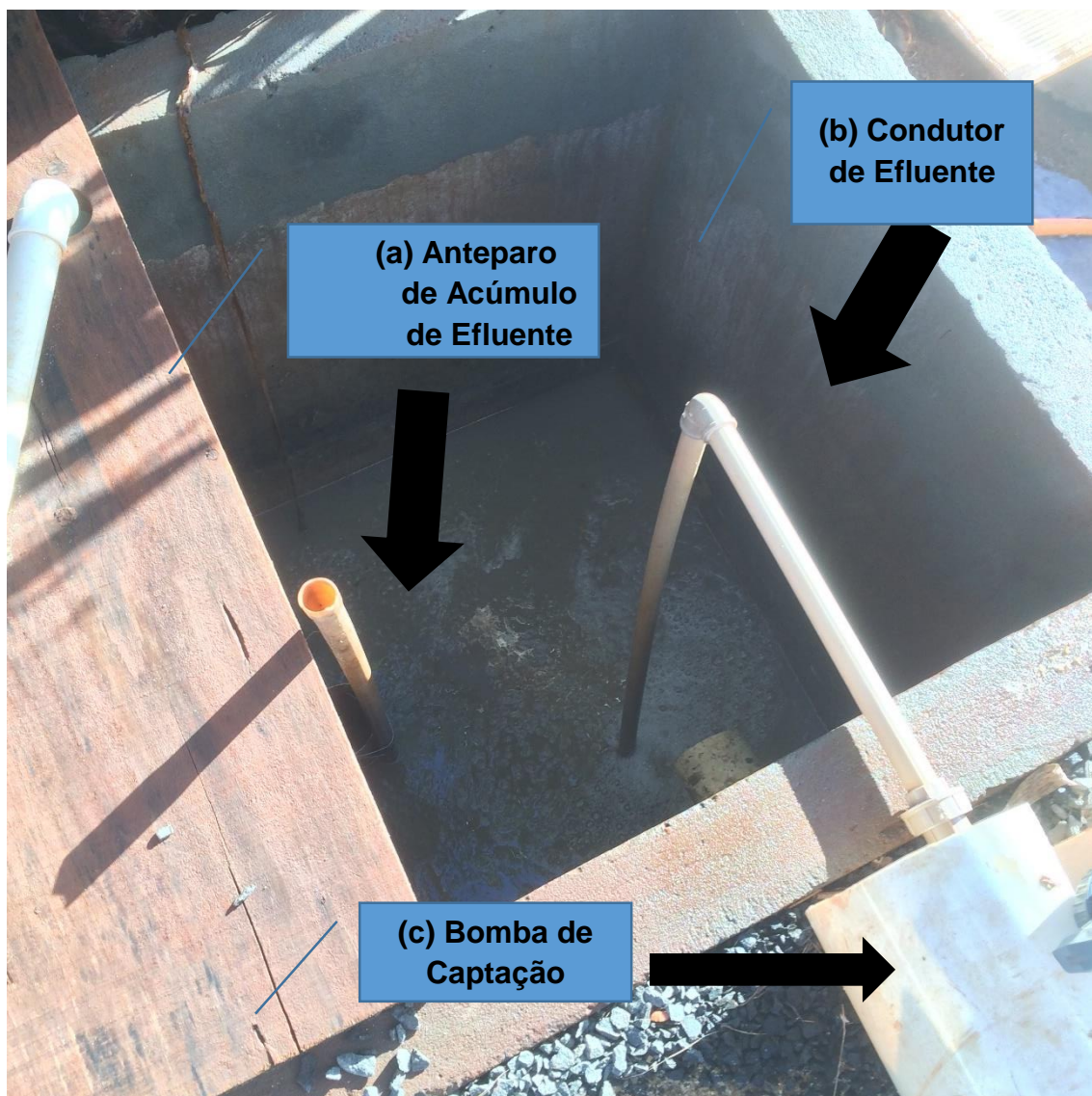


Figura 14 – Fotografia da caixa retentora de gordura: (a) Anteparo de acúmulo de efluente; (b) Condutor de efluente e (c) bomba de captação de efluente
Fonte: Autoria Própria (2016).

A alimentação do sistema WCH foi feita por uma bomba submersa no tanque com vazão aparente de 2L/min ou 120L/h. Ela estava posicionada na metade da altura do tanque, de modo que os sólidos sedimentados no fundo do tanque e a gordura da superfície não interferissem na alimentação (Figura 15).

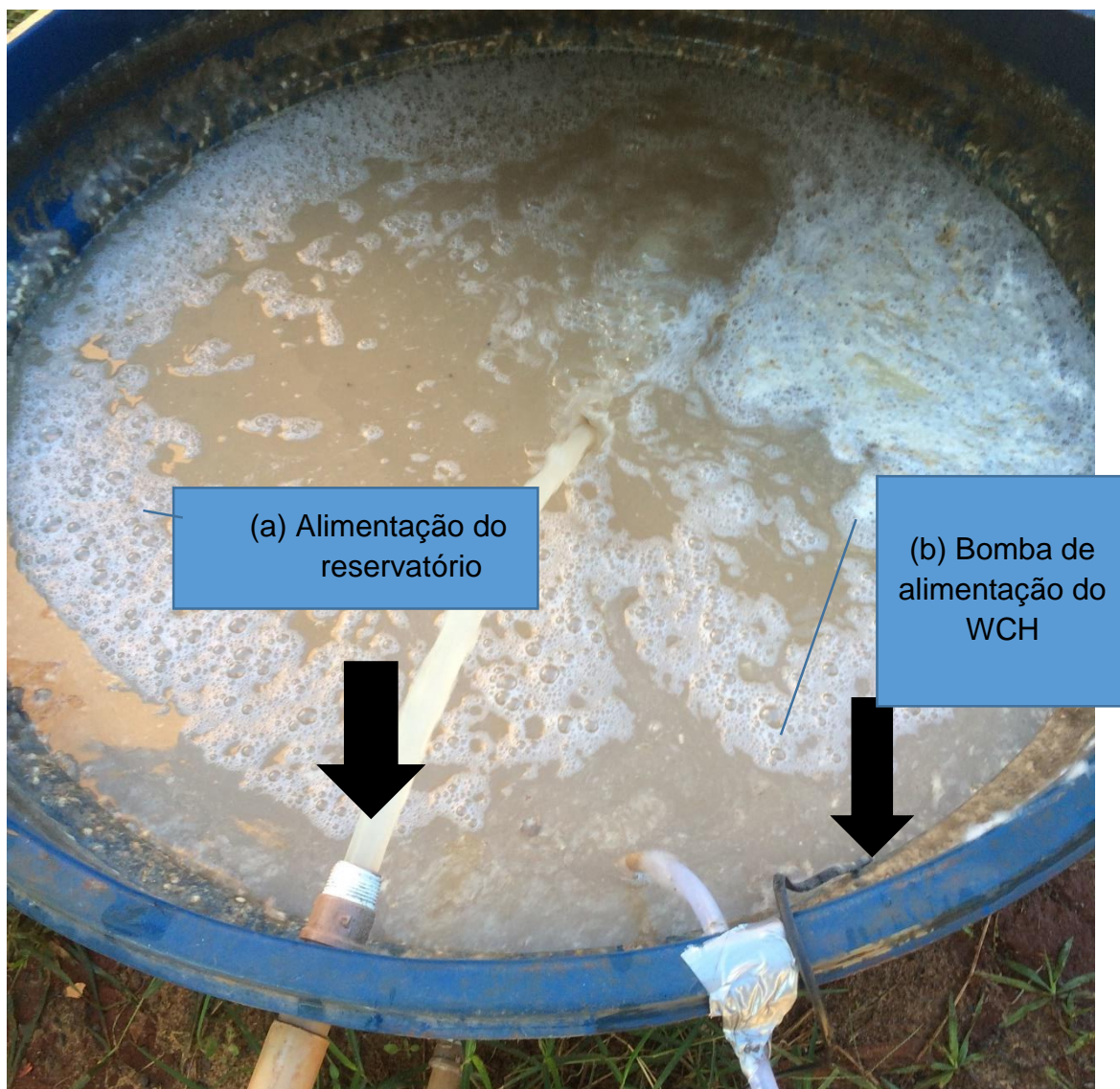


Figura 15 – Fotografia do reservatório para acúmulo de esgoto: (a) alimentação do reservatório, (b) bomba submersa de alimentação do sistema
Fonte: Autoria Própria (2016).

A bomba submersa direcionava o esgoto até um distribuidor acoplado à entrada do sistema, este distribuidor foi construído com cano de PVC perfurado com broca de 8 mm de diâmetro com espaçamento de 2 cm. O distribuidor foi fixado junto a um cano de metal que foi introduzido a brita do sistema, de modo que o distribuidor não se movesse (Figura 16).

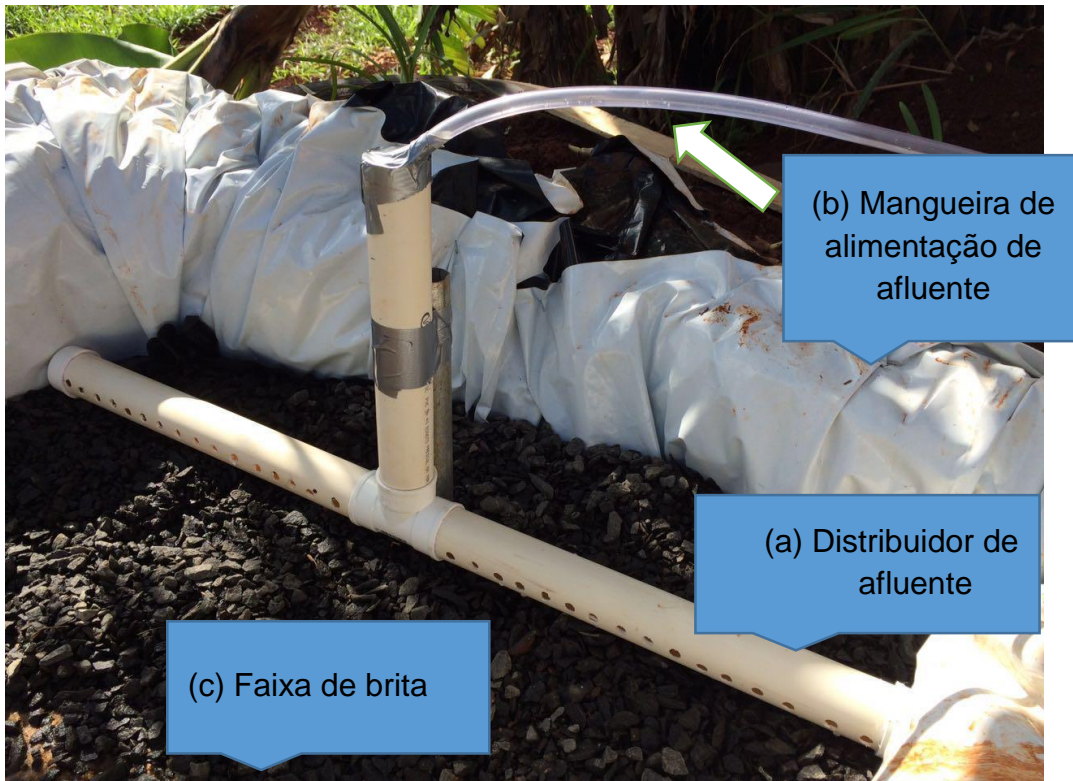


Figura 16 – Fotografia do alimentador do sistema WCH: (a) Alimentador de PVC; (b) Mangueira condutora de afluente e (c) faixa de brita homogeneizadora de fluxo
Fonte: Autoria Própria (2016).

O sistema foi alimentado com um pulso diário de 220L no período da manhã, com duração de 1h e 10 min. Antes da alimentação, o reservatório era cheio com o esgoto do RU de modo que não houvesse interrupção da alimentação por falta de esgoto.

4.3 CONSTRUÇÃO DA UNIDADE EXPERIMENTAL

O sistema Wetland foi construído utilizando-se os materiais apresentados na Tabela 4.

Materiais Usados na Construção do Sistema

32 pneumáticos automotivos
22,4 m² de tecido não tecido (TNT)
36 m² de Lona Plástica de Poliuretano (200 micra de espessura)
Areia Grossa
Brita n° 1
Arame galvanizado
Cola adesiva para PVC
3 metros de cano PVC 40 mm
Conexões Hidráulicas
Ferramentas

Tabela 4: Materiais usados na construção do sistema WCH

O projeto foi desenvolvido para que pudesse ser realizado com materiais de fácil acesso e de baixo custo para quem desejasse fazê-lo. Os pneus utilizados foram doados por uma revenda de pneus da cidade que seriam enviados para reciclagem. Foram usados 32 pneus de diversos tamanhos na construção deste WCH.

O local de construção consistia em um relevo acidentado que foi nivelado para que pudesse abrigar o sistema (Figura 17), esse local foi escolhido por se situar próximo à caixa de retenção de gordura, de onde provinha o esgoto tratado.



Figura 17 – Fotografia do local de construção do WCH

Fonte: Aatoria Própria (2016).

Após a limpeza do terreno, os pneus foram dispostos formando um retângulo, sendo que apenas 3 lados eram formados de pneus. O outro lado consistiu do barranco que havia sido nivelado, onde o sistema foi apoiado (Figura 18).



Figura 18 – Fotografia do primeiro nível de pneus
Fonte: Aatoria Própria (2016).

Cada pneu foi perfurado por uma furadeira e eles foram amarrados entre si com o arame galvanizado (Figura 19-a). Posteriormente, eles foram forrados com saco plástico para que não houvesse vazamento do material de preenchimento (Figura 19-b). Eles, então, foram preenchidos com terra úmida e esta foi compactada, de modo que o pneu ficasse pesado e rígido, para que desse suporte à estrutura (Figura 19-c).



Figura 19 – Fotografia dos pneumáticos: (a) Amarra dos pneus com arame; (b) Forramento interno do pneu e (c) Preenchimento com terra e ancoragem da camada inferior ao talude
Fonte: Autoria Própria (2016).

Foram feitos 4 camadas de pneus preenchidos com terra e cada uma foi disposta alternadamente em cima da camada inferior (Figura 20).



Figura 20 – Fotografia da segunda, terceira e quarta camada de pneus (de cima para baixo, da esquerda para a direita, respectivamente)

Fonte: Autoria Própria (2016).

Após a construção, o sistema foi calafetado em seu interior, ou seja, foi forrado com uma mistura 20/20/10 litros de terra, palha seca e água, respectivamente. Isso foi realizado de modo que os espaços vazios fossem preenchidos e dessem suporte ao forramento, para que regularizar a superfície interna que posteriormente recebeu a camada impermeabilizante (Figura 21).



Figura 21 – Fotografia da calafetação interna dos pneus
Fonte: Autoria Própria (2016).

A base do WC foi preenchida com areia (Figura 22-a) e foi forrada com 3 camadas de tecido não tecido (TNT) de dimensões 1,4 m x 4 m, para que servisse como manta geotêxtil evitando o desmoronamento do barranco e o contato de terra com a lona impermeabilizante (Figura 22-b). Os tecidos foram fixados na parede interna do pneu, na parede do barranco e no chão do sistema, de forma a forrar todo

o interior do sistema. O sistema WC foi então forrado com as 3 camadas de lona plástica de poliuretano de 200 micra de espessura (Figura 22-c) e, sobre essas, mais uma camada de TNT, para que houvesse amortecimento da brita e areia colocadas sobre a lona (Figura 22-d).



Figura 22 – Fotografia da impermeabilização do WCH: (a) preenchimento com areia; (b) revestimento de TNT; (c) revestimento de lona 200 micra e (d) revestimento de lona 200 micra dupla face

Fonte: Autoria Própria (2016).

Após o forramento do sistema, foi feito o preenchimento de seu interior com a brita nº1 e areia grossa. O preenchimento foi feito com a brita na entrada e saída do sistema, de modo que cada parte ocupasse 30 centímetros ao longo do comprimento do sistema. A brita foi utilizada para homogeneizar o esgoto na entrada do sistema e na captação do efluente na saída. A parte do meio foi preenchida com areia grossa que serviu como maciço filtrante do sistema. Para que não houvesse mistura entre a areia e a brita, utilizou-se um separador ao longo da largura do sistema (Figura 23).

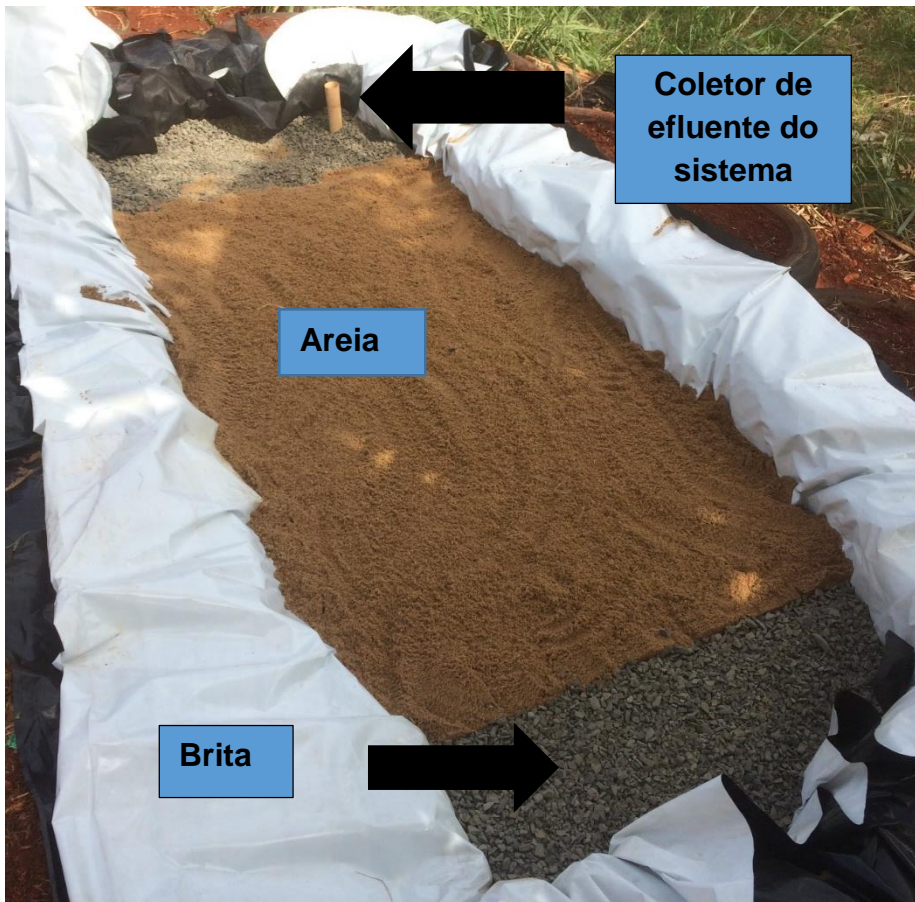


Figura 23 – Fotografia do preenchimento interno do sistema: areia, brita e coletor de efluentes
Fonte: Autoria Própria (2016).

O coletor de efluente foi construído a partir de um cano de PVC de 40 centímetros, perfurado longitudinalmente e disposto na parte inferior da camada de brita que estava na saída do sistema (Figura 24).



Figura 24 – Fotografia da saída do efluente do sistema: (a) coletor de efluente do WCH e (b) cano de saída de efluente

Fonte: Autoria Própria (2016).

Após a coleta, as mudas de *Typha* foram levadas ao WC e plantadas na areia. A disposição delas foi realizada em 3 linhas ao longo do comprimento do sistema, com 4 mudas nas linhas externas e 2 mudas na linha interna (Figura 25).



Figura 25 – Fotografia das macrófitas aderidas ao WCH
Fonte: Aatoria Própria (2016).

A fim de evitar inundação do sistema pelas águas pluviais, foi cavada uma vala no barranco paralelamente ao sistema para que a água escoasse e não atingisse o sistema, fazendo com que a água fosse desviada para as laterais.

No lado em que estava o barranco, no qual o sistema estava apoiado, foi depositado areia entre as lonas e a parede do barranco. Isso foi feito para preencher os espaços vazios e para que houvesse amortização do atrito entre o sistema e o barranco.

Após a finalização da construção, as lonas foram grampeadas e o sistema foi completado com água a fim de observar o tempo de detenção da água, sua saída pelo coletor e a fim de verificar se havia vazamentos na estrutura.

No exterior da estrutura, foram plantadas mudas de plantas ornamentais nos pneus preenchidos com terra para melhorar os aspectos de integração paisagística do sistema (Figura 26).



Figura 26 – Fotografia da ornamentação do sistema
Fonte: Autoria Própria (2016).

Após o plantio das mudas de Typha, a construção foi finalizada como pode ser observado na Figura 27.



Figura 27 – Fotografia do perfil do sistema WCH

Fonte: Aatoria Própria (2016).

4.4 ROTINA DE ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

A coleta das amostras foi feita na entrada e saída do sistema, com análise realizada duas vezes por semana e por amostragem simples. Após as coletas, as amostras foram acondicionadas e enviadas ao Laboratório de Saneamento do campus, onde as características físicas e químicas delas foram analisadas. Na Tabela 5 estão apresentados os parâmetros analisados, de acordo com a metodologia APHA (2012).

Parâmetro	Método	Frequência
Alcalinidade Total (mg CaCO ₃ /L)	Titulométrico Potenciométrico – Standard Methods 2320 B.	2 vezes por semana
DQO (mg DQO/L)	Digestão em Refluxo Fechado – Colorimétrico – Standard Methods 5220 D.	2 vezes por semana
Fosfato (mg PO ₄ -P/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500-P E.	2 vezes por semana
N- NTK	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-N _{org} B.	2 vezes por semana
N. Amoniacal (mg NH ₃ .N/L)	Método Titulométrico – Standard Methods 4500-NH ₃ C.	2 vezes por semana
Nitrato (mg NO ₃ -N/L)	Colorimétrico – Standard Methods 4500 – NO ₃ ⁻ B.	2 vezes por semana
pH	Eletrométrico – Standard Methods 4500-H ⁺ B.	2 vezes por semana
ST (mg SS/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 D.	2 vezes por semana
SST (mg SSV/L) (fixos e voláteis)	Secagem a 103-105°C – Standard Methods 2540 B.	2 vezes por semana

Tabela 5 - Metodologias empregadas no monitoramento físico-químico

Fonte: APHA (2012).

5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 CUSTOS DA CONSTRUÇÃO DO SISTEMA

O sistema foi projetado de modo que pudesse ser construído com materiais de fácil acesso e com o menor custo possível. A tabela 6 mostra os valores gastos com cada material que foi utilizado na construção do sistema.

CUSTOS DA CONSTRUÇÃO DO SISTEMA		
Item	Quantidade	Custo (R\$)
Cano PVC	2 metros	7,00
Areia Grossa	1,5 metros cúbicos	128,85
Brita nº 1	0,5 metro cúbico	33,95
Manta TNT 0,50c	22,4 metros quadrados	22,35
Lona Preta	12 metros quadrados	21,60
Lona Dupla Face	24 metros quadrados	48,00
Arame Galvanizado	1 rolo	9,50
Conexões Hidráulicas	12 peças	19,98
Custo Total		291,23

Tabela 6 - Custo dos Materiais Utilizados

5.2 CARACTERÍSTICA DO EFLUENTE TRATADO

O efluente tratado consistia em esgoto sanitário do Restaurante Universitário da UTFPR – Campus Londrina. O esgoto era composto por água de pias para lavar as mãos, banheiros, lavagem de alimentos, lavagens de utensílios de cozinha, descarte da máquina de suco e da máquina usada para lavar talheres e pratos sujos.

A aparência visual deste efluente variava diariamente, levando em conta o fluxo do restaurante, os tipos de alimentos preparados e o tempo de residência do esgoto na caixa de passagem e no reservatório de alimentação.

5.3 CONDIÇÕES CLIMÁTICAS DE OPERAÇÃO

O sistema operou durante as duas últimas semanas do mês de maio e nas duas primeiras semanas do mês de junho. Essa época consistiu no período de outono na cidade de Londrina-PR. O período foi marcado com temperaturas muito elevadas na primeira semana e baixas no mês de junho, além de apresentar chuvas frequentes.

As Figuras 28 e 29 mostram as precipitações acumuladas e temperaturas máximas e mínimas dos meses de maio e junho, respectivamente.

Maio 2016						
dia	tmáx °C	tmin °C	tmed °C	prec mm	u.r. %	ETP mm
1	21,8	6,7	13,7	0,0	48	3,3
2	24,4	7,0	16,0	0,0	53	3,3
3	26,8	10,4	19,1	0,0	55	3,1
4	27,2	12,2	20,0	0,0	63	2,9
5	26,8	15,4	20,7	0,0	69	2,5
6	22,6	15,6	19,0	0,0	81	1,5
7	21,2	16,8	18,6	3,5	92	1,1
8	18,7	17,6	17,9	38,6	97	0,5
9	18,0	17,2	17,4	87,6	100	0,5
10	19,6	16,0	17,6	31,8	96	0,9
11	22,2	16,8	19,2	0,0	91	1,4
12	24,3	17,2	20,4	0,5	83	1,8
13	25,0	16,2	20,1	0,0	73	2,8
14	24,5	14,8	19,1	0,0	77	3,0
15	28,0	14,0	21,4	0,0	73	2,8
16	24,2	19,8	19,3	9,2	83	1,7
17	23,6	11,4	16,6	0,0	74	2,4
18	15,8	12,0	14,0	13,5	94	0,8
19	18,8	14,0	16,4	3,4	82	1,0
20	24,8	14,4	19,0	0,0	86	2,0
21	22,8	18,0	20,2	5,9	92	1,1
22	21,8	20,4	16,8	0,4	93	0,8
23	19,0	11,0	13,3	13,4	72	2,3
24	20,0	8,0	13,9	0,0	75	2,3
25	22,8	11,0	16,7	0,0	74	2,5
26	25,0	13,0	18,2	2,2	69	2,2
27	22,6	17,8	18,8	10,3	89	1,4
28	23,4	15,0	17,4	53,4	92	1,8
29	19,2	15,2	16,8	10,6	92	0,9
30	17,4	15,8	16,5	10,6	97	0,6
31	20,0	16,2	18,2	8,6	97	0,9
TOTAL				292,9		

Figura 28 – Precipitações e temperaturas registradas no mês de maio de 2016

Fonte: IAPAR (2016).

Junho 2016						
dia	tmáx °C	tmin °C	tmed °C	prec mm	u.r. %	ETP mm
1	20,8	17,1	19,3	1,5	97	0,7
2	21,6	13,8	17,1	15,0	77	1,9
3	20,8	12,4	15,8	0,0	85	1,6
4	16,4	14,8	15,5	0,0	79	0,6
5	20,3	15,3	18,2	53,0	99	0,7
6	20,0	17,8	16,0	7,0	96	0,6
7	20,0	13,1	14,4	32,0	75	1,9
8	18,8	6,4	11,5	0,0	63	2,2
9	18,8	6,0	10,9	0,0	62	2,1
10	19,8	5,8	12,1	0,0	57	2,0
11	17,0	5,2	12,3	0,0	53	2,2

Figura 29 – Precipitações e temperaturas registradas no mês de junho de 2016

Fonte: IAPAR (2016).

Pelos dados obtidos, observa-se que a cidade de Londrina, onde o WCH está localizado, registrou temperatura máxima de 25°C e temperatura mínima de 5,8°C. A precipitação acumulada máxima foi observada na última semana de análise com precipitação de 53 mm.

5.4 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

5.5.1 Alcalinidade e pH

Os resultados obtidos nas análises de alcalinidade são mostrados na Figura 30.

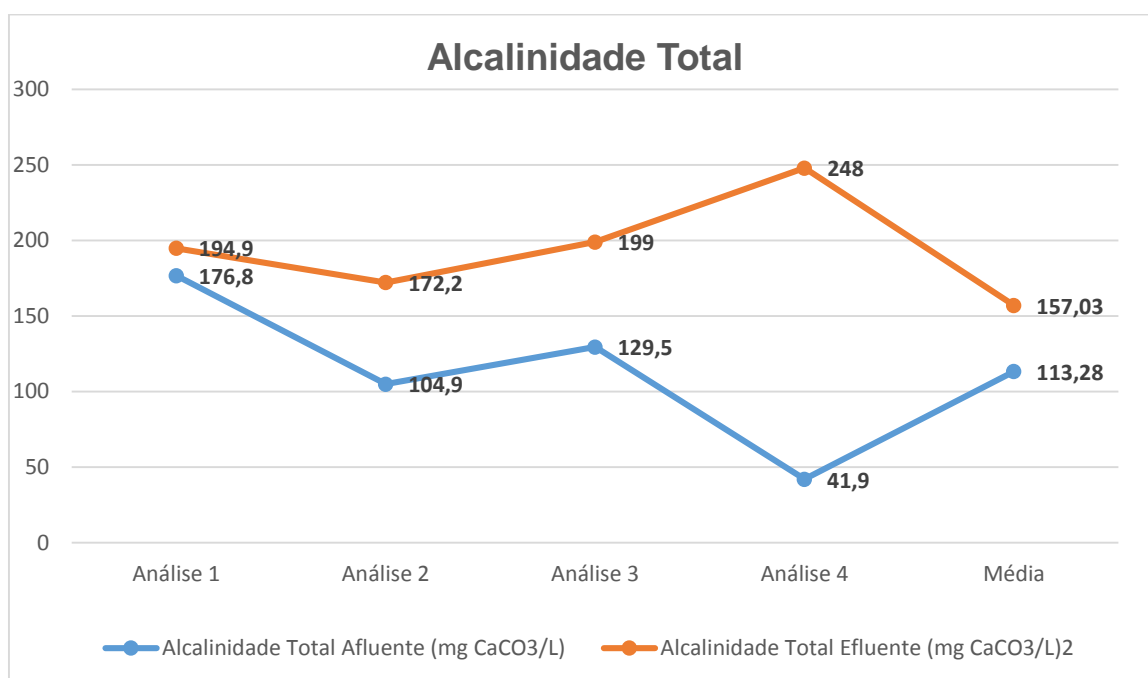


Figura 30 – Alcalinidade Total

Pode se observar pelo gráfico que a alcalinidade total do esgoto aumentou ao passar pelo sistema. Isso ocorreu devido à composição mineral das britas do maciço filtrante no momento em que o esgoto entrou em contato com ela.

A alcalinidade total do afluente teve valor médio de 113,28 mg CaCO₃/L, com valores máximos e mínimos de 176,8 e 41,9 mg CaCO₃/L, respectivamente. A alcalinidade total média do efluente foi de 157,03 mg CaCO₃/L, com valores máximos e mínimos de 248 e 172,2 mg CaCO₃/L, respectivamente. O aumento máximo da

alcalinidade total do esgoto tratado foi registrada na última análise com o aumento de 491,89%.

As análises de pH do afluente e efluente do sistema são mostrados na Tabela 7.

Análise de pH			
Análise	pH Afluente	pH Efluente	Aumento
1	7,76	8,30	6,96 %
2	5,63	7,98	41,74 %
3	5,39	6,72	24,68 %
4	4,87	6,83	40,25 %
Média	5,91	7,46	

Tabela 7 - Valores médios e aumento do pH

Em geral o pH do afluente apresentou-se levemente ácido e, após o tratamento, o esgoto ficou com o pH levemente básico, próximo ao neutro. De acordo com a resolução nº430 (CONAMA, 2011), o pH do efluente encontrava-se de acordo com os padrões de lançamento de efluentes, situando-se entre 5 e 9. Observou-se ainda a variância do esgoto pela alcalinidade inicial e pelo pH inicial.

O pH médio do afluente foi de 5,91 e o pH médio do efluente teve média de 7,46. O aumento máximo obtido nas análises foi de 41,74%.

5.5.2 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os resultados de DQO são apresentados na Tabela 8, bem como seus valores médios e de redução.

DEMANDA QUÍMICA DE OXIGÊNIO (DQO)			
Análise	DQO Afluente (mg O₂/L)	DQO Efluente (mg O₂/L)	Remoção
1	879,01	98,48	88,80 %

2	278,03	56,09	79,83 %
3	948,83	492,49	48,10 %
4	1018,66	814,17	20,07 %
Média	781,13	365,31	

Tabela 8 – Análise de DQO

A curva de concentração de DQO utilizada possuía limite de detecção de 80 a 800 mg O₂/L, sendo assim alguns resultados possuíam concentrações fora deste intervalo, não podendo oferecer concentrações exatas para a análise. Para fins didáticos, os resultados foram considerados na análise.

A DQO máxima do afluente foi de 1018,66 mg O₂/L enquanto a DQO mínima do afluente foi de 278,03 mg O₂/L e DQO média 781,13 mg O₂/L. Os valores máximos do efluente foi de 814,17 mg O₂/L e o valor mínimo de DQO foi de 56,09 mg O₂/L, com valor médio de 365,31 mg O₂/L. A maior taxa de remoção de DQO se deu na primeira análise com 88,80%.

5.5.3 Fosfato Orgânico (PO₄⁻)

A análise de fosfato não fazia parte da rotina de análises realizadas. Foram executadas duas análises de fosfato do esgoto afluente e efluente do sistema durante a aula prática da disciplina de Monitoramento Ambiental e os resultados são mostrados a seguir (Tabela 9). As diluições realizadas foram na razão de 1 para 10.

FOSFATO ORGÂNICO			
Análise	PO₄⁻ Afluente (mg PO₄⁻/L)	PO₄⁻ Efluente (mg PO₄⁻/L)	Remoção (%)
1	6,0	0,17	97,17
2	16,93	3,71	78,08

Tabela 9 - Fosfato orgânico

Nas duas análises realizadas pode-se constatar a diminuição da concentração de fosfato orgânico no esgoto tratado. Isso ocorreu devido à adsorção desse mineral na areia do sistema. A maior remoção foi de 97,17 %, onde a concentração de fosfato no efluente foi a menor das duas análises com 0,17 mg PO₄⁻/L. A concentração maior de fosfato no afluente foi de 16,93 mg PO₄⁻/L

5.5.4 Nitrogênio Total Kjeldahl (NTK)

Os resultados das análises realizadas de NTK são mostrados na Tabela 10.

NITROGÊNIO TOTAL KJELDAHL (NTK)			
Análise	NTK Afluente (mg N-NTK/L)	NTK Efluente (mg N-NTK/L)	Remoção (%)
1	32,00	10,08	68,5
2	43,40	8,85	79,61
3	126,56	36,79	70,93
Média			73,01

Tabela 10 - Nitrogênio Total Kjeldahl

A maior concentração de NTK no afluente foi de 126,56 mg N-NTK/L e a menor foi de 32 mg N-NTK/L. No efluente foi obtido o valor de concentração mínimo de 8,85 mg N-NTK/L e o maior valor foi de 36,79 mg N-NTK/L.

Em todas as análises ocorreu diminuição das concentrações de NTK de forma considerável com média de 73,01% de remoção. Observa-se ainda a variabilidade das concentrações de NTK no esgoto tratado, ao se comparar as concentrações em duas análises pode-se notar que o valor foi quatro vezes maior em relação ao de outro dia, no caso das análises 2 e 3.

5.5.5 Nitrogênio Amoniacal

Os resultados da Tabela 11 mostram os valores obtidos nas análises de Nitrogênio Amoniacal.

NITROGÊNIO AMONIACAL			
Análise	NH₃ Afluente (mg N- NH₃/L)	NH₃ Efluente (mg N- NH₃/L)	Remoção
1	37,63	5,29	85,94%
2	29,60	5,04	82,97%
3	16,74	9,60	42,65%
4	25,14	15,96	36,52%
Média	27,28	9,97	

Tabela 11 - Nitrogênio amoniacal

Assim como nos resultados de NTK, as concentrações de Nitrogênio Amoniacal diminuíram consideravelmente após o tratamento do esgoto pelo sistema WC. Era esperado que os níveis de nitrogênio amoniacal fossem altos pois o esgoto não ficava muito tempo armazenado antes de ser tratado no sistema.

A remoção máxima de nitrogênio amoniacal foi de 85,94%. O valor máximo de concentração observado no afluente foi de 37,63 mg N-NH₃/L e o valor mínimo foi de 16,74 mg N-NH₃/L, com valor médio para o afluente de 27,28 mg N-NH₃/L. O efluente apresentou valor médio de 9,97 mg N-NH₃/L, com valor máximo de concentração de 15,96 mg N-NH₃/L e valor mínimo de 5,04 mg N-NH₃/L. Em todas as análises o esgoto tratado atendeu aos padrões de lançamento de efluentes da resolução nº 430 (CONAMA, 2011), que estabelece o limite de 20,0 mg N-NH₃/L para o parâmetro nitrogênio amoniacal total.

5.5.6 Nitrato

A análise do parâmetro nitrato (NO₃⁻) tem seus resultados apresentados na Tabela 12

NITRATO (NO₃⁻)			
Análise	NO₃⁻ Afluente (mg N-NO₃⁻/L)	NO₃⁻ Efluente (mg N-NO₃⁻/L)	Remoção
1	2,13	0,15	92,96%
2	10,20	1,01	90,10%
3	6,75	2,67	60,44%

Tabela 12 - Nitrato

Assim como nos resultados de concentração de NTK e nitrato, a concentração de nitrito diminuiu no esgoto ao ser tratado pelo sistema. A concentração de nitrato no esgoto antes do tratamento era baixa pois o esgoto não era armazenado por longos períodos, fazendo com que a nitrificação do nitrogênio orgânico do esgoto fosse pequena. Ainda que em baixa concentração, o sistema obteve remoção máxima de 92,96% de nitrato.

5.5.7 Sólidos Totais (ST)

As análises de sólidos totais foram realizadas em duplicata, tanto para o afluente como para o efluente. Os resultados apresentados foram obtidos da média aritmética deles (Tabela 13).

SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS						
Análise	ST Afluente (mg/L)	ST Fixos Afluente (mg/L)	ST Voláteis Afluente (mg/L)	ST Efluente (mg/L)	ST Fixos Efluente (mg/L)	ST Voláteis Efluente (mg/L)
1	1381,5	815,0	566,5	879,5	690,5	189,0
2	837,0	248,0	589,0	659,0	302,5	356,5
3	1610,5	308,0	1302,5	891,5	266,0	625,5
4	1307,0	292,0	1015,0	751,5	265,5	486,0
5	1189,0	215,0	974,0	689,0	289,5	399,5

Tabela 13 – Sólidos Totais, Fixos e Voláteis

Na Tabela 14 é mostrada a composição percentual de sólidos do afluente e do efluente.

COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DOS SÓLIDOS TOTAIS				
Análise	ST Afluente		ST Efluente	
	Fixos	Voláteis	Fixos	Voláteis
1	58,99%	41,01%	78,51%	21,49%
2	29,63%	70,37%	45,9%	54,1%
3	19,13%	80,87%	29,84%	70,16%

4	22,34%	77,66%	35,33%	64,67%
5	18,08%	81,92%	42,02%	57,98%
Média	29,63%	70,37%	46,32%	53,68%

Tabela 14 – Composição percentual dos sólidos totais

Pelos resultados da Tabela 14 pode se observar a variabilidade do esgoto tratado do restaurante universitário, sendo que ora o afluente apresenta maior concentração de sólidos voláteis, ora a concentração de sólidos fixos é maior percentualmente. Na maior parte das análises do afluente, a concentração de STV se mostrou maior perante a concentração de STF. A proporção máxima de STF foi de 58,99%, enquanto a mínima foi de 18,08%. Para os STV obteve-se a maior proporção de 81,92% e a menor foi de 41,01%.

Nas análises de sólidos realizadas no efluente, a proporção de STV se mostrou predominante, obtendo valor máximo de 70,16% e valor mínimo de 21,49%. Os STF registraram valor máximo de 78,51% e valor mínimo de 29,84%.

REMOÇÃO DE SÓLIDOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS			
Análise	Redução ST	Redução STF	Redução STV
1	36,34%	15,28%	66,64%
2	21,27%	Aumento de 21,98%	39,47%
3	44,65%	13,63%	51,98%
4	42,50%	9,08%	52,11%
5	42,05%	Aumento de 34,65%	58,98%
Média	37,36%	Aumento de 3,73%	53,84%

Tabela 15 – Remoção de sólidos totais, fixos e voláteis

A remoção de ST ocorreu em todas as análises como se pode observar na Tabela 15. Os níveis de remoção foram medianos, sendo que a média de redução da concentração de ST foi de 37,36%.

Os STF ora apresentaram redução, ora apresentaram aumento de sua composição. A média foi de aumento de 3,73% na concentração de STF, com aumento máximo de 34,65% e remoção máxima de 15,28%.

As concentrações de STV foram reduzidas em todas as análises realizadas, com remoção média de 53,84%, apresentando remoção máxima de 66,64% e remoção mínima de 39,47%.

5.5.8 Sólidos Suspensos Totais (SST)

As análises de sólidos suspensos totais (SST) foram realizadas em duplicata, assim como na análise de sólidos totais. Os resultados apresentados foram obtidos da média aritmética deles (Tabela 16).

SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS						
Análise	SST Afluente (mg/L)	SST Fixos Afluente (mg/L)	SST Voláteis Afluente (mg/L)	SST Efluente (mg/L)	SST Fixos Efluente (mg/L)	SST Voláteis Efluente (mg/L)
1	240,43	18,09	222,34	17,67	4,33	13,34
2	62,41	2,63	59,78	11,50	1,50	10,00
3	290,91	13,64	277,27	84,00	4,33	79,67
4	366,18	23,53	342,65	110,50	7,50	103,00
5	324,32	13,51	310,81	142,00	8,00	134,00

Tabela 16 - Sólidos Suspensos Totais

A composição percentual dos SST fixos e voláteis do esgoto é apresentada na Tabela 17.

COMPOSIÇÃO PERCENTUAL DOS SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS				
Análise	SS Afluente		SS Efluente	
	Fixos	Voláteis	Fixos	Voláteis
1	7,52%	92,48%	56,45%	43,55%
2	4,21%	95,79%	13,04%	86,96%
3	4,69%	95,31%	5,16%	94,86%
4	6,43%	93,47%	6,79%	93,21%
5	4,17%	95,83%	5,63%	94,37%
Média	5,40%	94,60%	17,41%	82,59%

Tabela 17 – Composição percentual dos sólidos suspensos totais

Diferentemente dos resultados obtidos de ST do afluente, os SS apresentaram composição mais bem definida, com valores mais próximos entre as análises. A composição do afluente foi predominantemente de SSV. A composição média de SSF foi de 5,40%, com proporção máxima de 7,52% e 4,17%. Os SSV apresentaram composição média de 94,6%, tendo proporção máxima de 95,83% e mínima de 92,48%.

O efluente apresentou composição um pouco mais variável do que o afluente, mas também houve predominância de SSV em relação aos SSF na maioria das análises. A média da composição de SSF foi de 17,41%, com valor máximo de 56,45% e valor mínimo de 5,16%. Os SSV do efluente tinham composição média de 82,59%, apresentando valor máximo de 94,86% e valor mínimo de 43,55%.

A taxa de aplicação de SS no sistema foi calculada de acordo com a média dos resultados obtidos do afluente (Tabela 18).

TAXA DE APLICAÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS			
Parâmetro	Média	Máxima	Mínima
SST (kg/m².dia)	0,028	0,0399	6,797 x 10 ⁻³
SSF (kg/m².dia)	1,56 x 10 ⁻³	2,56 x 10 ⁻³	2,86 x 10 ⁻⁴
SSV (kg/m².dia)	0,026	0,037	6,51 x 10 ⁻³

Tabela 18 – Taxa de aplicação de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis

Com os resultados da Tabela 18 pode se observar que a taxa de aplicação média de SST foi de 0,028 kg/m².dia, a de SSF foi de 1,56 x 10⁻³ kg/m².dia e a de SSV foi de 0,026 kg/m².dia.

A remoção de sólidos totais, fixos e voláteis é apresentada na Tabela 19

REMOÇÃO DE SÓLIDOS SUSPENSOS TOTAIS, FIXOS E VOLÁTEIS			
Análise	Redução SST	Redução SSF	Redução SSV
1	92,65%	76,06%	26,26%
2	81,57%	42,97%	83,27%
3	71,13%	68,26%	71,27%
4	69,82%	68,13%	69,94%
5	56,22%	40,79%	56,89%
Média	74,28%	59,24%	61,53%

Tabela 19 – Remoção de sólidos suspensos totais, fixos e voláteis

Em geral, os índices de remoção dos SS foram mais expressivos que os índices obtidos dos ST. Pode-se inferir que esses índices foram resultados da retenção criada pelo maciço filtrante das partículas suspensas do esgoto. O SST das análises foi o parâmetro que apresentou maiores remoções perante aos resultados de SSF e SSV.

A remoção média de SST foi de 74,28%, com redução máxima de 92,65% e mínima de 56,22%. Os SSF apresentaram remoção média de 59,24%, com remoção máxima de 76,06% e mínima de 40,79%. A remoção dos SSV apresentou maior variabilidade perante os outros índices anteriores, com média de 61,53%, valor de remoção máximo de 83,27% e valor mínimo de 26,26%.

6 CONCLUSÃO

Pode se concluir que a construção do sistema Wetland a partir de materiais recicláveis foi viável, sendo realizada por um baixo custo e acessível a qualquer pessoa que desejasse executá-lo.

O sistema se mostrou resistente a intempéries da natureza e ao peso exercido pelo maciço filtrante em seu interior.

O sistema apresentou redução considerável de alguns parâmetros. Porém, não se pode comprovar a eficiência do tratamento do sistema pois não houve tempo das macrófitas desenvolverem suas raízes e do biofilme bacteriano fosse formado. A redução desses parâmetros foi devido a filtragem desempenhada pelo maciço filtrante do sistema. Os resultados, no entanto, serviram como dados de startup para que no futuro possa ser observado o comportamento e o desempenho deste sistema.

Observou-se grande variabilidade das características físico-químicas do esgoto tratado, isso foi importante para avaliar o comportamento inicial do sistema e de seu desempenho de startup.

REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods for the examination of water & wastewater**. 21. Ed. Washington, DC: American Public Health Association, 2005. 1 v.

ARAUJO, R. B. Avaliação de leitos cultivados com macrófitas no pós tratamento de vinhaça oriunda de reator anaeróbio. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS, 1., 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2013. p. 26-33. Disponível em: <www.1swbrasil.com.br>. Acesso em: 23 set. 2015.

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

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 02 jun. 2015.

_____. Lei nº 9605, de 12 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 13 fev. 1998. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/CCIVIL_03/leis/L9605.htm>. Acesso em: 29 jun. 2015.

_____. Lei nº 11445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico... **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Brasília, DF, 5 jan. 2007. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acesso em: 07 jul. 2015.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental – SNSA. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2013**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2014. Disponível em: <<http://www.snis.gov.br/index.php/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2013>>. Acesso em: 04 set. 2015.

BRUGNAGO, N. et al. Uso de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) para remoção de nutrientes do esgoto sanitário e fixação de carbono. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE APLICAÇÃO DE WETLANDS CONSTRUÍDOS NO TRATAMENTO DE ÁGUAS RESIDUÁRIAS, 1., 2013, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis, 2013. p. 34-41. Disponível em: <www.1swbrasil.com.br>. Acesso em: 30 set. 2015.

CALHEIROS, Cristina S.C.; RANGEL, Antonio O.S.S.; CASTRO, Paula M.L. Constructed wetland systems vegetated with different plants applied to the treatment of tannery wastewater. **Water research**, v. 41, n. 8, p. 1790-1798, 2007. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135407000310>>. Acesso em: 04 nov. 2015.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2015.

_____. **Resolução nº 416, de 30 de setembro de 2009**. Dispõe sobre a prevenção à degradação ambiental causada por pneus inservíveis e sua destinação ambientalmente adequada, e dá outras providências. Brasília, 2009. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=616>>. Acesso em: 05 jun. 2015.

_____. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – Conama. Brasília, 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 29 jun. 2015

DAS, Braja M. **Fundamentos de Engenharia Geotécnica**. 2. ed. São Paulo: Cengage Learning, 2013.

DRIZO, A. et al. Phosphate and ammonium removal by constructed wetlands with horizontal subsurface flow, using shale as a substrate. Institute of Ecology and Resource Management, University of Edinburgh, Edinburgh, UK. 1998. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0273122397000577>>. Acesso em: 04 nov. 2015.

ESTEVEES, Francisco de A. **Fundamentos de Limnologia**. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998.

HOFFMANN, H. et al. **Technology review of constructed wetlands: Subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment**. Alemanha: Deutsche Gesellschaft für, 2011. Disponível em: <http://www.susana.org/_resources/documents/default/2-930-giz2011-en-technology-review-constructed-wetlands.pdf>. Acesso em: 10 set. 2015.

IAPAR – Instituto Agrônômico do Paraná. **Dados Diários de Londrina**. Disponível em: <<http://www.iapar.br/modules/conteudo/conteudo.php?conteudo=1828>>. Acesso em: 14 jun. 2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de saneamento 2004**. Coordenação de Geografia. Rio de Janeiro, 2004. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/pdfs/introducao.pdf>. Acesso em: 04 jun. 2015.

_____. **Atlas de saneamento 2011**. Coordenação de Geografia. Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.shtml>. Acesso em: 02 jun. 2015.

_____. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Coordenação de População e Indicadores Sociais, Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv45351.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2015.

INFOAMAZONIA. **Visaguas – Água e Doenças na Amazônia**. 2015. Disponível em: <http://visaguas.infoamazonia.org/dados/esgoto/esgoto_rede_geral/>. Acesso em: 07 out. 2015.

KADLEC, Robert H.; WALLACE, Scott D. **Treatment Wetlands**. 2. Ed., 2009.

MOHEDANO, Rodrigo de Almeida. **Uso de macrófitas lemnáceas (*Landoltia punctata*) no polimento e valorização do efluente de suinocultura e na fixação de carbono**. 2010. 270p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2010. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/94053/288895.pdf?sequence=1>>. Acesso em: 30 set. 2015.

NOHARA, Jouliana Jordan et al. **GS-40-Resíduos sólidos: passivo ambiental e reciclagem de pneus**. 2006. Tese de Doutorado. Thesis, São Paulo, ano I. Disponível em: <http://www.researchgate.net/profile/Jouliana_Nohara/publication/255623551_GS40_-_RESDUOS_SLIDOS_PASSIVO_AMBIENTAL_E_RECICLAGEM_DE_PNEUS/links/54f83b060cf2ccffe9dd5f10.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2015.

PELLISSARI, C. et al. Nitrogen transformation in horizontal and vertical flow constructed wetlands applied for dairy cattle wastewater treatment in southern Brazil. **Ecological Engineering**. [S.l.], v.73, p.307-310, 2014. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.09.085>>. Acesso em: 21 set. 2015.

REED, S.C. Subsurface Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Technology Assessment, (**EPA 832-R-93-008**). Washington, DC: U.S. EPA, 87p. 1993. Disponível em: <http://water.epa.gov/type/wetlands/restore/upload/2003_07_01_wetlands_pdf_sub.pdf>. Acesso em: 21 set. 2015.

SANEPAR. **Doenças relacionadas com a falta de saneamento**. Disponível em: <http://educando.sanepar.com.br/ensino_medio/doen%C3%A7as-relacionadas-com-falta-de-saneamento>. Acesso em: 07 out. 2015.

SCHULZ, C.; GELBRECHT, J.; RENNERT, B. **Treatment of rainbow trout farm effluents in constructed wetland with emergent plants and subsurface horizontal water flow**. Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Berlin, Germany. 2002. Disponível em: <<http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0044848602002041> >. Acesso em: 04 nov. 2015

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

SIM, C.H. **The use of constructed wetlands for wastewater treatment**. Wetlands International - Malaysia Office. Malásia, 2003. Disponível em: <http://www.wetlands.org/Portals/0/publications/Book/Constructed_Wetlands-PDF.pdf>. Acesso em: 09 set. 2015.

TILLEY, E. et al. **Compendium of Sanitation Systems and Technologies**. 2. Ed, Duebendorf, Switzerland: Swiss Federal Institute of Aquatic Science and Technology (Eawag), 2014. Disponível em: <http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/compendium_e/index_EN>. Acesso em: 04 nov. 2015.

VON SPERLING, Marcos. **Princípios básicos do tratamento de esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 2). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 211p. 1996.

_____. **Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos** (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias; vol. 1). Belo Horizonte: DESA-UFMG, 452p. 2005.

WHO - WORLD HEALTH ORGANIZATION. **UN-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2014 report: investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities**. Genebra, 2014a. Disponível em: <http://www.who.int/water_sanitation_health/publications/glaas_report_2014/en/>. Acesso em: 07 out. 2015.

_____. **Sanitation Fact Sheets**. n. 392, jul. 2014b. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs392/en/>>. Acesso em: 12 jun. 2015.