

UNIVERSIDADE DO EXTREMO SUL CATARINENSE – UNESC

CURSO DE ENGENHARIA AMBIENTAL E SANITÁRIA

ALEXIA RODRIGUES GOMES DE SOUZA

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DE APLICAÇÃO DE SISTEMAS *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE
LOTEAMENTOS E CONDOMÍNIOS.**

CRICIÚMA

2018

ALEXIA RODRIGUES GOMES DE SOUZA

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DE APLICAÇÃO DE SISTEMAS *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE
LOTEAMENTOS E CONDOMÍNIOS.**

Trabalho de Conclusão de Curso, apresentado para obtenção do grau de Engenheiro Ambiental e Sanitarista no curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC.

Orientadora: Prof^a. Msc. Cristina Moreira Lalau

CRICIÚMA

2018

ALEXIA RODRIGUES GOMES DE SOUZA

**ANÁLISE DA VIABILIDADE DE APLICAÇÃO DE SISTEMAS *WETLANDS*
CONSTRUÍDOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES PROVENIENTES DE
LOTEAMENTOS E CONDOMÍNIOS.**

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado pela Banca Examinadora para obtenção do Grau de Engenheiro Ambiental e Sanitarista, no Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade do Extremo Sul Catarinense, UNESC, com Linha de Pesquisa em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental.

Criciúma, 21 de junho de 2018.

BANCA EXAMINADORA

Prof.^a Cristina Moreira Lalau - Mestre – UNESC - Orientadora

Eng. MSc. Sanitarista e Ambiental Danilo Martins Medeiros

Prof.^a Marta Valéria Guimarães de Souza Hoffmann - Mestre - UNESC

Dedico este trabalho aos meus pais, meus irmãos, minha família, amigos e a todos que fizeram de mim uma pessoa melhor.

AGRADECIMENTOS

Começo agradecendo ao Senhor por ter me dado o privilégio da vida, por me abençoar com a oportunidade de ter vitalidade para ir atrás dos meus sonhos e das coisas das quais acredito.

Agradeço imensamente à minha mãe Joana, que mesmo a distância nunca deixou de me apoiar, me consolar nos momentos difíceis e acreditar na minha capacidade.

Agradeço ao meu pai por me ajudar a concluir essa etapa da vida.

Agradeço aos meus familiares e amigos por sempre me oferecer amor e carinho, coisas que para mim são as mais importantes que alguém poderia ter.

Agradeço a minha orientadora Cristina Moreira Lalau pela empatia e conhecimento, pelo auxílio e por dedicar parte do seu tempo a mim. Muito obrigada Cris.

Agradeço a engenheira ambiental Fabiana, pela oportunidade de fazer parte da equipe Engtec.

Agradeço a professora Marta Hoffman e o Danilo Medeiros por aceitarem fazer parte da minha banca de avaliadores.

Por fim, agradeço a todas as pessoas que de algum modo ajudaram-me a atingir esta meta.

**“Na natureza nada se cria, nada se perde,
tudo se transforma”**

Antoine Lavoisier

RESUMO

Diante da problemática dos serviços de saneamento do país, observa-se a necessidade de buscar alternativas tecnológicas de tratamento de efluentes, principalmente tecnologias que permitam promover a inclusão de áreas de baixa densidade populacional nos casos em que não há viabilidade de implantação de sistemas complexos de tratamento de esgoto. Alinhada a essa condição, a incorporação de soluções descentralizadas constitui-se como uma alternativa viável de tratamento de efluente, visto que, esses são utilizados para tratar pequenas vazões que podem ser encontradas em residências, condomínios, construções isoladas e pequenas comunidades. Nesses casos, o tratamento descentralizado permite que os efluentes possam ser processados no local ou tratados nas proximidades de sua geração, haja vista que o encaminhamento dessas águas residuais para as estações de tratamento de efluentes com grande capacidade necessitaria de altos investimentos tanto em sua construção, quanto na sua operação e manutenção. Nesse contexto, por meio da pesquisa bibliográfica realizadas em teses, artigos, livros e dissertações, foi avaliado o uso de *wetlands* construídos como alternativa de tratamento de efluentes. As pesquisas em questão demonstraram as eficiências de remoção de poluentes de maneira que atendessem aos padrões requeridos pelas legislações vigentes que asseguram o lançamento do efluente final ao corpo receptor sem afetar as suas características naturais. Ademais foi realizado o dimensionamento de um arranjo tecnológico hipotético, composto por tanque séptico, filtro anaeróbico e *wetland* construído de fluxo vertical. A presente pesquisa além de demonstrar os benefícios do sistema em termos de eficiência, economia e sustentabilidade, ainda poderá servir como base de dados na elaboração de projetos futuros.

Palavras-chaves: Saneamento básico. Tratamento de efluentes. Sistemas descentralizados. *Wetland* Construído.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Fluxograma dos sólidos no esgoto doméstico.	5
Figura 2 – Esquema com os principais componentes de um tanque séptico.	22
Figura 3 – Exemplificação das classificações de <i>wetland</i> construídos.	29
Figura 4 – Esquemática de <i>wetland</i> construído de fluxo superficial.	31
Figura 5 – Layout esquemático de um <i>wetland</i> construído com fluxo horizontal subsuperficial.	31
Figura 6 – Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes.	32
Figura 7 – Desenho esquemático de <i>wetland</i> vertical de fluxo descendente.	34
Figura 8 – Desenho esquemático de <i>wetland</i> vertical de fluxo ascendente.	34
Figura 9 – Principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas.	37
Figura 10 – <i>Typha spp</i> (Taboa)	38
Figura 11 – <i>Juncos spp</i> (Juncus)	38
Figura 12 – Fluxograma de metodologia do trabalho.	44
Figura 13 – Tanque Séptico seguido de Wetland Horizontal tratando águas cinza na propriedade rural em Palhoça – SC.	48
Figura 14 – Sistema de tratamento de águas cinza na sede da empresa em Santo Antônio de Lisboa – Florianópolis.	49
Figura 15 – RAC seguido do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical referente ao sistema da empresa.	52
Figura 16 – RAC seguido do <i>wetland</i> construído de fluxo vertical modificado com fundo saturado referente ao sistema.	53

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Padrões de qualidade para corpos d'água considerando classe 1 e 2 (água doce) (Resolução CONAMA nº 357, 17/03/05) e padrão de lançamento de acordo com o CONAMA Nº 430/2011 e a Lei/SC nº 14.675/2009.	15
Quadro 2 – Características do nível primário de tratamento de esgoto.	19
Quadro 3 – Faixas prováveis de remoção dos poluentes, conforme o tipo de tratamento, consideradas em conjunto com o tanque séptico (em %) ^{1),2),3)}	23
Quadro 4 – Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos wetlands construídos.....	28
Quadro 5 – Vantagens e desvantagens do <i>wetland</i> construído.	29
Quadro 6 – Espécies de macrófitas mais frequentemente utilizadas.....	36
Quadro 7 – Critérios para construção de <i>wetlands</i> construídos.....	39
Quadro 8 – Estudos selecionados.....	45
Quadro 9 – Comparativo em termos de qualidade dos efluentes da residência e do escritório com a normatização da NBR 13.969 (1997), CONAMA 430/2011 e Lei/SC nº 14.675/2009.....	50
Quadro 10 – Comparativo em termos de qualidade dos efluentes dos sistemas 1 e 2 com a normatização da NBR 13.969 (1997), CONAMA 430/2011 e Lei/SC nº 14.675/2009	54
Quadro 11 – Comparação dos resultados obtidos com as legislações.....	56
Quadro 12 – Parâmetros considerados, segundo a NBR 7.229/1993.....	59

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores ótimos para pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio.....	8
Tabela 2 – Valores típicos de condutividade hidráulica.....	12
Tabela 3 – Valores de condutividade hidráulica para diferentes materiais filtrantes empregados no tratamento de águas residuárias.	12
Tabela 4 – Concentração de efluente e eficiência de remoção de DBO do tanque séptico comparado com outros arranjos tecnológicos.....	22
Tabela 5 – Estações de tratamento avaliadas durante o estudo de Monteiro, 2014.	47
Tabela 6 – Principais características do sistema residencial de Três Barras - Palhoça.	48
Tabela 7 – Principais características do sistema da empresa.....	49
Tabela 8 – Estações de tratamento avaliadas durante o estudo de TREIN, 2015. ...	51
Tabela 9 – Estações de tratamento avaliadas durante o estudo de FROTA (2016).	55
Tabela 10 – Parâmetros e dimensões do <i>wetland</i> construído.....	55
Tabela 11 – Parâmetros considerados para calcular o volume útil do FA.....	61
Tabela 12 – Dados Considerados para obtenção da vazão média.	61
Tabela 13 – Dimensões do filtro anaeróbico - FA.	62
Tabela 14 – Valores dos parâmetros relacionados à equação (9).	64
Tabela 15 – Dados considerados para resolução da equação (10).	65
Tabela 16 – Dados utilizados para obter o tempo de retenção hidráulico.....	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

- ABNT** – Associação Brasileira de Normas Técnicas
- CASAN** – Companhia Catarinense de Água e Saneamento
- CONAMA** – Conselho Nacional do Meio Ambiente
- CONSEMA** – Conselho Estadual do Meio Ambiente
- CT** – Coliformes Totais
- DBO** – Demanda Biológica de Oxigênio
- DQO** – Demanda Química de oxigênio
- ETE** – Estação de Tratamento de Esgotos
- FA** – Filtro Anaeróbico
- FUNASA** – Fundação Nacional de Saude
- OD** – Oxigênio Dissolvido
- OMS** – Organização Mundial da Saude
- PEAD** – Polietileno de Alta Densidade
- pH** – Potencial Hidrogeniônico
- RAC** – Reator Anaeróbio Compartimentado
- SBR** – Sequential Batch Reactor
- SNIS** – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento
- SS** – Sólidos Suspensos
- TDH** – Tempo de Detenção Hidráulica
- TS** – Tanque Séptico
- UASB** – Upflow anaerobic sludge blanket
- WC** – Wetland Construído
- WCFH** – Wetland Construído de Fluxo Horizontal
- WCSH** – Wetland Construído em Sistemas Híbridos
- WCVD** – Wetland Construído de Fluxo Vertical Descendente
- WCFV-MFS** – Wetland Construído de fluxo Vertical Modificado com Fundo Saturado

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	3
2.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO ESGOTO DOMÉSTICO	3
2.1.1 Sólidos	4
2.1.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO).....	5
2.1.3 Nitrogênio	6
2.1.4 Fósforo	10
2.1.5 Microrganismos de água residuária	10
2.2 PARÂMETROS RELEVANTES DO SISTEMA <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS.....	11
2.2.1 Condutividade hidráulica (K_s)	11
2.2.2 Potencial de hidrogênio (pH).....	12
2.2.3 Temperatura.....	13
2.2.4 Oxigênio dissolvido (OD).....	14
2.3 LEGISLAÇÕES VIGENTES E PADRONIZAÇÕES.....	14
2.4 SISTEMA DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADOS.....	18
2.4.1 Tratamento preliminar.....	18
2.4.2 Tratamento primário.....	19
2.4.3 Tratamento secundário	24
2.4.4 Tratamento terciário.....	25
2.5 <i>WETLANDS</i> CONSTRUÍDOS (WC)	27
2.5.1 Wetland construído de fluxo horizontal (WCFH)	30
2.5.2 Wetland construído vertical de fluxo descendente (WCVD).....	33
2.5.3 Sistemas wetland híbridos	34
2.5.4 Macrófitas	35
2.5.5 Construção, operação e manutenção dos wetlands construídos	38
2.5.6 Wetland construídos em condomínios.....	40
2.6 REUSO DO EFLUENTE	42
3 METODOLOGIA	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	47

4.1 MONTEIRO (2014)	47
4.2 TREIN (2015).....	51
4.3 FROTA (2016)	55
4.4 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO	58
4.4.1 Unidade de tratamento primário: tanque séptico - TS	58
4.4.2 Unidade de tratamento secundário: filtro anaeróbio - FA	60
4.4.3 Unidade de tratamento secundário: wetland construído de fluxo vertical.....	63
5 CONCLUSÃO	70
6 RECOMENDAÇÕES.....	71
REFERÊNCIAS.....	72
APÊNDICE.....	81

1 INTRODUÇÃO

No decorrer dos anos, muitas cidades brasileiras cresceram e se desenvolveram sem o apropriado planejamento inicial, ocasionando um crescimento urbano desenfreado e desproporcional ao atendimento das demandas populacionais em termos de saneamento. A deficiência no desenvolvimento de sistemas de coleta e tratamento de esgotos e drenagem urbana, conseqüentemente, afeta a qualidade das águas no país, acarretando um problema ambiental, social e de saúde pública, motivados pelo lançamento de esgoto sem o adequado tratamento nos rios, lagos, mares e solo.

Conforme o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, do ano de 2016 (SNIS, 2016), apenas 51,92% do país possuía coleta de esgoto e ainda, mais de 100 milhões de brasileiros não tinham acesso a esse serviço. Em contrapartida, apesar de 3,5 milhões terem disponível esse serviço os mesmos não se encontram ligados às redes coletoras e, dessa forma dispõem o esgoto irregularmente no meio ambiente. Essa problemática reflete uma sociedade deficiente de responsabilidade e consciência ambiental, exposta ao risco de doenças ocasionadas pela falta de saneamento adequado, restringindo os direitos instituídos pela constituição brasileira.

Como forma de tratamento de águas residuárias, é comum em locais em que não há rede de esgoto disponível, o uso de tratamento simplificado descentralizado, instituído por tanques sépticos seguidos de unidades de tratamento complementar ou simples disposição ao solo via sumidouros ou valos de infiltração, sendo no Brasil regulamentado pela NBR 13.969/1997 e a NBR 7229/93.

A grande vantagem do uso de sistemas descentralizados como meio de tratamento de efluentes é o fato de que se tratam de tecnologias simples, apresentam menor volume de reatores e proporcionam custos de implantação consideravelmente inferiores àqueles das estações de tratamento centralizadas. Esse sistema serve como incremento em loteamentos de interesse social pela relação custo-benefício e ainda é viável para comunidades menos favorecidas e para zonas rurais (MEDEIROS, 2017).

Como modelo de tratamento descentralizado, existem os *Wetlands* Construídos (WC), que são sistemas naturais de tratamento de efluentes, tais como

ocorre nos banhados e zonas úmidas, onde há interação contínua de agentes como o solo, vegetação e a luz solar, e, por meio disso, são capazes de promover a conversão da matéria orgânica e ciclagem de nutrientes (PELISSARI, 2017). No entanto, diferentemente dos *wetlands* naturais, os construídos são sistemas projetados pelo homem.

Conforme Pelissari (2017), os WC's são capazes de se adaptar aos mais variados cenários e arranjos tecnológicos, e, ainda, tem sido empregados no tratamento de águas residuárias tanto orgânicas quanto inorgânicas. Tendo como destaque o tratamento de efluentes domésticos, industriais e agrícolas, proporcionando um bom desempenho no controle da poluição hídrica.

Dessa forma o estudo em questão busca abordar o uso do sistema de tratamento de águas residuárias com WC e aplicabilidade desse tipo de sistema em loteamentos e condomínios por meio de estudos de caso e levantamento bibliográfico. Buscando assim aprofundar o conhecimento de suas características em termos de economia, eficiência, simplicidade de operação e controle ambiental.

Nesse viés, a pesquisa propõe como objetivo geral verificar aplicabilidade de *wetlands* construídos como unidade de tratamento de esgotos em loteamentos e condomínios, sob o contexto de saneamento ambiental através de pesquisa bibliográfica e dimensionamento. De maneira a atender ao objetivo geral proposto o estudo tem como objetivos específicos: a) Avaliar a eficiência desse sistema com base em dados obtidos de pesquisa bibliográfica, b) Avaliar estudos de casos com o uso de *wetland* construído como exemplificação de aplicabilidade de maneira a dispor informações que auxiliem na tomada de decisão do uso da tecnologia mais adequada e, c) Dimensionar um sistema de *wetland* para um loteamento de maneira a criar material base que servirá na elaboração de projetos futuros.

2 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Neste item serão abordadas as características do esgoto doméstico (parâmetros de qualidade conforme a legislação vigente), o contexto de sistema de tratamento de águas residuárias com foco nos descentralizados, definindo os níveis de tratamento existentes e as tecnologias associadas a cada etapa. Sendo nesse contexto, o enfoque dado ao tratamento por meio de *Wetland* Construído (WC), destacando suas classificações, conceito de operação e características próprias.

2.1 PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E BIOLÓGICOS DO ESGOTO DOMÉSTICO

Efluentes domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais, instituições e outras edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de uso da água para fins de domésticos (SILVA; MARA, 1979). De acordo com Nunes (2012), características biológicas e físico-químicas dessas águas residuais variam de acordo com as condições de saúde e socioeconômicas da população, natureza da água, contribuição de despejos industriais, entre outros.

Conforme Silva e Mara (1979), o efluente recém produzido apresenta-se como um líquido turvo, de coloração parda, que contém sólidos de grandes e pequenas dimensões em suspensão, sólidos não sedimentáveis, bem como poluentes em dissolução.

O conteúdo do efluente é extremamente perigoso devido ao número de organismos causadores de doenças patogênicas, visto que, as águas servidas contribuem com grande variedade de substâncias químicas, detergentes, sabões, gorduras, graxas de vários tipos, pesticidas e resíduos de cozinha, dentre outras substâncias. Ademais, Von Sperling (1996), afirma que por ter um grande número de substâncias, utilizam-se parâmetros especiais para caracterizar as águas residuárias domésticas. Conforme as suas importâncias destacam-se:

- Sólidos;
- Indicadores de matéria orgânica;
- Nitrogênio;
- Fósforo e;

- Indicadores de contaminação fecal.

Vale ressaltar a existência de outros parâmetros, de categoria biológica, química e física. Entretanto, no presente trabalho, serão enfatizados somente aqueles que estão relacionados com o sistema *wetland* construído e que são padronizados pelas legislações vigentes.

Segundo Philippi e Sezerino (2004), os parâmetros dinâmicos relevantes em um *wetland* construído, além dos anteriormente citados, são:

- Vazão do efluente a ser tratado;
- Regime de fluxo;
- Constante de reação – constante de degradação biológica;
- Balanço de oxigênio;
- Porosidade do material
- Temperatura;
- Potencial de hidrogênio (pH);
- Condutividade Hidráulica (K_s);
- Oxigênio dissolvido;
- E ainda, temperatura do ar, radiação solar e pluviosidade também são

atuantes.

Com relação ainda aos parâmetros especiais que caracterizam o efluente doméstico, tem-se como um dos mais relevantes o grupo dos sólidos.

2.1.1 Sólidos

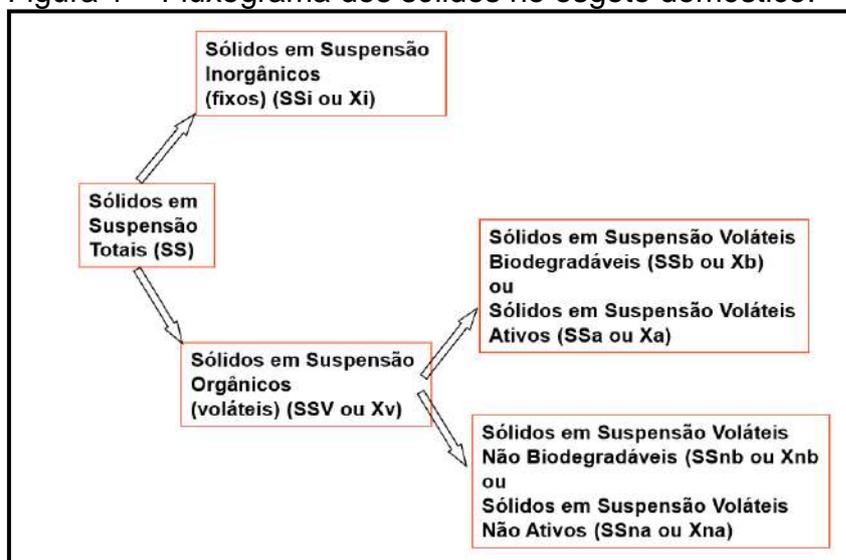
Muitos poluentes encontrados nas águas residuárias estão associados com a quantidade de matéria orgânica presente (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). Mello (2007), afirma que cerca de 70% dos sólidos no esgoto são de origem orgânica. Com exceção dos gases dissolvidos, todos os contaminantes da água colaboram para a carga de sólidos.

Quando classificados por tamanho e estado, são chamados de sólidos em suspensão e sólidos dissolvidos, quando se trata de características químicas são definidos como sólidos voláteis e sólidos fixos e quando classificados pela decantabilidade, são distinguidos em sólidos em suspensão sedimentáveis e sólidos em suspensão não sedimentáveis (VON SPERLING, 1996).

Estes compostos são constituídos principalmente por proteínas, carboidratos, gordura e óleos, e em menor parte, por ureia, surfactantes, fenóis e pesticidas. Essa fração de material orgânico ainda pode ser dividida seguindo o critério de biodegradabilidade, classificando em inerte ou biodegradável (VON SPERLING, 1996).

A parte definida como matéria inorgânica existente nos esgotos é composta, em geral, de areia e outras substâncias minerais dissolvidas (MELLO, 2007). Com base em tais descrições a figura 1 descreve as formas dos sólidos encontrados nos esgotos domésticos.

Figura 1 – Fluxograma dos sólidos no esgoto doméstico.



Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996.

No que se refere ao sistema de tratamento *wetland* construído, os sólidos em suspensão que não foram removidos nas unidades primárias de tratamento, são retidos pelos processos de filtração e sedimentação devida à baixa velocidade de percolação do esgoto e a presença de macrófitas e material de recheio do sistema (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Com relação à determinação da matéria orgânica, podem ser adotados métodos diretos e indiretos, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) (VON SPERLING, 1996).

2.1.2 Demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO)

Conforme Von Sperling (1996), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) é a medida da concentração da matéria orgânica carbonácea existente na água residuária que pode ser oxidada pelas bactérias. Ela retrata a quantidade de oxigênio necessária para estabilizar por meio de processos bioquímicos a matéria orgânica carbonácea.

Os esgotos domésticos possuem uma concentração DBO da ordem de 300 mg/L, ou seja, para que ocorra a estabilização da matéria orgânica carbonácea, é necessário o consumo de 300 mg de oxigênio para cada 1 litro de esgoto, isso num intervalo de 5 dias (VON SPERLING, 1996).

O principal grupo de bactérias responsáveis pelo decaimento da DBO nas condições aeróbicas são as bactérias aeróbias heterotróficas, já em meio anaeróbico, são as bactérias facultativas ou anaeróbicas obrigatórias (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

A demanda química de oxigênio (DQO) também é um parâmetro utilizado como indicador da concentração de matéria orgânica presente nas águas residuárias. Segundo (BADO *et al*, 2013), o princípio da análise de DQO consiste na oxidação química da matéria orgânica presente numa amostra em meio ácido. Com isso, a definição de DQO pode ser estabelecida como a quantidade de oxidante químico usada para oxidar a matéria orgânica da amostra.

Nesse viés, a principal diferença com relação ao teste da DBO e DQO é que a DBO se relaciona a uma oxidação bioquímica da matéria orgânica realizada inteiramente por microrganismos, enquanto que a DQO corresponde a uma oxidação química da matéria orgânica obtida por um oxidante como o dicromato de potássio em meio ácido (VON SPERLING, 1996).

Além da DBO e DQO, outro parâmetro importante para o controle de poluição oriunda dos efluentes é o nitrogênio e seus compostos.

2.1.3 Nitrogênio

No ambiente aquático o nitrogênio pode ser encontrado como nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico, amônia, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Segundo Von Sperling (1996), a forma em que o nitrogênio se encontra num corpo d'água pode especificar sobre o estágio em que se apresenta uma poluição, uma vez que poluição

recente está associada na forma orgânica ou de amônia, enquanto que poluição mais remota está associada ao nitrogênio na forma de nitrato.

Ainda de acordo com o mesmo autor, os processos bioquímicos de conversão da amônia em nitrito e deste ao nitrato, podem causar danos aos sistemas aquáticos devido ao consumo de oxigênio dissolvido presente no corpo hídrico.

A remoção de compostos de nitrogênio é tão importante quanto à remoção de matéria orgânica carbonácea no tratamento de esgoto sanitário, pois se lançados em conjunto com o fósforo em excesso, podem levar ao acúmulo de nutrientes e, conseqüentemente, ocasionar o fenômeno chamado de eutrofização em corpos d'água. Além do que, amônia e nitratos são tóxicos, podendo originar uma doença chamada metahemoglobinemia infantil que é letal para crianças (CHEIS, 2014).

Por esses motivos, o nitrato possui padrão de potabilidade, sendo 10 mg/L o valor máximo permitido pela Portaria nº 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

Com base no funcionamento dos sistemas de tratamento com *wetlands* construídos, os autores Philippi e Sezerino (2004), afirmam que o maior mecanismo de remoção de nitrogênio orgânico no efluente, ocorre pela sequência dos processos de amonificação, nitrificação e desnitrificação.

2.1.3.1 Amonificação

Conforme Philippi e Sezerino (2004), a amonificação é um processo no qual o nitrogênio orgânico (proteínas e uréia) é convertido a inorgânico, especialmente em amônio (NH_4^+) ou amônia (NH_3) dependendo da faixa de pH e temperatura. A faixa ótima de pH para a amonificação é 6,5 e 8,5 e temperatura de 40-60°C (PHILIPPI e SEZERINO, 2004; RODRIGUES, 2016).

Segundo Rodrigues (2016), esse processo depende da atividade microbiana, temperatura, umidade do solo, pH, relação C/N (carbono/nitrogênio), disponibilidade de nutrientes, textura e estrutura do solo. Após a etapa de amonificação sob condições ambientais adequadas é desencadeado o processo de nitrificação.

2.1.3.2. Nitrificação

A nitrificação é o processo quimiautotrófico de oxidação biológica da amônia a nitrato sob condições aeróbicas, sendo realizada pelas bactérias *Nitrosomonas* (estritamente aeróbias) e *Nitrobacter* (facultativas) (RODRIGUES, 2016).

De acordo com Rodrigues (2016), o processo de nitrificação é dividido em duas etapas, a primeira é a transformação da amônia em nitrito (amonificação), pelas bactérias do gênero *Nitrosomonas* e, a segunda etapa é a conversão do nitrito formado em nitrato (NO_3^-) através de bactérias do gênero *Nitrobacter*.

A presença de oxigênio dissolvido é uma condição essencial para que ocorra a nitrificação, pois, quanto maior a concentração de amônia a ser oxidada, maior será a necessidade de oxigênio, sendo necessário 4,3 mg de O_2 por mg de nitrogênio amoniacal (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Segundo Philippi e Sezerino (2004), os parâmetros que influenciam na velocidade de transformação na nitrificação são: pH, alcalinidade, temperatura, fonte de carbono inorgânico, população microbiológica, concentração de amônia e a quantidade de oxigênio dissolvido. Os valores de pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio podem ser modificados a fim de otimizar o processo de nitrificação, com base nisso a tabela 1 demonstrar as faixas de valores para os parâmetros acima subcitados.

Tabela 1 – Valores ótimos para pH, alcalinidade, temperatura e oxigênio.

Parâmetro	Faixa
pH	7,5 - 8,6
Temperatura	25 - 35°C
Oxigênio	4,3 mg O_2 /mgN _{amoniacal}
Alcalinidade	50 mgCaCO ₃ /L

Fonte: Adaptado de RODRIGUES, 2016.

O processo biológico de desnitrificação, no qual bactérias quimiheterotróficas reduzem o nitrato a óxido nítrico, óxido nitroso e finalmente nitrogênio gás que, por serem todos produtos gasosos, acabam escapando para a atmosfera (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

2.1.3.3 Desnitrificação

Segundo Bueno (2011), a desnitrificação é a redução biológica de nitrato para nitrogênio molecular produzida pelas bactérias quimioheterotróficas sob condições anóxicas, ou seja, sem a presença de oxigênio dissolvido. É um processo que ocorre em duas etapas, sendo de início a conversão do nitrato a nitrito e a segunda, a redução desse nitrito para óxido nítrico, óxido nitroso e ainda nitrogênio gás (PHILIPPI E SEZERINO, 2004).

De acordo com Philippi e Sezerino (2004), em meio aquático o gênero de bactérias quimioheterotróficas capazes de reduzir o nitrato são as *Pseudomonas*, *Aeromonas* e *Vibrio*. Nos esgotos sanitários os principais gêneros de microrganismos responsáveis por esse processo são *Achromobacter*, *Micrococcus*, *Proteus*, *Pseudomonas* e *Spirillum*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Brevibacterium*, *Flavobacterium* e *Lactobacillus* (RODRIGUES, 2016).

Para que ocorra a desnitrificação é necessário que haja disponibilidade de matéria orgânica no efluente, visto que as bactérias desnitrificantes utilizam o carbono como fonte de energia, caso o sistema não tenha quantidade suficiente de matéria orgânica, fontes externas como o metanol, etanol e ácido acético podem ser usadas para suprir o *déficit* (RODRIGUES, 2016). Outra questão relevante é o controle de oxigênio dissolvido, a presença do mesmo inibe o desenvolvimento de desnitrificação (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Os parâmetros de pH e alcalinidade são importantes no processo, sendo as faixas ótimas de pH no intervalo de 6,5 a 9,0 conforme Rodrigues, (2016) e, 7,0 a 8,0 conforme Philippi e Sezerino, (2004). Em meio ácido deixa de existir e pH acima de 8,5 ocorrem redução nas atividades de desnitrificação (RODRIGUES, 2016).

A faixa ótima para a temperatura varia de 25°C a 65°C, pois as bactérias desnitrificantes são sensíveis às oscilações de temperatura (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Outro nutriente que necessita de controle e atenção é o fósforo, visto que o mesmo em conjunto com o nitrogênio ou isoladamente pode potencializar o processo de eutrofização das águas receptoras quando em altas concentrações (RODRIGUES, 2016).

2.1.4 Fósforo

Conforme Cheis (2014), assim como o nitrogênio, o fósforo também é responsável por problemas ambientais, e, pode se apresentar na água de três formas diferentes: fosfatos orgânicos, ortofosfatos e os polifosfatos. Quando presente em elevadas concentrações pode levar a ocorrência do fenômeno de eutrofização nos corpos d'água receptores, sendo esse processo, caracterizado pela mortandade de espécies aquáticas, pelo crescimento excessivo das plantas aquáticas e ainda altera aspectos mínimos de lazer da água (BARRETO; *et al*, 2013).

A remoção do fósforo pode ser ocasionada por precipitação química, adição de produtos químicos e ainda processos biológicos (CHEIS, 2014). De acordo com Phillipi e Sezerino (2004), um mecanismo relevante de remoção desse nutriente, é sua incorporação na biomassa de macrófitas e a poda regular subsequente. Porém, a adsorção dos poli e ortofosfatos na presença de minerais como o cálcio, alumínio e o ferro em material filtrante e a precipitação são as formas mais significativas de retenção de fósforo (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

Além dos sólidos e dos nutrientes como nitrogênio e fósforo, o controle dos parâmetros biológicos também é relevante para o tratamento do efluente doméstico. Haja vista que a presença de determinados microrganismos possibilita a veiculação de doenças a população.

2.1.5 Microrganismos de água residuária

Segundo Jordão e Pessôa (1982), há vários organismos que quando presentes num corpo d'água indicam uma forma qualquer de poluição. Com relação às águas residuárias, os principais organismos encontrados são as bactérias, fungos, protozoários, vírus, algas, grupos de plantas e dos animais (JORDÃO e PESSÔA, 1982).

No entanto, para indicar poluição de origem humana e para medir a grandeza dessa contribuição há as bactérias do grupo coliforme. As razões para serem adotadas como referência de poluição é devida à grande quantidade em que se apresentam nas fezes humanas e de animais de sangue quente (100 a 400 bilhões

coliformes/hab dia) e por serem resistentes e de fácil determinação (PESSOA e JORDÃO, 1982; VON SPERLING, 1996).

No grupo dos coliformes há os coliformes totais (CT), coliformes fecais (CF) e os estreptococos, sendo os principais indicadores de contaminação fecais comumente utilizados (VON SPERLING, 1996). Jordão e Pessoa (1982), afirmam que a medida dos coliformes é dada por uma estimativa estatística da sua concentração, conhecida como o Número mais Provável de Coliformes (NPM/ml ou NPM/100 ml). O esgoto bruto contém cerca de 10^8 a 10^{11} NPM/100 ml de coliformes totais, e de 10^6 a 10^7 NPM/100 ml de coliformes fecais (VON SPERLING, 1996).

Ainda se tratando dos parâmetros importantes para controle de poluição proveniente de efluentes domésticos, serão posteriormente abordados os parâmetros considerados mais relevantes para o sistema em estudo, *wetland* construído, tal como a condutividade hidráulica.

2.2 PARÂMETROS RELEVANTES DO SISTEMA *WETLANDS* CONSTRUIDOS

Dentre os parâmetros dinâmicos supracitados que são relevantes para um bom desempenho do sistema *wetland* construído encontra-se a condutividade hidráulica, da qual tem influência no processo de infiltração do material filtrante utilizado.

2.2.1 Condutividade hidráulica (K_s)

Conforme Philippi e Sezerino (2004), a permeabilidade de um material filtrante ou condutividade hidráulica pode ser definida como a capacidade de escoamento da água, sendo influenciada pelo diâmetro das partículas que compõe o solo, continuidade e irregularidade da porosidade.

Nos sistemas *wetlands* construído é importante ter conhecimento da escolha do material filtrante, pois o mesmo é responsável pela filtração dos sólidos em suspensão presentes no efluente. A granulometria e condutividade hidráulica inadequadas influenciará sobre a eficiência do sistema e ainda no processo de colmatação, o que pode resultar na redução da capacidade de infiltração (RODRIGUES, 2016).

Um bom material para o maciço filtrante é aquele que possa manter ao longo do tempo condições adequadas de fluxo, promover a adsorção de compostos inorgânicos e minimizar o risco de colmatação (SEZERINO, 2006). Material muito poroso pode ser muito condutivo se seus poros forem grandes e interconectados, como o caso de areias limpas, já solos argilosos são quase impermeáveis por possuírem poros pequenos, sendo então pouco condutivos (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

As tabelas 2 e 3 abaixo relacionam a condutividade hidráulica para diferentes materiais com seu grau de permeabilidade e valores de condutividade para diferentes materiais filtrantes, respectivamente.

Tabela 2 – Valores típicos de condutividade hidráulica.

Grau de Permeabilidade	K (cm/s)
Alta	Acima de 10^{-1}
Média	10^{-1} a 10^{-3}
Baixa	10^{-3} a 10^{-5}
Muito baixa	10^{-5} a 10^{-7}
Praticamente impermeável	Abaixo de 10^{-7}

Fonte: Adaptado de PHILIPPI e SEZERINO, 2004.

Tabela 3 – Valores de condutividade hidráulica para diferentes materiais filtrantes empregados no tratamento de águas residuárias.

Material filtrante	K (cm/s)
Cascalho com pouca areia – alta permeabilidade	Na ordem de 1
Areia grossa – boa permeabilidade	Na ordem de 10^{-2}
Areia média a fina – permeabilidade baixa	Na ordem de 10^{-3}
Areia fina com alto teor de argila – permeabilidade dificultada	Na ordem de 10^{-6}

Fonte: Adaptado de PHILIPPI e SEZERINO, 2004.

Outro fator importante na dinâmica do sistema *wetland* construído é o potencial de hidrogênio (pH).

2.2.2 Potencial de hidrogênio (pH)

De acordo com Von Sperling (1996), o potencial hidrogeniônico (pH) representa a concentração de íons hidrogênio H^+ (em escala anti-logarítmica), dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água. O pH é um importante parâmetro de controle para o crescimento de microrganismo, o mesmo determina a disponibilidade ou não de nutrientes às plantas presentes no

sistema de tratamento *wetland* e influência nas reações químicas e biológicas que ocorrem no maciço filtrante (RODRIGUES, 2016).

De acordo com Poças (2015), existem microrganismos responsáveis pelo tratamento biológico da WC's que sobrevivem somente em ambientes com pH com valores entre 4,0 e 9,5, enquanto os desnitrificantes preferem pH entre 6,5 a 7,5 e os nitrificantes preferem pH igual ou maior que 7,0, sendo relevante o controle desse parâmetro nos sistemas *wetlands* construídos para otimização do processo de nitrificação (PHILIPPI; SEZERINO, 2004). Entretanto, caso o corpo receptor receba o despejo de um efluente com pH maior que 10, os níveis de amônia livre aumentam, podendo causar a mortandade de peixes (RODRIGUES, 2016).

Assim como o controle do pH mostra-se essencial para o processo de degradação dos compostos contendo nitrogênio, a temperatura também desempenha um papel que influencia na taxa de crescimento das bactérias nitrificantes (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

2.2.3 Temperatura

Philippi e Sezerino (2004), afirmam em seus estudos que a taxa de crescimento das bactérias nitrificantes varia consideravelmente com a temperatura, ou seja, a mesma afeta a taxa de conversão da amônia a nitrito e nitrato. Sendo a faixa ótima de temperatura nos solos de 30 a 40°C, abaixo de 15°C têm-se uma considerável diminuição de conversão. A redução na temperatura compromete mais as bactérias formadoras de nitrato – *Nitrobacter* do que as formadoras de nitrito – *Nitrossomonas*, portanto, o aumento de nitrito pode afetar os outros organismos presente devida à toxicidade do mesmo (SEZERINO, 2006).

Além disso, o aumento da temperatura faz com que aumentem também as taxas de reações físicas, químicas e biológicas, diminuindo a solubilidade dos gases, ocasionando odores desagradáveis (POÇAS, 2015).

Da mesma forma que a temperatura influencia na ocorrência da nitrificação, a presença de oxigênio dissolvido é outro fator importante para a oxidação da amônia a nitrato, já que a nitrificação acontece sob condições aeróbicas.

2.2.4 Oxigênio dissolvido (OD)

Conforme Fiorucci e Filho (2005), dentre os gases dissolvidos na água, o oxigênio é um dos mais importantes na dinâmica e caracterização dos ecossistemas aquáticos, tendo como principais fontes para a água a atmosfera e a fotossíntese, oxigênio é um agente oxidante vital para a sobrevivência de seres aeróbicos e um condicionante para a realização dos processos de amonificação e nitrificação, os quais degradam os compostos orgânicos contendo nitrogênio.

A concentração de oxigênio dissolvido (OD) em um corpo qualquer é controlada por vários fatores, sendo um deles a solubilidade do oxigênio em água, ou seja, a quantidade máxima que a substância pode dissolver no líquido (FIORUCCI e FILHO, 2005).

As perdas de oxigênio são causadas pelo consumo da decomposição da matéria orgânica (oxidação), por perdas para a atmosfera, respiração de organismos aquáticos, processo de nitrificação e oxidação química (FIORUCCI e FILHO, 2005).

Ademais, uma quantidade significativa de matéria orgânica incorporada num ambiente aquático pelo lançamento de esgoto sanitário resulta numa maior demanda de oxigênio dissolvido no meio, o que leva na redução nos teores de OD.

Ainda segundo os mesmos autores, na ausência de OD ou em baixa concentração do mesmo, o processo de decomposição da matéria orgânica é realizado por microrganismos anaeróbicos e facultativos, através do processo de degradação anaeróbica.

Para que possa haver disposição adequada de oxigênio dissolvido, nutrientes e outros parâmetros relevantes em um corpo receptor, sem que altere as propriedades e características do mesmo, existem padrões de lançamento, qualidade e potabilidade que servem para regulamentar as concentrações que os mesmos devem apresentar em casos de lançamento de efluentes em meio aquoso.

2.3 LEGISLAÇÕES VIGENTES E PADRONIZAÇÕES

Em termos práticos, existem três tipos de padrões de interesse direto, padrões de lançamento no corpo receptor, padrões de qualidade e padrões de

potabilidade. Segundo Von Sperling (1996), os padrões devem ser cumpridos por força da legislação, pelas entidades envolvidas com a água a ser utilizada.

A Resolução do Conselho nacional do Meio Ambiente - CONAMA Nº 357/2005 (BRASIL, 2005), dispõe sobre a classificação dos corpos de água bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Entretanto, ressalta-se que o capítulo IV da referida resolução, que trata sobre o lançamento de efluentes, foi revogado e complementado pela Resolução CONAMA 430/2011 (BRASIL, 2011), a qual dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes.

Em nível estadual têm-se a lei 14.675/09 (GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA, 2009), que institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece normas aplicáveis para o Estado de Santa Catarina e ainda as resoluções CONSEMA N º 128/2006 (GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, 2006), que dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão e o CONSEMA Nº 355/2017 (GOVERNO DO ESTADO DO RIO GRANDE DO SUL, 2017), que dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras em águas superficiais. Já os padrões de potabilidade são definidos pela Portaria nº 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011).

O quadro 1 abaixo se refere aos padrões de qualidade e padrões de lançamento de acordo com a Resolução CONAMA nº 357 de 2005.

Quadro 1 – Padrões de qualidade para corpos d'água considerando classe 1 e 2 (água doce) (Resolução CONAMA nº 357, 17/03/05) e padrão de lançamento de acordo com o CONAMA Nº 430/2011 e a Lei/SC nº 14.675/2009.

Parâmetros	Unidade	CONAMA Nº 357/2005		CONAMA Nº 430/2011	Lei/SC nº 14.675/2009
		1	2		
DBO ₅ DQO OD	mg/L	3 - ≥ 6	5 - ≥ 5	120 mg/L ou Eficiência de remoção de 60% de DBO	60 mg/L ou Eficiência de remoção de 80% de DBO
Sólidos em suspensão Sólidos dissolvidos totais	mg/L	- 500	- 500	Eficiência de remoção de 20% de SS	-
Coliformes totais Coliformes fecais	org/100 ml	1.000 200	5.000 1.000	- -	-
Fosfato total	mgP/L	0,025	0,025	-	*Eficiência de remoção de 75%

Nitrato	mgN/L	10	10	-	-
Nitrito	mgN/L	1,0	1,0	-	-

Fonte: Adaptado da RESOLUÇÃO CONAMA Nº 357/2005 (BRASIL, 2005), CONAMA Nº430/2011 e a Lei/SC Nº 14.675/2009 (GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA, 2009).

Segundo a Resolução CONAMA Nº 430/2011, a concentração máxima exigida de DBO_{5,20} é de 120 mg/L para o lançamento direto de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários, sendo que, este limite somente poderá ser ultrapassado no caso de eficiência de remoção mínima de 60% de DBO do efluente final do sistema tratamento, ou em caso de estudo de autodepuração do corpo hídrico que comprove atendimento às metas do enquadramento do corpo receptor.

Com relação ao nitrogênio amoniacal a mesma resolução não faz restrições para efluentes lançados por sistemas de tratamento de esgoto sanitário. Porém, apresenta condição de 20 mg/L como padrão de lançamento de efluente. E, conforme a Portaria nº 2.914 de 2011 do Ministério da Saúde a concentração de nitrato é padrão de potabilidade, sendo 10 mg/L o valor máximo permitido.

Com relação ao fósforo, de acordo com o artigo 17º da Resolução CONAMA 430/2011:

“O órgão ambiental competente poderá definir padrões específicos para o parâmetro fósforo no caso de lançamento de efluentes em corpos receptores com registro histórico de floração de cianobactérias, em trechos onde ocorra a captação para abastecimento público” (BRASIL, 2011).

Embora a legislação não determine padrões específicos de nitrogênio e fósforo para o lançamento em corpos hídricos receptores dos efluentes derivados de sistemas de tratamento de esgotos sanitário, o artigo 5º do CONAMA nº430/2011 (BRASIL, 2011), estabelece que os efluentes não poderão conferir ao corpo receptor características de qualidade em desacordo com as metas obrigatórias progressivas, intermediárias e finais do seu enquadramento. Ou seja, mesmo que não controle as concentrações desses nutrientes, seu lançamento não poderá ocasionar a perda da qualidade da água do corpo receptor.

Com respeito ao foco da pesquisa sobre *wetlands* construídos, é importante destacar que para licenciar sistemas de tratamento que utilizam a tecnologia de *wetlands* construídos, pode utilizar a legislação vigente Resolução CONAMA nº 377/2006 (BRASIL, 2006), que preconiza sobre o licenciamento ambiental simplificado de sistema de esgotamento sanitário e a Resolução CONAMA nº 237 de 1997 dispõe sobre os procedimentos e critérios utilizados no licenciamento ambiental.

No Brasil não há regulamentações sobre *wetlands* construídos, porém, a NBR 7.229 (ABNT, 1992) e NBR 13.969 (ABNT, 1997) estabelecem critérios e informações sobre a construção de unidades de pós-tratamento e disposição de efluentes originados dos tanques sépticos, dos quais possuem características semelhantes de projeto, implantação e operação com os *wetlands* construídos de fluxo vertical e horizontal e ainda apresentam parâmetros para lançamento de efluentes em galeria pluvial e outros corpos receptores (MEDEIROS, 2017; SEZERINO *et al.*, 2012; ABNT, 1997).

Soluções para o esgotamento sanitário fazem parte das infraestruturas básicas de loteamentos, porém, nos casos de implantação do sistema *wetland* construído em loteamentos é necessário ter conhecimento de como será computado o sistema. Segundo Brasil (1979), “loteamento é a subdivisão de gleba em lotes destinados a edificação, com abertura de novas vias de circulação, de logradouros públicos ou prolongamento, modificação ou ampliação das vias existentes”.

Conforme Medeiros (2017), assim como as demais Estações de Tratamento de Efluente – ETE, os *wetlands* construídos, podem ser alocados nos loteamentos computados como área institucional ou de utilidade pública ou ainda como áreas verdes, se atendidos os aspectos legais, como área mínima, tipo de vegetação, entre outras.

De acordo com Medeiros (2017), os sistemas de tratamento de esgoto sanitário quando individuais são definidos conforme lei municipal, plano diretor, diretrizes da vigilância sanitária municipal, órgão competente pelo saneamento municipal, bem como do órgão ambiental competente, sendo os arranjos definidos pelas NBR 7.229 (ABNT, 1992) e NBR 13.969 (ABNT, 1997).

Os arranjos dos sistemas de tratamento de esgoto seguem as recomendações reportadas nas NBR 7.229 (ABNT, 1992) e NBR 13.969 (ABNT, 1997), entretanto, são definidos conforme lei e plano diretor do município, diretrizes da vigilância sanitária municipal, órgão competente pelo saneamento municipal, e ainda o órgão ambiental competente (MEDEIROS, 2017).

Nos casos de sistemas coletivos, existem várias modalidades de arranjos tecnológicos nos ramos dos tratamentos descentralizados, como as ETE compactas, lodos ativados em batelada, UASB seguido de lodos ativados, UASB seguido de filtro

aeróbio submerso, reator anaeróbio compartimentado (RAC) seguido *Wetland* Construído, entre outras (MEDEIROS, 2017).

2.4 SISTEMA DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADOS

Quando a coleta, tratamento e a descarga de efluentes acontecem próximo do local onde o efluente foi gerado, é chamado de sistema de tratamento descentralizado (NHAMBIRRE, 2016), sendo uma alternativa de escolha de tratamento relacionado com as condições específicas do local, recursos financeiros de cada comunidade e com a finalidade pretendida com o tratamento.

De acordo com a *United States Environmental Protect Agency* - USEPA (1997), os sistemas descentralizados são apropriados para muitos tipos de comunidades e condições, podendo ser adotados no tratamento de efluente proveniente de casas individuais, grupos ou condomínios de casas, pequenas comunidades e indústrias ou ainda instalações não conectadas ao sistema de coleta central (SUBTIL, 2016).

Os princípios para adoção de um sistema descentralizado estão voltados para não exigência de grandes porções de terra, baixa demanda de energia, operação fácil e impacto mínimo de degradação ambiental. Além de gerar efluente com aspectos legais aceitáveis e custos operacionais baixos, eliminando a necessidade de grandes sistemas de coleta e transporte de resíduo (RODRÍGUEZ, 2009). Nesse viés por envolver técnicas econômicas que requerem menores custos, tornar-se um tratamento de efluente sanitário economicamente viável.

No que se referem ao tratamento, os sistemas descentralizados podem abranger diferentes níveis, denominados tecnicamente de tratamento preliminar, com foco na remoção de sólidos grosseiros e material flutuante no efluente. No nível primário pretende-se remover parte dos sólidos suspensos e matéria orgânica presente, o nível secundário contempla a remoção da matéria orgânica biodegradável (em solução ou suspensão) e sólidos suspensos. O terciário ou avançado promove a remoção de sólidos suspensos, nutrientes e ainda a desinfecção (MEDEIROS, 2017).

2.4.1 Tratamento preliminar

Segundo Von Sperling (1996), tratamento dos esgotos classificado como nível preliminar objetiva principalmente a remoção dos sólidos grosseiros e areia, e ainda medição de vazão do efluente. Os dispositivos usados como mecanismos físicos de remoção de poluentes são gradeamento, peneiramento e sedimentação.

O gradeamento é um processo realizado por meio de grades, peneiras rotativas ou trituradores que tem como finalidade a retenção dos sólidos grosseiros. Esses sólidos grosseiros são retirados com a intenção de proteger os dispositivos de transporte dos esgotos - bombas e tubulações - e as unidades de tratamento subsequentes.

A remoção da areia acontece pela sedimentação através das unidades de desarenação. Tal remoção evita o assoreamento da unidade de tratamento, elimina ou reduz a possibilidade de entupimentos em tubulações e facilita o transporte do efluente.

Para que haja a medição da vazão é inserido o dispositivo conhecido como calha Parshall ou vertedores que permitem a correlação entre o nível do líquido e a vazão de esgotos. Depois de passar pelo tratamento preliminar, o efluente gerado é encaminhado ao tratamento primário.

2.4.2 Tratamento primário

Conforme Von Sperling (1996), o nível de tratamento primário visa à remoção de sólidos sedimentáveis e sólidos flutuantes que não foram removidos no tratamento preliminar. Logo, no tratamento primário os poluentes presentes são removidos parcialmente em unidades de sedimentação por meio de decantadores que flui o esgoto, permitindo que os sólidos em suspensão se sedimentem no fundo do decantador.

O quadro 2 aponta às características do nível de tratamento primário dos esgotos, segundo Von Sperling (1996).

Quadro 2 – Características do nível primário de tratamento de esgoto.

Item	Nível de tratamento ⁽¹⁾
	Primário
Poluentes removidos	Sólidos sedimentáveis DBO em suspensão
Eficiência de remoção	SS: 60-70% DBO: 30 – 40%

	Coliformes: 30 – 40%
Mecanismo de tratamento predominante	Físico
Cumprir o padrão de lançamento? ⁽²⁾	Não
Aplicação	Tratamento parcial Etapa intermediária de tratamento mais completo

Notas: (1): Uma ETE a nível secundário usualmente tem tratamento preliminar, mas pode ou não ter tratamento primário (depende do processo); (2): valores para o lançamento, caso estudos ambientais demonstrem que o corpo receptor continuará enquadrado dentro da sua classe.

Fonte: Adaptado de VON SPERLING, 1996.

O decanto digestor conhecido como tanque ou fossa séptica é uma forma de tratamento do tipo descentralizado em nível primário mais comumente usado no mundo. Funciona como biorreator anaeróbico, sendo câmaras construídas para deter os despejos líquidos de modo a permitir a sedimentação dos sólidos em suspensão e retenção do material graxo dos esgotos, transformando-os, bioquimicamente, em substâncias e compostos mais simples e estáveis (JORDÃO e PESSÔA, 1982; NUNES, 2012).

Para o funcionamento do tanque séptico é considerada a etapa de retenção, no qual o esgoto é detido no decanto digestor por um período estabelecido, que pode variar de 24 a 12 horas (JORDÃO e PESSÔA, 1982).

Juntamente com a fase anterior ocorre o processo de sedimentação de 60 a 70% dos sólidos em suspensão. O restante dos sólidos que não foram decantados, formados por óleos, graxas, gorduras e outros materiais misturados com gases é retido na superfície livre do líquido (JORDÃO e PESSÔA, 1982).

Segundo Jordão e Pessoa (1982), tanto a fração sedimentada quanto a retida na superfície do tanque são atacadas por bactérias anaeróbicas, o que leva a uma destruição parcial de organismos patogênicos. Como resultados da digestão, há a geração de gases, líquidos e redução da concentração de sólidos presentes.

Os principais tipos de tanques sépticos são (JORDÃO e PESSÔA, 1982):

- Tanque séptico de câmara única;
- Tanque séptico de câmaras sobrepostas;
- Tanque séptico de 2 (duas) câmaras em série.

O tanque séptico é um dispositivo de tratamento de esgoto que fornece um grau de tratamento compatível com a sua simplicidade e custo. Portanto, é um tipo de sistema que depende das características do solo local, são deficientes na remoção de compostos de fósforo e de nitratos e não reduzem organismos patogênicos

(MASSOUD, 2009). Gera então a necessidade de sistemas posteriores de tratamento para que o efluente possa atender aspectos legais e normativos.

Segundo Neto (1997), os principais fatores que influenciam o desempenho do tanque séptico são:

- A carga hidráulica (vazões aplicadas em relação aos volumes e tempo de detenção);
- A geometria;
- Números de câmaras e arranjo;
- Dispositivos de saída e entrada;
- Temperatura (atividade biológica);
- Condições de operação (principalmente a retirada do lodo em tempo certo).

Já os parâmetros importantes são (NETO, 1997):

- Vazões de projeto;
- Tempo destinado à sedimentação dos sólidos e à digestão do lodo;
- Taxa de acumulação e os coeficientes de redução de volume de lodo e;
- Período de esgotamento.

Na NBR 7.229/97 (ABNT, 1997), são apresentados os valores em tabela das contribuições diárias de esgoto e lodo fresco por tipo de prédio e ocupantes, o período de detenção dos despejos, por faixa de contribuição diária, profundidade útil mínima e máxima, por faixa de volume útil e a taxa de acumulação total de lodo (K), em dias.

Com relação aos dispositivos de entrada e saída dos TS, a parte emersa do dispositivo de entrada deve estar pelo menos 5 cm acima da geratriz superior do tubo de entrada, e parte imersa aprofundada até 5 cm acima do nível correspondente à extremidade inferior do dispositivo de saída, enquanto no dispositivo de saída, a parte emersa nivelada, pela extremidade superior ao dispositivo de entrada e parte imersa medindo um terço da altura útil do tanque (ABNT, 1993).

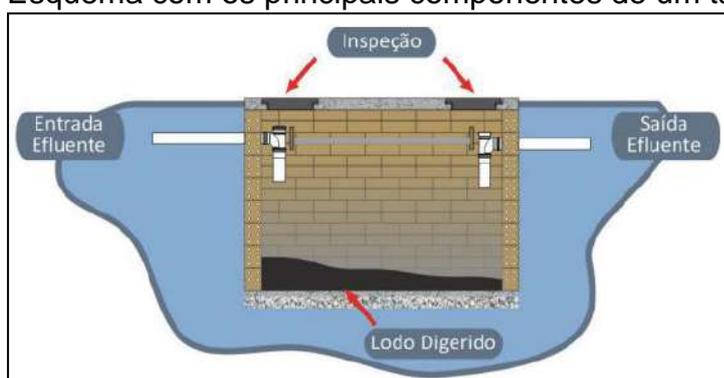
De acordo com Neto (1993), na entrada restringe a área de turbulência e na saída retém espuma e capta os líquidos mais clarificados.

Para tanques sépticos de uso doméstico, individuais e coletivos, na faixa de até, aproximadamente, 6,0 m³, os requisitos de estabilidade são, em geral,

atendidos por construções em alvenaria de tijolo inteiro ou por concreto armado, moldado no local, com espessura de 8 cm a 10 cm, sendo admitidos ainda outros materiais e componentes pré-fabricados, como anéis de concreto armado, componentes de poliéster armado com fibra de vidro e chapas metálicas revestidas (ABNT, 1993).

A figura 2 abaixo detalha a forma e os principais componentes que compõe um tanque séptico.

Figura 2 – Esquema com os principais componentes de um tanque séptico.



Fonte: Adaptado de FUNASA, 2014.

Segundo manual da Fundação Nacional de Saúde – FUNASA (2014), não se recomenda a limpeza anual de tanques sépticos. Logo, aconselha seu dimensionamento para retirada de lodo mínima, com intervalos de dois anos, uma vez que permite a retirada de um lodo mais estabilizado, sendo economicamente mais vantajoso.

A tabela 4 demonstra a faixa de eficiência de remoção de matéria orgânica expressa em termos de DBO do tanque séptico comparando com as outras tecnologias de sistema anaeróbico.

Tabela 4 – Concentração de efluente e eficiência de remoção de DBO do tanque séptico comparado com outros arranjos tecnológicos.

Sistema anaeróbico	DBO Efluente (mg/L)	Eficiência de remoção DBO (%)
Lagoa anaeróbica	70-160	40-70
Reator UASB	60-120	55-75
Tanque séptico	80-150	35-60
Tanque Imhoff	80-150	35-60
Tanque séptico + Filtro anaeróbico	40-60	75-85

Fonte: Adaptado de MEDEIROS, 2017.

Já o quadro 3 abaixo refere-se às faixas prováveis de remoção de poluentes de acordo com a NBR 13969 de 1997 (ABNT, 1997).

Quadro 3 – Faixas prováveis de remoção dos poluentes, conforme o tipo de tratamento, consideradas em conjunto com o tanque séptico (em %) ^{1),2),3)}

Processo	Parâmetro					
	Filtro anaeróbico submerso	Filtro aeróbico	Filtro de areia	Vala de filtração	LAB	Lagoa com plantas
DBO _{5,20}	40 a 75	60 a 95	50 a 85	50 a 80	70 a 95	70 a 90
DQO	40 a 70	50 a 80	40 a 75	40 a 75	60 a 90	70 a 85
SNF	60 a 90	80 a 95	70 a 95	70 a 95	80 a 95	70 a 95
Sólidos sedimentáveis	70 \geq	90 \geq	100	100	90 a 100	100
Nitrogênio amoniacal	-	30 a 80	50 a 80	50 a 80	50 a 90	70 a 90
Nitrato	-	30 a 80	50 a 80	50 a 80	60 a 90	70 a 90
Fosfato	20 a 50	30 a 70	30 a 70	30 a 70	50 a 90	70 a 90
Coliformes fecais	-	-	99 \geq	99,5 \geq	-	-

Notas:(1): Para obtenção de melhores resultados, deve haver combinações complementares; (2): Os valores limites inferiores são referentes a temperatura abaixo de 15°C; os valores limites superiores são temperaturas acima de 25°C, sendo também influenciados pelas condições operacionais e grau de manutenção; (3): As taxas de remoção dos coliformes não devem ser consideradas como valores de aceitação, mas apenas de referência, uma vez que 0,5% residual de coliformes do esgoto representa centenas de milhares destes.

Fonte: Adaptado de ABNT, 1997.

Outro dispositivo com as finalidades iguais de um sistema de tratamento primário é tanque *Imhoff*, considerado como um melhoramento no funcionamento das fossas sépticas, já que apresenta grande vantagem sobre as mesmas por não apresentar partículas de lodo no efluente (JORDÃO e PESSÔA, 1982). Outros exemplos de tecnologias de tratamento de esgoto de nível primário são (JORDÃO e PESSÔA, 1982):

- Sedimentação simples;
- Sedimentação com polieletrólitos;
- Flotação simples;
- Flotação por ar dissolvido e;
- Precipitação química.

Com a redução parcial da matéria orgânica no tratamento primário, o remanescente então é dirigido ao tratamento secundário, tendo como finalidade a remoção da matéria orgânica, que se apresenta na forma dissolvida (DBO solúvel) e

a matéria orgânica em suspensão (DBO suspensa ou particulada) (VON SPERLING, 1996).

2.4.3 Tratamento secundário

Para que ocorra a remoção da matéria orgânica na forma dissolvida e em suspensão, utiliza-se mecanismo biológico, que consiste na degradação dos poluentes orgânicos por meio de reações bioquímicas, no qual acontecem pelo fato de o material orgânico contido no esgoto servir como alimento para o desenvolvimento dos microrganismos (VON SPERLING, 1996).

Segundo Jordão e Pessoa (1982), outros sistemas de tratamento nível secundário são:

- Filtros biológicos convencionais;
- Filtros biológicos com meio plástico;
- Processo de lodo ativado;
- Valos de oxidação;
- Lagoas de estabilização;
- Lagoas aeradas e;
- Discos rotativos.

De acordo com Medeiros (2017), para o tratamento secundário, as tecnologias indicadas no ramo das descentralizadas, são os reatores que propiciam o desenvolvimento de biomassa suspensa, tais como os reatores anaeróbios de fluxo ascendente de manta de lodo (*Upflow Anaerobic Sludge Blanket* - UASB), reator em batelada sequencial (*Sequencing Batch Reactor* - SBR) e, em casos específicos, as lagoas de estabilização. Ainda segundo o autor existem também, reatores fundamentados no processo depurativo de biomassa aderida em material suporte, sendo o filtro anaeróbico, biofiltros aerados submersos, filtros de areia, valas de filtração e sistemas tipo *wetland* construídos.

Para o lançamento final do esgoto no corpo receptor, às vezes, é necessário proceder à desinfecção das águas residuais tratadas para a remoção dos organismos patogênicos ou, em casos especiais, à remoção de determinados

nutrientes, como o nitrogênio e o fósforo, por isso faz se necessário o encaminhamento do efluente ao tratamento de nível terciário (MELLO, 2007).

2.4.4 Tratamento terciário

O sistema de tratamento terciário ou avançado visa à remoção de nutrientes, patogênicos, compostos não biodegradáveis, metais pesados, sólidos inorgânicos dissolvidos e sólidos suspensos remanescentes (VON SPERLING, 1996).

Ainda segundo o autor, objetiva remover poluentes específicos (usualmente tóxicos ou compostos não biodegradáveis) ou ainda, a remoção complementar de poluentes não suficientemente removidos no tratamento secundário.

A remoção de nutrientes de efluentes domésticos se faz necessária devido ao fato de que a não remoção pode desencadear problemas de poluição no corpo receptor, como o fenômeno de eutrofização, sendo definido pelo crescimento excessivo de plantas aquáticas em níveis tais que causam interferências nos usos desejáveis do corpo d'água (LALAU, 2018). Os principais problemas ocasionados devido à eutrofização são (VON SPERLING, 1996):

- Diminuição do uso da água para recreação, balneabilidade e redução geral na atração turística;
- Aumento no corpo d'água da concentração de bactérias heterotróficas que se alimentam da matéria orgânica das algas e de outros microrganismos mortos, desencadeando a morte de peixes e outros animais aquáticos devido a diminuição de oxigênio dissolvido no meio.
- Dificuldades e elevação nos custos de tratamento da água devido ao crescimento excessivo de algas;
- Secreções tóxicas de certas algas faz com que a água fica imprópria para abastecimento humano e de animais;
- Desaparecimento gradual do corpo d'água.

Os nutrientes relacionados com a eutrofização são a amônia (NH_3), nitrato (NO_3), sólidos suspensos totais (SST) e DBO. Como já contextualizado, a remoção biológica dos nutrientes (nitrogênio orgânico, amônia, nitrito e nitrato) é devido aos

processos de nitrificação e desnitrificação. Para a remoção do fósforo é considerado o processo de desfosfatação.

No que se refere à remoção de microrganismos patogênicos, há o processo de desinfecção no qual permite a destruição ou a inativação dos patógenos. A desinfecção pode ser realizada por meio de processos artificiais ou naturais que utilizam agentes físicos, químicos e biológicos para a inativação dos microrganismos. Conforme Gonçalves (2003), os agentes físicos são:

- Transferência de calor;
- Radiações ionizantes;
- Radiação UV e;
- Filtração em membranas.

Os agentes químicos mais utilizados na desinfecção são (GONÇALVES, 2003):

- Cloro;
- Dióxido de cloro e;
- Ozônio.

Ainda segundo o autor nos processos naturais existem ainda os agentes biológicos que promovem a ação de predação ou competição de outros organismos, no qual resulta na inativação dos patógenos. Dentre os processos naturais de desinfecção podem ser citados as lagoas de estabilização e a disposição controlada no solo.

Por parte dos artificiais, as principais opções disponíveis são cloração, cloração/descloração, ozonização, radiação ultravioleta (UV), entre outras misturas oxidantes. Dentre os processos artificiais químicos existentes, a cloração é o método de maior domínio tecnológico e viabilidade econômica no Brasil (GONÇALVES, 2003).

Gonçalves (2003), afirma que a cloração é uma tecnologia que usa o cloro na forma gasosa, hipoclorito de sódio e cálcio como desinfetante. Esse processo de desinfecção possui como vantagens (JORDÃO e PESSOA, 1982; GONÇALVES, 2003):

- Menor custo;

- Prolongamento do processo e indicação da eficiência pelo cloro residual;
- Viabilidade e é efetivo para uma grande variedade de patógenos;
- Oxida certos compostos orgânicos e inorgânicos;
- Possuir flexibilidade de dosagens;
- Reduzir também carga de DBO.

No que se refere ainda aos nutrientes, alguns dos sistemas de tratamentos de efluentes existentes para a remoção dos mesmos são lagoas de estabilização, sistemas de lodos ativados e reatores com biofilme, modalidade de sistemas de lodos ativados por batelada sequencial, modalidade de sistemas de lodos ativados por valos de oxidação, *wetlands* construídos de escoamento superficiais ou subsuperficiais, entre outros arranjos tecnológicos (LALAU, 2018).

2.5 WETLANDS CONSTRUÍDOS (WC)

Wetland construído é um sistema baseado no funcionamento de uma zona alagada natural e pode ser usado para tratamento de esgoto sanitário, onde as espécies de plantas e os microrganismos promovem a degradação de poluentes da água residuária (DORNELAS, 2008).

Segundo Ceve (2015), o sistema consiste de um leito construído de alvenaria, ou feito de fibra, plástico, ou mesmo escavado na terra, impermeabilizado para não haver infiltração, sendo preenchido com material filtrante (brita, areia, silte, cascalho, bambu, madeira, dentre outros) no qual o efluente irá percolar. Geralmente há necessidade de realizar um tratamento preliminar para remoção de material grosseiro evitando entupimento do sistema ou do meio filtrante.

Como componentes fundamentais do sistema, há a vegetação de macrófitas aquáticas e terrestres, substrato e bactérias responsáveis direta e indiretamente pela ocorrência de mecanismos de remoção de poluentes. O sistema funciona basicamente por processo de degradação biológica, gravidade e permeabilidade e tem mostrado eficiência satisfatória como alternativa de tratamento (IAQUELI, 2016).

Estudos também demonstram que o *wetland* construído possui boa capacidade de remoção de DBO, sólidos suspensos, nitrogênio, fósforo, metais

pesados e organismos patogênicos, sendo essa redução alcançada por mecanismos de sedimentação, precipitação, adsorção química, aglutinação e de interação microbiana (CHERNICARO, 2001; CEVE, 2015). O quadro 4 resume os mecanismos envolvidos na remoção dos poluentes nos sistemas *wetlands* construídos.

Quadro 4 – Mecanismos predominantes na remoção de poluentes nos *wetlands* construídos.

Constituintes dos esgotos	Mecanismos de remoção
Sólidos suspensos	Sedimentação Filtração
Material orgânico solúvel	Degradação microbiológica – aeróbia Degradação microbiológica - anaeróbia
Nitrogênio	Amonificação seguido de nitrificação e desnitrificação microbiana Retirada pela planta Adsorção Volatilização da amônia
Fósforo	Adsorção Retirada pela planta
Metais	Complexação Precipitação Retirada pela planta Oxidação/Redução microbiana
Patogênicos	Sedimentação Filtração Predação

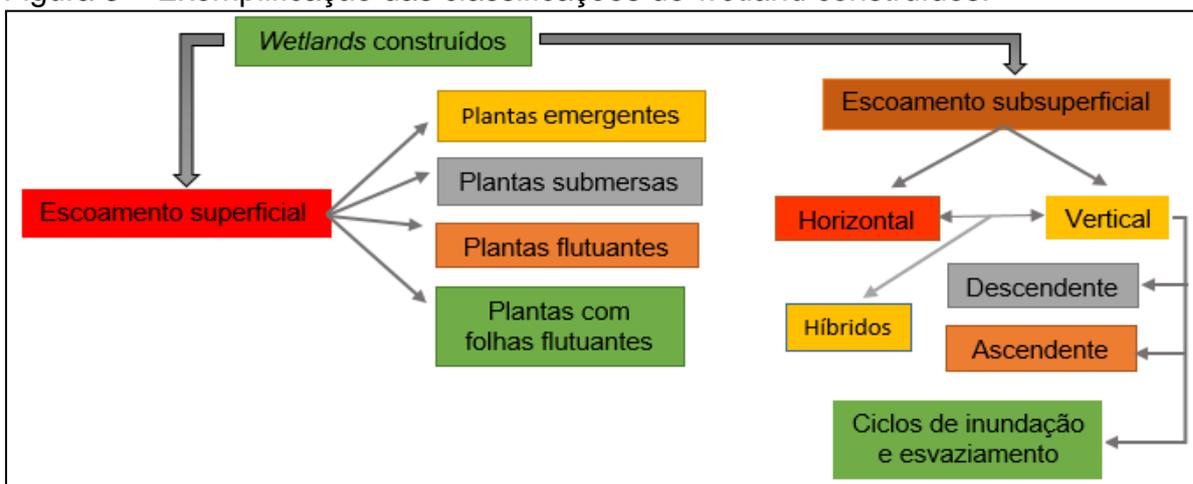
Fonte: Adaptado de PHILIPPI e SEZERINO, 2004.

Conforme Von Sperling *et al.* (2009), existem basicamente os sistemas *wetland* construídos de fluxo horizontal superficial, fluxo horizontal subsuperficial (leitos submersos vegetados de fluxo subsuperficial) e os leitos cultivados de fluxo vertical.

De acordo com Medeiros (2017), no escoamento superficial a maioria do fluxo ocorre por meio de uma coluna de água que recobre um substrato bentônico, enquanto que o fluxo no outro é através de um meio filtrante poroso composto geralmente por areia e brita.

A figura 3 abaixo descreve as classificações encontradas nos sistemas *wetlands* construídos e as macrófitas utilizadas.

Figura 3 – Exemplificação das classificações de *wetland* construídos.



Fonte: Adaptado de SEZERINO, 2015.

De acordo com Silva (2007), o uso da tecnologia *wetland* vem aumentando e se expandindo por todo o mundo. Entretanto, no Brasil, essa tecnologia ainda é pouco implantada, tendo limitado o número de unidades construídas e escassas as informações publicadas a respeito das formas de implantação.

O quadro 5 demonstra as vantagens e desvantagens do uso de *wetland* construído como alternativa de sistema de tratamento de efluente.

Quadro 5 – Vantagens e desvantagens do *wetland* construído.

Vantagens	Referências
Custos de construção e operação relativamente baixos;	Duarte (2002), IEA (2004), Denny (1997), Koottatep et al. (2001).
Fácil manutenção;	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Tolerância a flutuações no ciclo hidrológico e nas cargas de contaminantes.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Possibilidade de se obterem alguns benefícios adicionais, tais como a criação de espaços verdes, de habitats naturais de áreas recreacionais ou educacionais;	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Não requer o uso de energia;	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002), Duarte (2002).
Não requer o uso de produtos químicos ou equipamentos mecânicos;	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Redução da matéria orgânica e dos sólidos sedimentáveis;	Cooper (1997), Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Podem ser construídos com solo e com mínimo aço e concreto;	Senzia et al. (2003).
Não possuem mau cheiro, porque as raízes funcionam como filtro eliminando-o;	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002), Duarte (2002).
Possibilidades de um tratamento eficaz sem a necessidade de equipamentos mais complexos	Duarte (2002).
Possibilidades de reciclagem, reutilização e valorização de efluentes;	Duarte (2002).

Vantagens	Referências
Alta produção de biomassa que pode ser utilizada na produção de ração animal, energia (biogás) e biofertilizantes (composto orgânico);	IEA (2004).
Considerável redução de patógenos;	Chernicharo (2001)
Remoção satisfatória de matéria orgânica, sólidos suspensos, nitrogênio e fósforo.	Chernicharo (2001)
Desvantagens	Referências
Podem causar problemas com mosquito	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Necessidade de caracterizações precisas dos sólidos do efluente a tratar, do tipo de enchimento, do ciclo hidrológico e do regime de temperaturas.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Colmatação que ocorre alguma frequência, havendo, portanto, a necessidade do controle de carga hidráulica e de sólidos para minimizar este problema.	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Requerer um período de início até a vegetação estar ligados bem estabelecida;	Duarte (2002).
Alguns compostos orgânicos removidos pelo sistema podem estar ligados aos sedimentos e se acumulam ao longo do tempo;	Silvestre e Pedro-de-Jesus (2002).
Eficiências sazonais.	Duarte (2002).

Fonte: Adaptado de ANJOS, 2003.

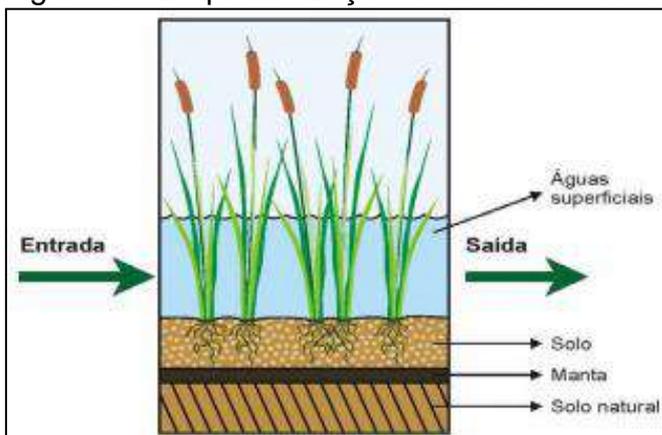
Ainda com relação ao anteriormente exposto, existem diferentes configurações de *wetlands* construídos, as quais serão apresentadas sequencialmente a seguir.

2.5.1 *Wetland* construído de fluxo horizontal (WCFH)

De acordo com Von Sperling *et al.* (2009), *wetland* construído de fluxo horizontal de escoamento superficial, contém plantas aquáticas flutuantes e/ou enraizadas em uma camada de solo no fundo. A superfície do efluente se mantém sobre o substrato, fazendo-o fluir livremente entre as folhas e caules das plantas.

A figura 4 abaixo detalha sobre como o efluente doméstico se comporta quando o fluxo é superficial.

Figura 4 – Esquemática de *wetland* construído de fluxo superficial.

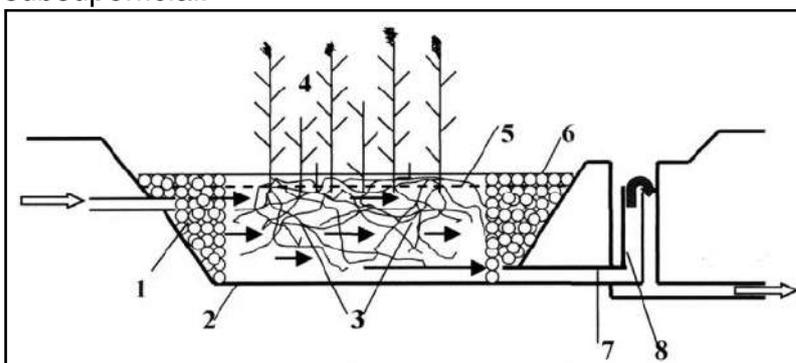


Fonte: Adaptado de ANJOS, 2003.

No fluxo subsuperficial como afirma Chernicharo (2001), a água residuária a ser tratada escoava horizontalmente, através da zona das raízes e rizomas das macrófitas, situadas a cerca de 15 a 20 cm abaixo da superfície do substrato. Os poluentes são removidos pela degradação microbiana e por processos químicos e físicos em uma rede com interação de zonas aeróbicas, anóxicas e anaeróbicas sendo restrito às áreas adjacentes às raízes onde o oxigênio vaza para o substrato (VYMAZAL, 2010).

Nesse fluxo o leito de filtração tende a seguir na horizontal e é impulsionado por uma declividade de fundo (Figura 5).

Figura 5 – Layout esquemático de um *wetland* construído com fluxo horizontal subsuperficial.



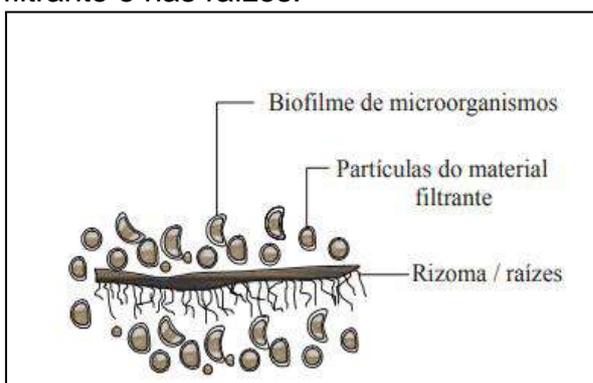
Notas: (1) zona de distribuição de influxo preenchida com grandes pedras; (2) camada impermeável; (3) filtração material; (4) vegetação; (5) nível de água na cama; (6) zona de coleta de escoamento; (7) tubo de drenagem; (8) estrutura de saída com ajuste do nível de água.

Fonte: Adaptado de VYMAZAL, 2010.

Sezerino (2006), afirma que a formação de biofilme aderido a um meio suporte e raízes das plantas (Figura 6) é o princípio básico para o processo de

depuração e transformação dos componentes encontrados nos efluentes. A transformação da série nitrogenada acontecerá devido a presença de comunidades de microrganismos aeróbios e anaeróbios que irão promover a depuração da matéria orgânica.

Figura 6 – Representação esquemática da formação do biofilme aderido ao material filtrante e nas raízes.



Fonte: Adaptado de SEZERINO, 2006.

Com base nisso, os filtros horizontais apresentam boa eliminação de sólidos suspensos e de matéria orgânica dissolvida, mas não são eficazes na oxidação da amônia, apresentando remoção que varia de 10 a 30% (VON SPERLING; *et al*, 2009). Assim, necessitam de uma etapa complementar para nitrificação.

Porém, grande parte dos trabalhos desenvolvidos no Brasil aplicam WCFH como etapa de tratamento secundário empregado no pós-tratamento de decantodigestores tipo tanque séptico, reator anaeróbio compartimentado (RAC), reatores *upflow anaerobic sludge blanket* (UASB) ou lagoas anaeróbias.

De acordo com Medeiros (2017), os WCFH têm sido comumente utilizados para o tratamento de águas residuais domésticas em nível local, coletivo, municipal e até mesmo para tratar efluentes oriundos das indústrias

Estudos reais realizados com arranjo composto por tanque séptico seguido de WCFH apresentaram eficiência de remoção de 82, 84, 16, 50 e 90% de DQO, DBO, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, PO_4^{3-}P e SS, respectivamente (SEZERINO; *et al*, 2012). Von Sperling *et al*. (2009), complementa apresentando eficiência global do sistema combinado de UASB + WCFH de 92 % de DQO, 90% de DBO_5 , 98% de SST, 46% de P fosfato, 22% de N amoniacal e 98% de *E.coli*.

Embora a alimentação contínua de efluente que opera no WCFH, acarrete em pouca oxigenação do sistema, no qual resulta na remoção insatisfatória de nutrientes, a remoção de nutrientes como nitrogênio e fósforo não é considerada na maioria das vezes, como critério de projeto, mas sim a remoção da matéria orgânica carbonácea expressa em termos de DBO₅.

Com base na premissa anterior, esse sistema possui bom desempenho na remoção de matéria orgânica (SEZERINO; *et al*, 2015). Ainda se tratando das configurações desses sistemas prossegue-se com a descrição do *wetland* construído vertical de fluxo descendente (WCVD).

2.5.2 *Wetland* construído vertical de fluxo descendente (WCVD)

Conforme Phillipi e Sezerino (2004), os sistemas de fluxo vertical são módulos escavados no terreno, com superfície plana, preenchidos com um material filtrante, composto na maioria das vezes por camadas de areia, brita e cascalho. Possuem impermeabilização de fundo, de modo que o efluente a ser tratado não penetre até atingir as camadas mais profundas do solo e alcance o lençol freático.

Nesse tipo de sistema, a vegetação aquática adotada é do tipo emergente e é plantada diretamente no material de recheio - material filtrante. O efluente é distribuído de modo intermitente, inundando e escoando verticalmente o leito de tratamento, sendo coletado no fundo por um meio que o direciona a saída do sistema de tratamento (PHILLIPI; SEZERINO, 2004).

Ainda, conforme Phillipi e Sezerino (2004), por ser operado com alimentação intermitente, um ambiente oxidativo é proporcionado devido ao arraste de oxigênio para o interior do leito, favorecendo a remoção de matéria orgânica e também a oxidação da amônia. Contudo, os WCVD apresentam limitações quanto à remoção de nitrogênio, pois não possuem ambientes redutores para proporcionar a remoção completa deste nutriente (ROUSSO, 2017).

Nos sistemas WCVD, o sentido de fluxo pode ser ascendente ou descendente. De acordo com Pelissari (2017), o sentido descendente é o mais recomendado uma vez que o desenvolvimento da planta ocorre nas primeiras camadas. Além disso, o tratamento é mais eficaz, pois, nessas camadas existem as

raízes que absorvem os nutrientes do esgoto e onde os microrganismos rizosféricos têm grande participação no tratamento.

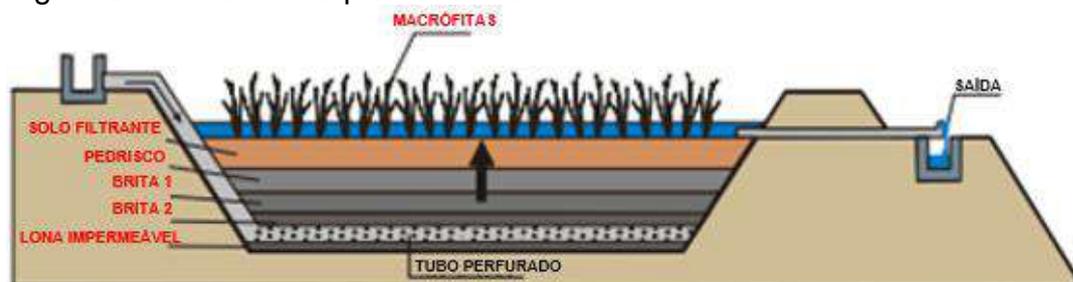
As figuras 7 e 8 esquematizam o sistema *wetland* de fluxo vertical com escoamento descendente e ascendente, respectivamente.

Figura 7 – Desenho esquemático de *wetland* vertical de fluxo descendente.



Fonte: Adaptado de SALATI *et al.* 2009.

Figura 8 – Desenho esquemático de *wetland* vertical de fluxo ascendente.



Fonte: Adaptado de SALATI; *et al.*, 2009.

2.5.3 Sistemas *wetland* híbridos

Devido às limitações em que os *wetlands* construídos de fluxo horizontal e os de fluxo vertical apresentam, pesquisadores elaboraram arranjos em série entre esses sistemas, no qual gerasse efluente com menores concentrações de compostos nitrogenados, são os chamados sistemas híbridos.

Conforme Phillipi e Sezerino (2004), as combinações dos sistemas de fluxo vertical e horizontal levam na obtenção de uma boa nitrificação nos filtros em vertical, pois são bem oxigenados, e ainda o processo de desnitrificação nos filtros horizontais onde apresenta condições de anoxia necessárias a esta reação.

Ainda segundo os mesmos autores, as vantagens e desvantagens do fluxo vertical e horizontal podem ser combinadas de maneira a complementar cada um deles individualmente.

Vale ressaltar que a utilização de sistemas de *wetlands* combinados depende do problema a ser resolvido, da qualidade do efluente a ser tratado, da

eficiência final desejada na remoção de poluentes e contaminantes, da área disponível, do interesse da utilização da biomassa produzida, do interesse paisagístico e ainda das macrófitas associadas (SALATI; *et al*, 2009).

2.5.4 Macrófitas

De acordo com Philippi e Sezerino (2004, p.57), “macrófitas são plantas aquáticas vasculares cujos tecidos são visíveis”. Segundo Chernicharo (2001), as macrófitas desempenham um importante papel no tratamento de águas residuárias, visto que elas necessitam de nutrientes para o crescimento e reprodução. Dado ao fato de que essa vegetação é altamente produtiva, notáveis quantidades de nutrientes podem ser incorporadas na sua biomassa. O nitrogênio, por exemplo, é incorporado na biomassa das macrófitas pelo processo de assimilação, o qual, segundo Philippi e Sezerino (2004), convertem formas inorgânicas do nitrogênio para compostos orgânicos que servem de estoque para as células e os tecidos das plantas.

De acordo com Esteves (1998), pesquisas com o emprego de macrófitas como meio de reduzir a concentração de compostos orgânicos, metais pesados, fósforo e compostos nitrogenados, assim como o decréscimo de organismos patogênicos vêm sendo realizadas. Existem estudos os quais mostraram que espécies como *Scirpus lacustris*, *Juncus maritimus* e *J. effesus* eliminaram altas taxas de composto orgânico pentaclorofenol.

Philippi e Sezerino (2004), relataram análises realizadas com a espécie *Typha latifolia* na retenção de metais como Pb, Cu, Zn e Cd, apresentando retenção variando entre 50 a 62% no rizoma, 30 a 33% nas folhas e 6 a 10% nas raízes.

Outro aspecto importante é o papel das macrófitas aquáticas na eliminação de bactérias patogênicas. Segundo os autores, inúmeros trabalhos vêm sendo conduzidos na perspectiva de identificar o potencial dos filtros plantados com macrófitas na remoção de patógenos. Os autores relatam estudos realizados com a espécie *Scirpus lacustris*, no qual foi observada e confirmada a remoção de bactérias fecais presentes no esgoto. E, ainda, estudos com a espécie *Phragmites australis* em leitos de pedregulhos para remoção de ovos de helmintos conseguiram alcançar o atendimento às exigências da Organização Mundial da Saúde (OMS).

Como critérios para seleção das macrófitas, ressaltam-se tolerância ao ambiente eutrofizado, valor econômico, crescimento rápido e fácil propagação, absorver nutrientes e outros constituintes, ser de fácil manejo e colheita (CHERNICHARO, 2001). Poças (2015), acrescenta que esses vegetais são classificados de acordo com seu biotipo, sendo que essa classificação reflete o grau de adaptação das macrófitas ao meio aquático.

De acordo com Esteves (1998), existem cinco principais grupos de macrófitas aquáticas quanto ao seu biotipo. As mesmas são relacionadas a seguir.

- a) Macrófitas emersas: plantas enraizadas no sedimento e com folhas fora d'água.
Ex: Junco e Taboa.
- b) Macrófitas com folhas flutuantes: plantas enraizadas no sedimento e com folhas flutuando na superfície da água. Ex: Lírio-do-campo e Vitória Régia.
- c) Macrófitas submersas enraizadas: plantas enraizadas no sedimento, que crescem totalmente submersas na água. A maioria tem seus órgãos reprodutivos flutuando na superfície ou aéreos. Ex: Elodea e Cabomba.
- d) Macrófitas submersas livres: plantas com rizoides pouco desenvolvidos e que permanecem na superfície da água, geralmente presas aos pecíolos e talos de outras macrófitas, ou a outras estruturas submersas. Em sua maioria, emitem flores emersas. Ex: Utriculária;
- e) Macrófitas flutuantes livres: plantas que flutuam livremente e cujas raízes permanecem na subsuperfície, mas sem se fixarem a nenhum substrato, ocorrem em locais protegidos dos ventos ou de pouca correnteza. Ex: Alface d'água, Aguapé, etc.

O quadro 6 descreve os nomes relacionados às macrófitas mais utilizadas nos sistemas *wetlands* construídos.

Quadro 6 – Espécies de macrófitas mais frequentemente utilizadas.

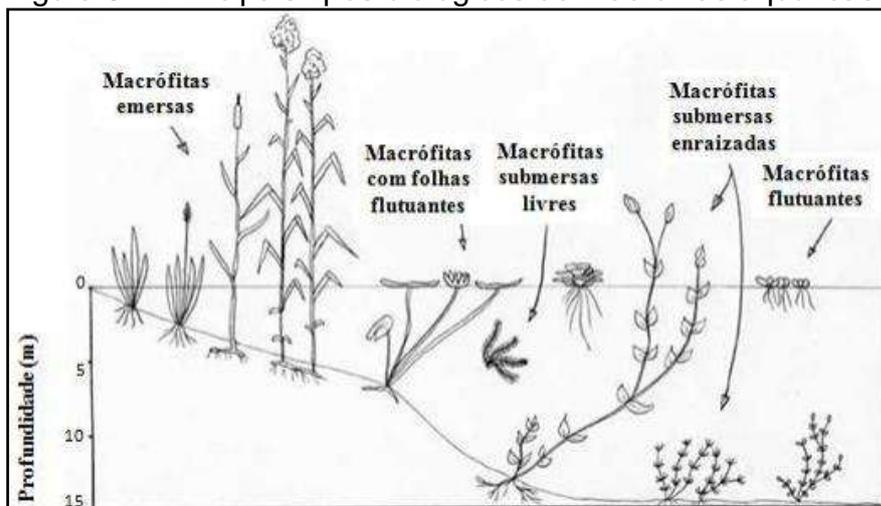
Emergentes	Flutuantes	Submersas
Taboa (<i>Typha angustifolia</i> L. ou <i>Typha latifolia</i>)	Jacinto d'água (<i>Eichhornia crassipes</i>)	<i>Elodea canadensis</i>
Junco (<i>Juncus spp</i> e <i>junco ingens</i>)	Lentilha d'água (<i>Lemna</i>)	<i>Elodea nutalli</i>
Caniço (<i>Phragmites spp</i>)	Rede de água (<i>Hydrodictyon</i>)	<i>Egéria densa</i> (Elodea)
<i>Schoenoplectus validus</i>	<i>Reticulatum</i> L.	<i>Ceratophyllum demersum</i>
Bunho (<i>Carex spp</i>)	<i>Scenedesmus acuminatus</i> (Lagerh) (Duarte, 2002)	<i>Hydrilla verticillata</i>
<i>Scirpus lacustris</i> L.	<i>Spirodela sp</i>	<i>Cabomba caroliniana</i>
<i>Eleocharis sp</i>	<i>Wolffia arrhiza</i>	<i>Miriophyllum heterophyllum</i>

Lírios-do-charco ou Lírio-dos-pântanos (<i>Íris pseudocorus</i> L.)	<i>Azolla caroliniana</i> (Mazzola et al., 2003)	<i>Paramogeton spp</i> (Soares e Ferreira, 2001).
--	--	---

Fonte: Adaptado de DA SILVA, 2007.

A figura 9 abaixo detalha as macrófitas associadas aos seus tipos biológicos.

Figura 9 – Principais tipos biológicos de macrófitas aquáticas.



Fonte: Extraído de ESTEVES, 1998.

Conforme Esteves (1998), um problema decorrente pelo uso de macrófitas aquáticas é o seu crescimento excessivo. Esse aumento deve-se a dois fatores principais: falta de predadores e ao aumento do nível de eutrofização do ambiente.

De acordo com o mesmo autor as macrófitas mais comumente associadas a problemas de superpopulação são *Eichhornia crassipes*, *Salvínia molesta*, *Elodea canadenses*, *Pistia stratiotes* e *Ceratophyllum demersum*. Como forma de controle, há métodos de controles mecânicos, o qual seria a retirada manual ou com máquinas das macrófitas aquáticas, o método químico, realizado por meio do uso de herbicidas e o controle biológico, inserindo os predadores das macrófitas (ESTEVES, 1998).

Poças (2015), afirma que para reduzir os problemas com o aumento de biomassa pelas macrófitas, existem diversos estudos sobre a utilização da mesma para a produção de ração animal, energia e biofertilizantes.

As figuras 10 e 11 retratam uma das macrófitas utilizadas no sistema estudado.

Figura 10 – *Typha spp* (Taboa)



Fonte: Adaptado de RODRIGUES, 2016.

Figura 11 – *Juncos spp* (Juncus)



Fonte: Adaptado de RODRIGUES, 2016.

Analisada a vegetação aquática que irá ser inserida para o modelo de *wetland* construído, as etapas seguintes referem-se a própria construção do sistema, sua operação e manutenção para obtenção de bom desempenho de funcionamento e eficiência.

2.5.5 Construção, operação e manutenção dos *wetlands* construídos

Conforme Philippi e Sezerino (2004), depois de calculada a área superficial por meio de equações definidas e conhecendo as características físicas e físico-químicas do material filtrante a ser utilizado, pode seguir-se para a construção das *wetlands*, destacando ainda que as condições ambientais do local devem ser observadas para que não venha comprometer a utilização das macrófitas, bem como a vida útil do sistema.

Outros fatores locais relevantes são o nível de lençol freático e a disponibilidade de terra para área estimada para o sistema. Em casos de insuficiência

na área disponibilizada, devem-se buscar soluções diferenciadas para o tratamento do efluente. Em situações onde o lençol freático está a poucos metros de profundidade, faz-se necessário o rebaixamento do mesmo, e quando o lençol é profundo suficiente, acima de 1 metro pode ser escavado o terreno para construção, sendo posteriormente impermeabilizado por manta plástica ou mantas de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) moldadas *in loco* (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Segundo Philippi e Sezerino (2004), é importante identificar o objetivo principal da implantação do sistema e, posteriormente buscam-se os modelos de dimensionamento mais aplicáveis as condições do ambiente. E, como afirma Poças (2015), para melhorar o desempenho do sistema *wetland* construído é necessário conhecer os seus parâmetros de dimensionamento.

O quadro 7 apresenta alguns critérios para construção de *wetlands* construídos em relação ao fluxo superficial e subsuperficial, sendo apenas uma referência de dimensionamento.

Quadro 7 – Critérios para construção de *wetlands* construídos.

Parâmetros	Fluxo Superficial	Fluxo Subsuperficial
Tempo de detenção hidráulica - TDH (dia)	5 a 14	2 a 7
Taxa máxima de carregamento (kgDBO/ha.dia)	80	75
Profundidade substrato (cm)	10 a 50	10 a 100
Taxa de carregamento hidráulico (mm/dia)	7 a 60	2 a 30
Controle de mosquito	Necessário	Não é necessário
Relação comprimento: largura	2:1 a 10:1	0,25:1 a 5:1
Área requerida (ha/m ³ .dia)	0,002 a 0,014	0,001 a 0,007

Fonte: Adaptado de KLETECKE, 2011.

No que se refere às tubulações de entrada e saída, as formas como são dispostas tem importância na garantia da qualidade do tratamento. Conforme Philippi e Sezerino (2004), no *wetland* construído de fluxo horizontal, a tubulação de entrada penetra no leito filtrante gerando um fluxo sub-superficial, propiciando distribuição uniforme, já a tubulação de saída também é assentada ao longo da extensão transversal do maciço, porém, em cota diferente, sendo disposta no fundo do filtro.

Nas unidades de fluxo vertical as tubulações de distribuição do afluente são feitas de forma aérea, sustentadas acima do maciço filtrante para que no momento da distribuição, mais ar atmosférico possa ser transferido para a porção do solo (PHILIPPI e SEZERINO, 2004). É recomendada a alimentação intermitente de esgotos, para que

a transferência do oxigênio atmosférico se faça com mais propriedade. Já a tubulação de coleta do esgoto encontra-se ao fundo do filtro.

Nos *wetlands* construídos as ações de operação e manutenção são de forma simples, entretanto, como toda unidade de tratamento necessita ser constante. De acordo com Philippi e Sezerino (2004), a operação/manutenção limita-se na poda das macrófitas, retirada de plantas indesejadas e na elevação e ou rebaixamento do controlador de nível. O controle do nível é utilizado devido à necessidade de manutenção da umidade do leito filtrante e para sua realização é usado mangote flexível.

É importante destacar que no projeto devem ser previstos os dispositivos de caixa de inspeção, tampas de inspeção e tubos guias para a limpeza dos tanques sépticos (PHILIPPI e SEZERINO, 2004).

Com relação ao monitoramento dos *wetlands* construídos, a caracterização das águas residuárias e da vegetação pode ser realizada a partir de diversos parâmetros, como a taxa de crescimento das plantas, área foliar (AF) e índice de área foliar (IAF) (KELETECKE, 2011; POÇAS, 2015). O volume e vazão do afluente e efluente servem para monitorar a quantidade da água. Com relação à qualidade são observadas suas principais características biológicas (microrganismos), físicas (cor, turbidez e odor, temperatura), e químicas (pH, alcalinidade, acidez, dureza, ferro e manganês, cloretos, nitrogênio, fósforo e oxigênio dissolvido, DQO e DBO) (VON SPERLING, 1996).

Como já mencionado anteriormente, os *wetlands* construídos apresentam-se como um sistema executável para o tratamento de águas residuárias originadas de pequenos grupos de população, sendo assim, pode ser implantado para tratar os efluentes gerados em condomínios.

2.5.6 *Wetland* construídos em condomínios

A questão do saneamento básico nos condomínios vem sendo tratada com mais seriedade, devido a geração de consumidores mais conscientes e as exigências das legislações ambientais. Por meio disso, muitos condomínios têm procurado alternativas para minimizar o impacto ambiental e descartar os efluentes em locais que não causem danos ao meio ambiente (ITAMARO, 2016).

Conforme Uwai *et al.* (2008), os sistemas de tratamento *wetlands* construídos representam uma alternativa simples, econômica, de fácil construção e operação que pode ser incorporado à paisagem local, sendo considerado promissor como alternativa para solucionar os problemas sociais e ambientais causados pela má disposição do esgoto.

No Brasil já existem sistemas *wetlands construídos* operando com remoção satisfatória de poluentes. Uwai *et al.* (2008), demonstraram a eficiência de remoção de sistemas *wetlands* construídos de fluxo sub-superficial horizontal com gramíneas, em um condomínio horizontal residencial de alto padrão possuindo 467 lotes no período de dois anos.

Conforme Uwai *et al.* (2008), as análises feitas com amostras do efluente de entrada e no final do sistema mostraram eficiência de remoção média de DBO de 93,02%, DQO 86,14%, fósforo 84,61%, nitrogênio 88,93%, pH na faixa de 7,0 a 7,9 e 99,97% no tocante à remoção de coliformes fecais. Dessa forma, eles concluíram que o sistema no condomínio mostrou-se eficaz na remoção de poluentes e atendeu as exigências do órgão ambiental no período de realização do estudo.

Já Rodrigues *et al.* (2015), avaliaram o desempenho de um sistema *wetland* de fluxo horizontal instalado em uma escola rural contendo 190 alunos. O tratamento terciário era constituído de dois *wetlands* com brita e areia grossa como material filtrante e macrófitas da espécie *Thipha sp.* O sistema *wetland* foi operado experimentalmente por um período de oito meses, sendo realizadas análises mensais dos materiais coletados nos pontos de entrada e saída do mesmo. Quanto à eficiência de remoção, o sistema apresentou uma média de 72,1% de DBO e 77,7% de DQO, 80,7% para o fósforo e nitrogênio de 80,7 %.

O estudo ainda apresentou desempenho positivo de eficiência de remoção para os parâmetros analisados, a implantação do sistema serviu como impulso para às questões de sustentabilidade do saneamento rural assim como a criação de Leis para a obrigatoriedade da utilização de sistemas *wetlands* nos loteamentos a serem implantados no município onde a escola se localizava.

2.6 REUSO DO EFLUENTE

Conforme Frota (2016), a alternativa para tratar a desarmonização causada pelo constante crescimento demográfico e atividades humanas em relação a demanda/oferta de água é o reuso da água. Sendo um importante instrumento de gestão ambiental e detentor de tecnologias já consagradas para a sua adequada utilização.

Como afirma Monteiro (2014), o reuso encontra-se diretamente relacionado aos conceitos do saneamento sustentável e dos sistemas descentralizados de efluentes, visto que estações de tratamento descentralizadas podem produzir efluentes aptos para atender usos não potáveis em uma menor escala, e devido às proximidades das fontes geradoras, tem um custo energético e econômico mais baixo.

De acordo com Moruzzi (2008), o reuso de efluentes sanitários pode ser considerado como um método combinado de reciclagem de água e nutrientes. As tecnologias empregadas para tal finalidade, devem considerar a qualidade da água afluenta ao sistema de tratamento e os usos que serão considerados após o tratamento e ainda a demanda para a qual se destina.

Segundo o mesmo autor, a segurança sanitária da água de reuso é comumente atribuída à capacidade das estações de tratamento de produzir efluente com qualidade compatível aos usos pretendidos.

De acordo com Giordani e Santos (2003), o reuso de efluentes pode ocorrer em fins potáveis e não-potáveis. O reuso potável comete em altos custos e riscos à saúde pública e o reuso em fins não-potáveis pode ocorrer nas seguintes atividades:

- Reuso agrícola - Caracterizado pela utilização de efluentes domésticos na irrigação de algumas plantas comestíveis ou não;
- Reuso urbano - Caracterizado pela utilização de efluentes domésticos tratados para suprir várias atividades urbanas que não necessitam de água potável. Entre eles, prevenção contra incêndio, descarga em aparelho sanitário, irrigação de parques, jardins e campos esportivos;
- Reuso recreacional - Destinados à recreação pública. Exemplo: lagos, rios e reservatórios; -piscinas públicas;
- Reuso industrial - São utilizados em atividades industriais. Exemplos: torres de resfriamento, águas de processamento;

- Aquicultura - Utilização dos nutrientes para produção de peixes e plantas aquáticas com vistas à produção de alimentos e/ou energia;
- Paisagístico - Utilização de efluentes na manutenção de espelhos d'água, irrigação de parques, chafarizes, etc;
- Recarga de aquíferos - Utilização para recarga artificial de aquíferos;
- Manutenção de vazão dos cursos d'água - utilizado na manutenção de vazão mínima em período de estiagem, auxiliando na vazão ecológica, garantindo na diluição de cargas poluidoras, manutenção da vida aquática entre outros;

Von Sperling (2006), cita como alguns dos principais usos da água, o abastecimento doméstico, o abastecimento industrial, irrigação, dessedentação de animais, preservação de fauna e flora, recreação e lazer, criação de espécies, geração de energia elétrica, navegação, harmonia paisagística e diluição e transporte de despejos, tendo como uso nobre abastecimento doméstico, e o menos nobre a diluição e transporte de despejos, já que este não possui nenhum requisito de qualidade.

A NBR 13.969/97 (ABNT, 1997), diz que nos casos de reuso de esgotos tratados, devem utilizados como irrigação dos jardins, lavagem dos pisos e dos veículos automotivos, na descarga dos vasos sanitários, na manutenção paisagística dos lagos e canais com água, na irrigação dos campos agrícolas e pastagens, entre outras possibilidades nas quais haja a preocupação com o reuso de efluentes, dando-lhes uma destinação mais útil que o despejo em córregos e rios.

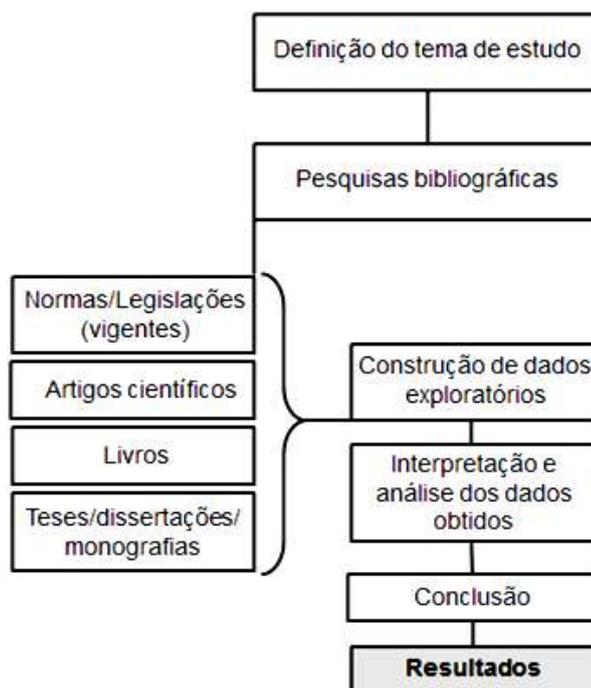
3 METODOLOGIA

No que se refere à natureza do presente estudo, distingue-se em resumo de assunto, e como afirma Andrade (2007), é um tipo de pesquisa que dispensa a originalidade, mas não o rigor científico. Cervo e Bervian (2002) complementam que pesquisa resumo do assunto reúne, analisa e discute conhecimentos e informações já publicadas, ou seja, trata-se de uma pesquisa baseada em trabalhos mais avançados, publicados por autoridades no assunto, e que não se limita à simples cópia das ideias.

Do ponto de vista dos objetivos da pesquisa pode ser classificada como exploratória, uma vez que, conforme Andrade (2007), a pesquisa exploratória proporciona maiores informações sobre determinado assunto, facilita a delimitação do tema de trabalho, define os objetivos ou formula as hipóteses de uma pesquisa e ou, ainda, descobre um novo enfoque para o trabalho a ser desenvolvido.

Para composição do estudo em questão, foram realizadas as etapas conforme o apresentado no fluxograma a seguir.

Figura 12 – Fluxograma de metodologia do trabalho.



Fonte: Da autora, 2018.

Conforme consta no fluxograma, foi inicialmente definido o tema para elaboração do trabalho, sendo focado para estudos de tratamento de efluente sanitário, tendo como estopim os sistemas *wetlands* construídos e sua aplicação em loteamentos e condomínios. Após essa etapa foram determinados os meios de pesquisas dos quais iriam contribuir para o desenvolvimento do presente estudo.

Nesse viés, a estruturação do trabalho se deu por meio de pesquisa bibliográfica feita a partir de levantamentos teóricos publicados em meio escrito e eletrônico, como livros disponibilizados pela instituição de ensino, artigos científicos, páginas de *web site* que continham base de dados científica com reconhecimento nacional e internacional, bem como, levantamento de leis e normatizações aplicáveis na construção e operação de sistema de tratamento do tipo *Wetlands* Construídos nos locais anteriormente mencionados e ainda foi elaborado um dimensionamento hipotético de sistema de tratamento de efluente sanitário.

A presente pesquisa analisou estudos experimentais com *wetlands* construídos e, a partir dos dados levantados, foram destacados aspectos relevantes de cada estudo em termos de operação e construção do referido sistema tais como: tempo de funcionamento, tipos de pré-tratamento, material suporte, tipos de fluxo operados, macrófitas utilizadas e eficiências de remoção. Processo esse cujo objetivo destinou-se à busca de contribuições para melhoria de eficiências e otimização de projeto.

Quadro 8 – Estudos selecionados

Autor	Campo experimental	Tipo de wetland	Macrófita
MONTEIRO (2014)	Estação de tratamento de residencia rural em Palhoça – SC.	<i>Wetland</i> horizontal de fluxo subsuperficial	<i>Cyperus papiros.</i>
	Estação de tratamento de escritório de engenharia em Florianópolis - SC.	<i>Wetland</i> vertical de fluxo subsuperficial	
TREIN (2015)	Estação de tratamento de uma empresa de embalagens em Biguaçu – SC.	<i>Wetland</i> de fluxo vertical	<i>Cyperus papiros nano.</i>
	Estação de tratamento de um condomínio residencial em Palhoça – SC.	<i>Wetland</i> de fluxo vertical modificado com fundo saturado	
FROTA (2016)	Estação de tratamento de um condomínio residencial em Lajeado – RS.	<i>Wetland</i> horizontal de fluxo subsuperficial	<i>Canna indica</i> <i>Vetiveria zizanoides</i> (L.) Nash.

Fonte: Da autora, 2018.

Por meio da análise dos estudos experimentais anteriormente realizados foi possível fazer a construção dos dados explorados, sua interpretação para que pudesse avaliar os resultados e do desempenho dos sistemas *wetlands* já construídos e em operação.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

4.1 ESTUDOS DE CASOS

4.1.1 Monteiro (2014)

Nesse estudo, foram avaliados dois sistemas de tratamento cujos arranjos tecnológicos com *wetlands* construídos tratavam efluentes provenientes de uma residência rural e de um escritório de engenharia. O efluente gerado na residência rural era tratado por um sistema composto de tanque séptico seguido de *wetland* horizontal de fluxo subsuperficial enquanto que o efluente originado no escritório era tratado por *wetland* vertical de fluxo subsuperficial.

A tabela 5 descreve a localidade, as características do empreendimento que originavam o efluente e o arranjo tecnológico utilizado e avaliado em cada um.

Tabela 5 – Estações de tratamento avaliadas durante o estudo de Monteiro, 2014.

Localidade	Características do empreendimento	Arranjo tecnológico
Três Barras - Palhoça	Residência rural	Tanque séptico + <i>wetland</i> horizontal
Santo Antônio de Lisboa – Florianópolis	Escritório de Engenharia	Tanque de acúmulo + <i>wetland</i> vertical

Fonte: Adaptado de Monteiro, 2014.

As águas cinza da residência rural, composta por três habitantes, foram originadas do tanque e máquina de lavar roupas da propriedade. Conforme anteriormente mencionado, o sistema de tratamento era composto por um tanque séptico seguido por um *wetland* de fluxo horizontal sub-superficial, plantado com macrófitas da espécie *Cyperus papiro*s, conforme figura 13.

Figura 13 – Tanque Séptico seguido de Wetland Horizontal tratando águas cinza na propriedade rural em Palhoça – SC.



Fonte: Adaptado de Monteiro, 2014.

A unidade foi implantada no ano de 2010 e operada por um período de 44 meses. A tabela 6 resume as características associadas ao sistema residencial.

Tabela 6 – Principais características do sistema residencial de Três Barras - Palhoça.

Características	Tanque séptico	Wetland Horizontal
Vazão de projeto	450 L/dia	450 L/ dia
Efluente	Água cinza	Água cinza
Taxa de aplicação seção transversal	-	320 L/m ² .d
Volume útil	1,70 m ³	5,6 m ³
Dimensão (largura : comprimento : altura)	0,75:1,5:0,70 (m)	2:4:1 (m)
Área superficial	1,13 m ²	8 m ²
Material filtrante	-	Areia grossa (d ₁₀) = 0,4 mm; d ₍₆₀₎ = 1,2mm; (U)=3
Altura meio filtrante	-	0,70 m
Macrófita	-	<i>Cyperus papirus</i>

Fonte: Adaptado de MONTEIRO, 2014.

Para avaliação de eficiência de remoção de poluentes, foram realizadas análises quinzenais durante acompanhamento de 9 meses entre os meses de abril a dezembro no ano de 2013.

Na pesquisa em estudo, a autora observou um valor de pH médio de 6,8 na água cinza da residência tratada pelo *wetland* horizontal que segundo a mesma foi condizente com valores designados para efluente contendo grandes quantidades de sabão, o que também refletiu na concentração de 135 mgCaCO₃/L para a alcalinidade.

O sistema *wetland* horizontal apresentou bom desempenho de remoção para DQO e fósforo, alcançando 83% e 73% como eficiência, respectivamente, mesmo com esses parâmetros apresentando concentrações elevadas de entrada, (médias de 1025 mg/L de DQO e 62,4 mg/L de fósforo).

Conforme análise da autora, a remoção média de turbidez ficou na faixa de 80%, o nitrogênio amoniacal 55%, sólidos suspensos (SS) 94% e com relação aos microrganismos patogênicos, não houve remoção satisfatória. O fato anteriormente descrito se justifica por motivo de o tanque séptico já ter um tempo de operação de 3 anos, o que resultou no acúmulo de lodo em seu interior, que pode ter ocasionado o arraste de microrganismos e partículas.

Com relação ao tratamento do efluente do escritório, a água cinza era composta pelos efluentes gerados nas quatro pias dos banheiros e a pia da cozinha que era utilizada para lavar algumas peças de louça e utensílios de café, sendo uma empresa com cerca de 50 funcionários.

O sistema era composto por um tanque de acúmulo, o qual servia para prover nível ao bombeamento que encaminhava por recalque a água cinza para o tratamento em uma unidade de *wetland* vertical plantado com mini papiros, conforme figura 14.

Figura 14 – Sistema de tratamento de águas cinza na sede da empresa em Santo Antônio de Lisboa – Florianópolis.



Fonte: Adaptado de MONTEIRO, 2014.

A tabela 7 apresenta as características resumidas do sistema em questão.

Tabela 7 – Principais características do sistema da empresa.

Características	Wetland Vertical
Vazão de projeto	250 L/d
Efluente	Água cinza
Taxa aplicação superficial	30 gDBO/m ² .d
Volume útil	6,47 m ³
Dimensão (largura: comprimento: altura)	2,20:4,20:1 (m)
Área superficial	9,24 m ²

Fonte: Adaptado de MONTEIRO, 2014.

A pesquisa em questão obteve eficiências de 88%, 97%, 75% para DQO, nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e fósforo (P-PO₄³⁻), respectivamente. Para pH, foi constatado um valor de 6,7 e ainda alcançou uma alta eficiência de remoção de turbidez e sólidos suspensos, ambos de 93%, e para *Escherichia coli*, houve remoção de 6,38x10³NMP/100mL para 6,65x10² NMP/100mL.

O quadro 9 abaixo demonstra os valores de eficiência e concentração dos parâmetros avaliados para cada arranjo tecnológico considerado no estudo e ainda compara-o com padrões definidos pelas legislações ambientais.

Quadro 9 – Comparativo em termos de qualidade dos efluentes da residência e do escritório com a normatização da NBR 13.969 (1997), CONAMA 430/2011 e Lei/SC nº 14.675/2009.

Parâmetro	Residência		Escritório		NBR 13.969 (1997)**	CONAMA 430/2011	Lei/SC nº 14.675/2009
	Eficiência (%)	Concentração (mg /L)	Eficiência (%)	Concentração (mg /L)	Min - Máx		
pH	-	6,8	-	6,7	6 - 9	5 - 9	6 - 9
DQO	84	166,3	88	100	Inferior a 60 mg/L	ND	ND
SS	94	6,6	93	3,3	ND	Eficiência de remoção de 20%	ND
N-NH ₄ ⁺	55	5,1	97	0,5	ND	20 mg/L***	ND
P-PO ₄ ³⁻	86	8,4	75	1,6	ND	ND	*Eficiência de remoção de 75%

*Para lançamento em lagoas, lagunas e estuários;

** Para lançamento nas galerias de águas pluviais;

*** Valores relacionados ao lançamento de efluentes líquidos que não são esgotos sanitários;

ND – Não definido.

Fonte: Da autora, 2018.

O estudo da autora mostrou que os arranjos tecnológicos para o tratamento de águas cinza, demonstraram um comportamento dentro do esperado. Porém, alguns parâmetros ficaram abaixo dos limites estabelecidos pela legislação para fins de reuso, podendo haver melhorias no desempenho, como acrescentar a etapa de desinfecção simples pós-*wetland*, para tratar os microrganismos ainda presentes.

Ainda a autora recomenda que no caso do efluente residencial, a limpeza do tanque séptico possa vir a reduzir a turbidez do efluente final, assim como as concentrações de sólidos.

Diante do contexto já apresentado, a pesquisa a seguir também avalia arranjos de tratamento de efluente com *wetland* construído.

4.1.2 Trein (2015)

Nos estudos de Trein (2015), foram avaliados dois sistemas de Estações de Tratamento de Efluente (ETE) descentralizadas com o uso de *Wetlands* Construídos de Fluxo Vertical - WCFV.

A tabela 8 descreve a localidade, as características do empreendimento que originavam o efluente e o arranjo tecnológico utilizado e avaliado em cada um.

Tabela 8 – Estações de tratamento avaliadas durante o estudo de TREIN, 2015.

Localidade	Características do empreendimento	Arranjo tecnológico
Biguaçu	Empresa de embalagens	RAC + WCFV
Palhoça	Condomínio Residencial	RAC + WCFV - MFS (<i>wetlands</i> construídos de fluxo vertical modificado com fundo saturado)

Fonte: Adaptado de TREIN, 2015.

O primeiro sistema abordou a respeito do tratamento do efluente que era gerado na cozinha, banheiro e lavagens de pisos de uma empresa de embalagens com capacidade para atender 250 pessoas. A estação de tratamento era composta por quatro decanto digestores conhecido como Reator Anaeróbico Compartimentado (RAC), seguido de WCFV e tanque de cloração, sendo finalmente lançado na rede pluvial de drenagem com destino ao mar. O mesmo encontrava-se em operação há cinco anos até a realização do estudo.

O WCFV era alimentado pelo efluente vindo do último RAC cujas dimensões eram 2,35 m de comprimento, 3,00 m de largura e 2,00 m de altura total. O WCFV que foi construído em 2009, possuía área superficial de 189 m² e contava com o uso da macrófita *Cyperus papiros nano*. O material de preenchimento era constituído de brita e areia grossa e isolado do solo com uma camada de PEAD.

As análises foram realizadas durante vinte meses de monitoramento, compreendendo de abril de 2013 a dezembro de 2014. Durante a avaliação o *wetland*

recebeu em média uma vazão afluyente de 12,2 m³/d e uma taxa hidráulica média de 130 mm/d.

A figura 15 ilustra o sistema que foi avaliado e que se encontrava na empresa de embalagens.

Figura 15 – RAC seguido do *wetland* construído de fluxo vertical referente ao sistema da empresa.



Fonte: Adaptado de TREIN, 2015.

Os resultados encontrados pela autora do estudo em questão, apresentaram eficiências médias globais de remoção em termos de concentração de 75% de DQO, 88% de DBO, 83% de Sólidos suspensos (SS), 47% de nitrogênio amoniacal (N-NH₄⁺) e 63% de fósforo ortofosfato (P-PO₄³⁻), sendo estes valores referentes ao primeiro sistema.

Com relação aos coliformes totais e *E.coli*, a pesquisa reportou que o afluyente apresentava média de 1,09 x 10⁹ NMP/100 mL para coliformes totais e 1,02 x 10⁸ NMP/100 mL para *E.coli*. Após a passagem pelo WCFV, a concentração de coliformes totais e *E. coli* ficaram em média 9,15 x 10⁷ e 1,42 x 10⁷ NMP/100 mL, respectivamente, não apresentando boa remoção de patógenos.

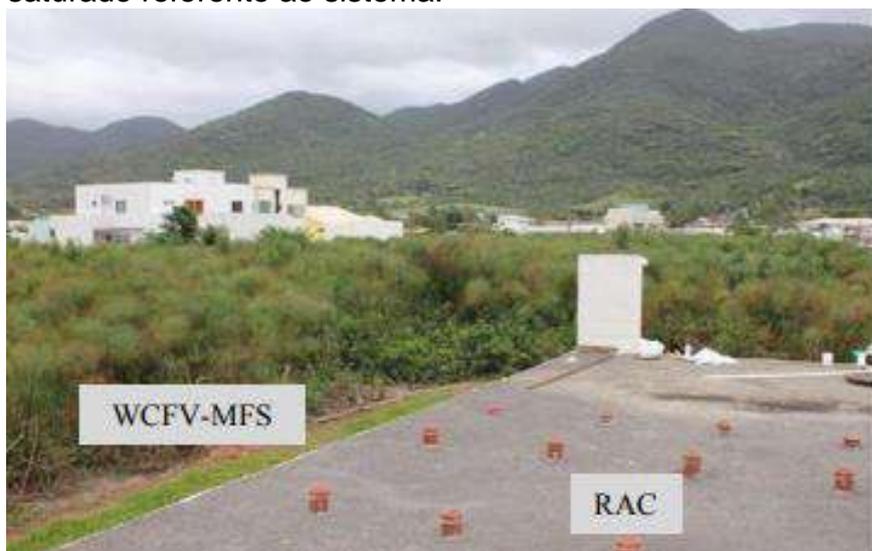
O estudo explica que a deficiência na remoção desses microrganismos pode ter ocorrido devido à alta taxa hidráulica por curto tempo de detenção do efluente no sistema, esclarecendo também a baixa remoção de nitrogênio amoniacal, o que possivelmente interferiu na velocidade de oxidação da amônia.

Já o segundo sistema de avaliação contou com um sistema implantado que, embora funcionasse para o atendimento do condomínio com ocupação máxima

prevista de 2.200 pessoas, o mesmo recebia contribuição de aproximadamente 100 pessoas no período em que foi monitorado.

A figura 16 ilustra o sistema que foi avaliado e que se encontrava no condomínio residencial.

Figura 16 – RAC seguido do *wetland* construído de fluxo vertical modificado com fundo saturado referente ao sistema.



Fonte: Adaptado de TREIN, 2015.

Por meio de estações elevatórias o efluente era bombeado ao RAC contendo também quatro compartimentos. Após a passagem pelo decanto-digestor o efluente novamente era bombeado, agora para a superfície do WCFV-MFS seguido da etapa de cloração em um tanque de contato com pastilhas de cloro.

Até a realização do estudo, o WCFV – MFS operava há nove anos, sendo construído em 2005. O mesmo também era dividido em quatro quadrantes, possuindo impermeabilização de solo com PEAD, areia grossa e brita como material de recheio, com área superficial de 3.141 m² e a macrófita utilizada *Cyperus papiros*. Os períodos de monitoramento para avaliação dos resultados obtidos foram de vinte meses.

Os resultados obtidos pela autora apresentaram um pH médio final de 6,4, a alcalinidade passou de uma concentração média de 228 para 133 mgCaCO₃/L, indicando a ocorrência de nitrificação, uma vez que esse processo consome alcalinidade do meio.

O estudo mostrou ainda que as concentrações de DQO, DBO e SS, alcançaram valores de eficiência na remoção de 93%, 97% e 94%, respectivamente, e um resultado de 93% de remoção para nitrogênio amoniacal e fósforo. Com relação

aos coliformes totais, as concentrações médias foram de $2,09 \times 10^8$ NMP/100 mL no primeiro RAC para $2,52 \times 10^5$ NMP/100mL após passar pelo sistema *wetland*, e os valores de análise para a *E.coli* demonstraram que as concentrações passaram de $3,21 \times 10^7$ NMP/100 mL no primeiro compartimento do RAC a $2,19 \times 10^4$ NMP/100mL pós-*wetland*.

Com esse valor de remoção, a autora relata que o sistema WCFV – MFS mostrou-se capaz de remover os coliformes, possivelmente pelos mecanismos de filtração e o maior tempo de detenção hidráulico ocasionado pelo fundo saturado e ainda pelas condições aeróbicas no ambiente.

O quadro 10 abaixo demonstra os valores de eficiência e concentração dos parâmetros avaliados para cada arranjo tecnológico considerado no estudo e ainda compara-os com os padrões definidos pelas legislações vigentes.

Quadro 10 – Comparativo em termos de qualidade dos efluentes dos sistemas 1 e 2 com a normatização da NBR 13.969 (1997), CONAMA 430/2011 e Lei/SC nº 14.675/2009

Parâmetro	Sistema 1 (empresa de embalagens)		Sistema 2 (condomínio residencial)		NBR 13.969 (1997)**	CONAMA 430/2011	Lei/SC nº 14.675/2009
	Eficiência (%)	Concentração (mg /L)	Eficiência (%)	Concentração (mg /L)	Min - Máx		
pH	-	6,5	-	6,5	6 - 9	5 - 9	6 - 9
DQO	75	179	93	18	Inferior a 60 mg/L	ND	ND
DBO ₅	88	48	97	5	Inferior a 150 mg/L	120 mg/L ou Eficiência de remoção de 60%	60 mg/L ou Eficiência de remoção de 80%
SS	83	22	94	3	ND	Eficiência de remoção de 20%	ND
N-NH ₄ ⁺	47	54	93	3	ND	20 mg/L***	ND
N-NO ₃ ⁻	-	17	-	11	ND	ND	ND
P-PO ₄ ³⁻	63	10	93	1	ND	ND	*Eficiência de remoção de 75%

*Para lançamento em lagoas, lagunas e estuários;

** Para lançamento nas galerias de águas pluviais;

*** Valores relacionados ao lançamento de efluentes líquidos que não são esgotos sanitários;

ND – Não definido.

Fonte: Adaptado de TREIN, 2015.

A pesquisa descreve que a qualidade de eficiência em termos de remoção de poluentes do arranjo tecnológico do sistema da empresa e do sistema referente ao condomínio residencial com as tecnologias propostas pela NBR 13.989 (ABNT, 1997), os sistemas estudados (RAC seguido de WCFV) apresentaram resultados satisfatórios.

Ainda nesse viés, o trabalho a seguir aborda outro arranjo tecnológico para tratar efluente doméstico oriundo também de condomínio residencial.

4.1.3 Frota (2016)

Nesse estudo foi apresentado o tratamento de efluente por um sistema *wetland* que funcionou como tratamento terciário ou polimento do efluente tratado pela estação compacta de tratamento do condomínio, formado por um reator do tipo UASB seguido por filtro anaeróbico.

A tabela 9 descreve a localidade e o arranjo tecnológico utilizado e avaliado em cada um.

Tabela 9 – Estações de tratamento avaliadas durante o estudo de FROTA (2016).

Localidade	Características do empreendimento	Arranjo tecnológico
Lajeado - RS	Condomínio residencial	Reator UASB + filtro anaeróbico + <i>wetland</i> horizontal de fluxo subsuperficial

Fonte: Adaptado de FROTA, 2016.

O sistema foi projetado para uma vazão de 40,93 m³/dia, levando em consideração uma contribuição de 320 pessoas, com tempo de detenção de 5,5 horas. O *wetland* dimensionado possuía uma área superficial de 428 m², resultando em uma relação de 1,34 m²/ habitante.

A tabela 10 traz um resumo dos parâmetros e dimensões do *wetland* estudado.

Tabela 10 – Parâmetros e dimensões do *wetland* construído.

Parâmetros	Dimensão/composição
Vazão	40,9 m ³ /dia
Tempo de Detenção Hidráulica - TDH	5,5 dias
Área superficial	428 m ²
Comprimento total	40 m
Largura superior	10,70 m
Largura base	9,10 m
Altura total	0,80 m

Altura útil	0,60 m
Inclinação de taludes	45°
Impermeabilização	Argila + geomembrana + geotêxtil

Fonte: Adaptado de FROTA, 2016.

As camadas do substrato continham areia de granulometria média, seguidas de brita e pedrisco, as macrófitas utilizadas foram a *Canna indica* e *Vetiveria zizanooides*.

As análises apresentadas pelo presente estudo foram realizadas desde a implantação do *wetland* em 2011 até a realização do estudo. Com relação as remoções realizadas pelo sistema primário/secundário seguido de *wetland*, os valores médios de DQO alcançaram uma eficiência de remoção de 57,66% – 80,25%, e de 60,1% a 76,4% para DBO₅, 12,6% a 84,9% para fósforo, 16,6% – 81,4% para nitrogênio total, 11,4% - 81,2% para nitrogênio amoniacal, 83,3% – 92,1% de remoção para os sólidos suspensos, 83,42 % na remoção de turbidez. Sendo essas variações conforme o tempo de monitoramento.

Frota (2016) relatou na sua pesquisa que a eficiência de remoção média de coliformes totais foi de apenas 40,7% no primeiro ano de funcionamento e que com o passar do tempo houve decaimento para 12,8%. Para os coliformes termotolerantes houve eficiência de remoção de 61,3% no primeiro ano e também decaindo nos anos seguintes.

Quadro 11 – Resultados das eficiências do sistema estudado comparados com o CONAMA 430/2011, NBR 13.969/97 e CONSEMA 128 de 2006.

Parâmetro	Eficiência de remoção (%)	Faixas de valores obtidos	CONAMA 430/2011	CONSEMA 128
DQO (mg O ₂ /L)	80,25	43,0 - 142,7	ND	360
DBO ₅ (mg O ₂ /L)	76,4	6,1 – 71,3	120 mg/L ou Eficiência de remoção de 60%	150
Fósforo Total (mg P/L)	84,9	0,57 – 7,23	ND	ND
Nitrogênio Amoniacal (mg NH ₃ /L)	81,2	5,0 – 61,4	20 mg/L*	20 mg/L
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	92,1	1,3 – 8,0	Eficiência de remoção de 20%	160

* Valores relacionados ao lançamento de efluentes líquidos que não são esgotos sanitários; ND – Não definido.

Fonte: Adaptado de FROTA, 2016.

O sistema *wetland* da pesquisa abordada demonstrou desempenho satisfatório na remoção de matéria orgânica, sólidos suspensos e turbidez durante os quatro anos de monitoramento do sistema estudado. Ainda que tenha relatado decaimento na eficiência ao longo do tempo, os limites destes parâmetros encontraram-se dentro do estabelecido pelas legislações.

Porém, para sustentar as altas eficiências a autora recomenda que haja o manejo adequando das plantas com colheitas periódicas da biomassa, objetivando não saturar a capacidade de assimilação das plantas, o que provavelmente não aconteceu com o sistema analisado, resultando ao declínio de eficiência de remoção.

4.1.4 Discussões

Na avaliação de Monteiro (2014), o arranjo utilizado no escritório de engenharia evidenciou que o sistema *wetland* pode ser empregado como tratamento primário de águas cinzas, tendo apresentado valores altos de eficiência para DQO, SS e $N-NH_4^+$, sendo apenas relatado uma eficiência de 75% de $P-PO_4^{3-}$ (fosfato) e baixa remoção de para coliformes, sendo necessária etapa de desinfecção em caso de reutilização.

Nos estudos de Trein (2015), o sistema utilizado no condomínio residencial demonstrou maior eficiência que o sistema empregado na empresa de embalagens, demonstrando, portanto, que sistemas *wetlands* vertical modificado com fundo saturado podem apresentar melhor desempenho de remoção. Uma forma de explicação para essa eficiência alta seria maior devido ao fato do efluente permanecer por mais tempo no sistema.

Nas avaliações de Frota (2016), o sistema do condomínio residencial também obteve desempenho esperado, porém, foi relatado decaimento de eficiência com o passar do tempo, demonstrando que o fator de se tratar de um sistema com nível terciário de tratamento não foi garantia de qualidade em seu funcionamento. No caso da ocorrência de decaimento no desempenho do sistema *wetland*, pode ter sido ocasionado pelo processo de colmatação do meio filtrante, não ocorrendo a infiltração do efluente no material filtrante como esperado.

Dentre os sistemas analisados pôde-se observar que o arranjo do sistema do condomínio residencial, com *wetland* vertical modificado com fundo saturado avaliado por Trein (2015), foi o de melhor desempenho como sistema de tratamento.

Para fins de compreensão e elaboração de banco de dados, abaixo encontra-se o dimensionamento hipotético de sistema de tratamento, formado por tanque séptico, filtro anaeróbico e *wetland* construído de fluxo horizontal com escoamento subsuperficial.

4.2 DIMENSIONAMENTO DO SISTEMA DE TRATAMENTO DE ESGOTO

Para fins de dimensionamento hipotético de um sistema de tratamento de efluente doméstico (cujo arranjo tecnológico proposto é o anteriormente mencionado) de um loteamento localizado na cidade de Içara - SC, com uma área de 81.312 m², e 120 lotes residenciais, pode-se considerar as fórmulas a seguir.

4.2.1 Unidade de tratamento primário: tanque séptico - TS

Segundo Phillipi e Sezerino (2004), a utilização dos sistemas *wetlands* está associada ao tratamento secundário e terciário de esgotos, cujo pré-tratamento corresponde ao uso de tanque sépticos e/ou filtros anaeróbios.

De acordo com a NBR 7.229/1993, tanque séptico é unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão, podendo ser de câmara única ou com dois ou mais compartimentos contínuos. O projeto e dimensionamento do sistema de tanque séptico, enquanto unidade de tratamento primário do esgoto são baseados nos critérios estabelecidos pela mesma norma em questão.

Conforme a NBR 7.229/1993 o dimensionamento do tanque séptico é dado pela equação (1):

$$V = 1000 + N \times (C \times T + k \times L_f) \quad (1)$$

Onde

V= Volume útil, em litros;

N= Número de pessoas ou unidades de contribuição;

C= Contribuição de despejos, em litro/pessoa.dia ou em litro/unidade.dia;

T = Tempo de detenção, em dias;

k = Taxa de acumulação de lodo digerido em dias equivalente ao tempo de lodo fresco;

L_f = Contribuição de lodo fresco, em litro/pessoa.dia ou em litro/unidade.dia.

Para determinação do volume, foram considerados os valores dos parâmetros encontrados no quadro 10, destacando ainda que o número de contribuintes foi determinado segundo manual da Companhia Catarinense de Água e Abastecimento – CASAN (CASAN, 2014), no qual descreve uma taxa de ocupação de loteamento composto por 5 (cinco) pessoas, essa taxa multiplicada aos 120 lotes residenciais, determina uma população estimada de 600 pessoas no loteamento.

O quadro 12 descreve os parâmetros e dados considerados para os cálculos relacionados ao dimensionamento do tanque sépticos.

Quadro 12 – Parâmetros considerados, segundo a NBR 7.229/1993.

Parâmetro	Valor
Número de pessoas ou unidades de contribuição (N)	600 pessoas
Tempo de detenção (T)	0,5 dias
Contribuição de lodo fresco (L_f)	1 litro/pessoa.dia
Taxa de acumulação de lodo digerido (k)	105
Contribuição de despejos (C)	130 litros/pessoa.dia
Relação comprimento (L)/ largura (W) (L/W)	3:1
Profundidade útil (h)	2,80 m

Fonte: Adaptado de ABNT, 1993.

a) Estimativa do volume do Tanque Séptico - TS:

$$V = 1000 + 600 \times (130 \times 0,5 + 105 \times 1) \quad (1)$$

$$V = 103000 \text{ l} = 103 \text{ m}^3$$

$$V = 103 \text{ m}^3$$

O dimensionamento foi realizado para instalação de tanques sépticos do tipo prismático retangular.

b) Determinando a área do tanque séptico – TS

$$V = A \times h$$

$$A = \frac{V}{h} \quad (2)$$

$$A = \frac{103}{2,8} = 37 \text{ m}^2$$

c) Determinação do comprimento e largura a partir do valor da área e da relação L/W.

$$A = L \times W \quad (2)$$

$$L = 3 \times W$$

$$A = 3W^2$$

$$W = \sqrt{\frac{A}{3}} = \sqrt{\frac{37}{3}} = 3,50 \text{ m}$$

$$L = 3 \times 3,50 = 10,50 \text{ m}$$

O valor obtido de comprimento (L) foi de 10,5 metros e largura (W) de 3,5 metros, sendo reajustados para (L) = 11 m e (W) = 4 m, resultando num volume final de 123,20 m³ e área de 44 m².

Conforme ao que recomenda a norma, optou-se pela divisão do tanque séptico em duas câmaras. A entrada do esgoto afluyente contará com uma câmara que vai contemplar 2/3 (82,13 m³) do volume total do tanque séptico, seguido por outra câmara menor (1/3 = 41,06 m³).

Os comprimentos definidos foram de 7,35 m (1^a câmara) e de 3,70 m (2^a câmara). As câmaras se comunicariam mediante aberturas com área equivalente a 5% da seção vertical útil do tanque no plano de separação entre elas (NBR 7229, ABNT, 1993). Considerando uma seção vertical igual a 11,20 m², a área necessária das aberturas para comunicação entre as câmaras seria de 0,56 m².

Pós-tanque séptico, o efluente seria encaminhado ao filtro anaeróbico, tendo também fórmulas para seu dimensionamento.

4.2.2 Unidade de tratamento secundário: filtro anaeróbio - FA

Segundo a NBR 13.969/97, o filtro anaeróbio corresponde a um reator biológico com esgoto em fluxo ascendente, composto de uma câmara inferior vazia e uma câmara superior preenchida de meios filtrantes submersos onde atuam microrganismos facultativos e anaeróbios, responsáveis pela estabilização da matéria orgânica.

Considerando o volume útil do leito filtrante (V_u) em litros, o dimensionamento do filtro anaeróbico é obtido pela Equação (4) e os dados utilizados foram os constantes na tabela 11:

:

$$V_u = 1,6 \times N \times C \times T \quad (4)$$

Sendo:

V_u = Volume útil, (m^3);

N = número de contribuintes;

C = Contribuição de despejos, (Litro/habitante. dia);

T = Tempo de detenção hidráulica, (d).

Tabela 11 – Parâmetros considerados para calcular o volume útil do FA.

Parâmetro	Valor
Número de pessoas ou unidades de contribuição (N)	600 pessoas
Tempo de detenção hidráulica (T)	0,5 dias
Contribuição de esgoto (C)	100 litros/pessoa.dia

Fonte: Adaptado de ABNT, 1997.

a) Estimativa do volume útil do FA, segundo a equação (4).

$$V_u = 1,6 \times N \times C \times T$$

$$V_u = 1,6 \times 600 \times 130 \times 0,5 \quad (4)$$

$$V_u = 62,4 \text{ m}^3$$

De acordo com a NBR 13.969/97 o tempo de detenção hidráulica de esgoto usado para determinar o volume do FA pode ser definido pela faixa de vazão e temperatura média do mês mais frio, sendo obtida pela equação (5), e os dados e parâmetros utilizados são apresentados conforme a tabela 12:

$$Q_{méd} = \frac{Pop. \times C \times R}{1000} \quad (3)$$

Onde:

$Q_{méd}$ = Vazão média, L/d;

C = Consumo diário de água, Litros/pessoa.dia;

R = Coeficiente de retorno.

Tabela 12 – Dados Considerados para obtenção da vazão média.

Dados Considerados	Valor
--------------------	-------

População (<i>Pop</i>)	600 pessoas
Consumo diário de água (<i>C</i>)	120 litros/pessoa.dia
Coeficiente de retorno (<i>R</i>)	0,8
Coeficiente do dia de maior consumo (<i>k1</i>)	1,20
Coeficiente da hora de maior consumo (<i>k2</i>)	1,50

Fonte: Adaptado de REALI, 2002; Companhia Catarinense de Água e Saneamento – CASAN, 2014.

b) Estimativa da vazão média conforme a equação (5).

$$Q_{méd} = \frac{600 \times 120 \times 0,8}{1000} \quad (5)$$

$$Q_{méd} = 57,6 \text{ m}^3/d = 57600 \text{ m}^3/d$$

c) Estimativa da vazão máxima conforme a equação (6)

$$Q_{máx} = 1,2 \times 1,5 \times Q_{méd} \quad (6)$$

$$Q_{máx} = 1,2 \times 1,5 \times 57,6$$

$$Q_{máx} = 103,68 \text{ m}^3/d$$

Com relação ao filtro anaeróbico foi optado por formato do tipo cilíndrico, sendo suas dimensões são descritas pelo que a NBR 13.969/1997 recomenda, conforme a tabela 13.

Tabela 13 – Dimensões do filtro anaeróbico - FA.

Dados	Dimensões
Altura do material filtrante (h)	1,20 m
Altura da calha (h_1)	0,10 m
Altura da lâmina livre (h_2)	0,30 m
Altura total do filtro (H)	1,60

Fonte: Adaptado de ABNT, 1997.

A partir do volume útil resultante e da altura total do filtro calculou-se uma área de 39 m². Para melhor desempenho foi considerado o uso de duas unidades, tendo área individual de 19,50 m² e possuindo 5 m de diâmetro cada.

Calculado o volume e dimensões do filtro anaeróbico proposto, foi dimensionado o *wetland* construído de fluxo vertical descendente.

4.2.3 Unidade de tratamento secundário: *wetland* construído de fluxo horizontal de escoamento subsuperficial

Nos tratamentos com *wetlands* construídos é comum considerar que o fluxo dominante seja a adição dos efluentes, entretanto, outros fenômenos de transferência de água também são importantes (PLENTZ, 2014). Fatores como a evapotranspiração, precipitação, infiltração, padrão de carga hidráulica e a profundidade de água devem ser considerados no balanço hídrico do sistema, uma vez que o estudo da hidrologia do leito é a variável mais importante para operação e construção de sistemas *wetlands* (PLENTZ, 2014).

Ainda segundo Plentz (2014), o balanço dinâmico global de água para *wetland* é expresso conforme na equação (7) a seguir:

$$Q_i - Q_o + Q_c - Q_b + Q_{gw} + Q_{sm} + (P \times A) - (ET - A) = \frac{dV}{dt} \quad (7)$$

Onde:

A é a área superficial do *wetland* (m^2);

ET a evapotranspiração (m/d);

Q_b a taxa de perda hidráulica (m^3/d);

Q_c a taxa de escoamento (m^3/d);

Q_{gw} a infiltração subterrânea (m^3/d);

Q_i a entrada de efluente líquido (m^3/d);

Q_o a saída de efluente líquido (m^3/d);

Q_{sm} a taxa de degelo (m^3/d), utilizada para países nórdicos,

t tempo (d);

V = volume de água no *wetland* (m^3).

Segundo Von Sperling (1996), os esgotos domésticos possuem uma concentração DBO da ordem de 300 mg/L e eficiência de remoção de DBO no sistema tanque séptico mais filtro anaeróbio de 75%. Considerando tais afirmações, a concentração do efluente após passar pelos tratamentos primários e secundário foi de 75 mg/L de DBO.

O dimensionamento do sistema *wetland* construído é compreendido inicialmente pela equação (8) e (9) de (PHILIPPI; SEZERINO, 2004):

$$K_T = K_{20}(1,06)^{T-20} \quad (8)$$

No qual:

K_T = Constante de reação da cinética de primeira ordem – depende da temperatura;

K_{20} = Constante de reação a 20 °C (d^{-1}) é tomado como base o valor de $0,70 d^{-1} \pm 0,23$;

T = Temperatura crítica (°C).

Para encontrar o valor de K_T , foram considerados os parâmetros da tabela abaixo.

Tabela 14 – Valores dos parâmetros relacionados à equação (9).

Parâmetro	Valor
Constante de reação a 20 °C (K_{20})	0,70
Temperatura crítica (T)	18 °C

Fonte: Adaptado de PHILIPPI e SEZERINO, 2004; Plano decenal dos direitos humanos da criança e do adolescente do município de Içara, 2016.

Portanto:

$$K_T = K_{20}(1,06)^{T-20} \quad (8)$$

$$K_T = 0,70 \times (1,06)^{18-20}$$

$$K_T = 1,34 T/d$$

A equação para obter a área superficial do sistema *wetland* é dada pela Lei de Darcy, descrita na equação (9) a seguir e, os parâmetros e dados considerados para obtenção da área são encontrados na tabela 15.

$$Q = A_c \times K_s \times S \quad (9)$$

Onde:

A_s = Área superficial requerida (m^2);

Q = vazão afluyente (m^3/d);

C_o = Concentração afluyente em termos de DBO_5 (mg/L);

C_e = Concentração efluyente em termos de DBO_5 (mg/L);

K_T = Obtida pela equação (4);

p = Profundidade média do filtro (m);

n = Porosidade do meio suporte (m^3 vazios/ m^3 material).

Tabela 15 – Dados considerados para resolução da equação (10).

Dados considerados	Valor
Vazão afluyente (Q)	103,68 m^3/d
Concentração afluyente em termos de DBO_5 (C_o)	300 mg/L
Eficiência de remoção do tanque séptico + filtro anaeróbico	75 %
Concentração efluente em termos de DBO_5 (C_e)	75 mg/L
Constante de reação da cinética de primeira ordem (K_T)	0,622
Profundidade média do filtro (p)	0,80
Porosidade do meio suporte (n)	0,42

Fonte: Adaptados de VON SPERLING, 1996; PHILIPPI e SEZERINO, 2004.

Portanto:

(9)

$$Q = A_c \times K_s \times S \quad \Rightarrow \quad A_s = \frac{Q \times (\ln C_o - \ln C_e)}{K_T \times p \times n}$$

$$A_s = \frac{103,68 \times (\ln 300 - \ln 75)}{0,622 \times 0,8 \times 0,42}$$

$$A_s = 687,73 \text{ m}^2$$

Com valor de área resultante de 687,73 m^2 , optou-se por dividi-la em quatro unidades com área individual de 172 m^2 cada, sendo que, cada unidade receberia uma vazão de 26 m^3/dia .

As determinações da geometria do *wetland* construído também podem ser obtidas pela Lei de Darcy, conforme a equação (9) descrita anteriormente como:

$$Q = A_c \times K_s \times S \quad (94)$$

Sendo:

Q = vazão afluyente (m^3/d);

A_c = Área de seção transversal ao fluxo no interior do filtro plantado (m^2);

K_s = condutividade hidráulica saturada (m/d);

S = declividade de fundo (m/m);

Considerando uma declividade de fundo (S) de 1 m/m e condutividade hidráulica saturada (K_s) de 8,64 m/d , obteve-se o valor da área de seção transversal do fluxo (A_c):

$$Q = A_c \times K_s \times S \quad (9)$$

$$A_c = \frac{Q}{K_s \times S}$$

$$A_c = \frac{26}{8,64 \times 1}$$

$$A_c = \frac{26}{8,64 \times 1}$$

$$A_c = 3 \text{ m}^2$$

Calculado o valor da área de seção transversal do fluxo, determinou a largura do filtro pela equação (10), conforme segue:

$$B = \frac{A_c}{p} \quad (50)$$

Onde:

B = Largura do filtro, (m);

A_c = Área de seção transversal ao fluxo no interior do filtro plantado (m^2);

p = Profundidade média do filtro (m).

Logo:

$$B = \frac{3}{0,42} \quad (10)$$

$$B = 7,15 \text{ m}$$

Para obter-se o comprimento, tem-se a equação (11):

$$L = \frac{A_s}{B} \quad (11)$$

Onde:

L = Comprimento do filtro, (m);

A_s = Área superficial requerida (m^2);

B = Largura do filtro, (m).

Portanto:

$$L = \frac{172}{7,15} \quad (11)$$

$$L = 24,05 \text{ m}$$

Com área superficial de cada unidade de 172 m² e profundidade do filtro de 0,80 metros, obteve-se um volume de filtro de 138 m³ cada. Para determinação do tempo de retenção hidráulico do efluente no leito, foi considerada a equação (12) abaixo.

$$t = n \frac{V}{Q} \quad (12)$$

Onde:

t = Tempo de retenção hidráulica (d);

n = Porosidade do meio suporte (m³ vazios/ m³ material);

V = Volume do filtro (m³);

Q = Vazão de efluente (m³/d);

Para o cálculo do tempo de retenção hidráulica foram considerados os parâmetros e os dados descritos conforme a tabela 16 abaixo.

Tabela 16 – Dados utilizados para obter o tempo de retenção hidráulico.

Parâmetro	Valor
Porosidade do meio suporte (n)	0,42
Temperatura crítica (T)	18 °C
Volume do filtro (V)	138 m ³
Vazão de efluente (Q)	26 m ³ /d

Fonte: Adaptado de PHILIPPI e SEZERINO, 2004; Plano decenal dos direitos humanos da criança e do adolescente do município de Içara, 2016.

Logo

$$t = 0,42 \frac{138}{26} \quad (12)$$

$$t = 5,3 \text{ dias}$$

Por meio das equações para o sistema *wetland*, foi obtida uma área superficial de 687,73 m², a qual foi por opção foi dividida em 4 unidades com área individual de 172m² cada. Cada unidade teria uma altura total dos leitos de 0,80 metros e largura de 7,15 metros, com o comprimento de 24,05 metros para todo o sistema. Com as dimensões supracitadas foi obtido um volume de filtro de 138 m³ para cada unidade e volume total de 550 m³, tendo um tempo de retenção hidráulica de 5,3 dias.

Trein, *et al.* (2015) e Sezerino (2006), recomendam valores de taxa hidráulica de 230 mm/d, 41 g DQO m⁻².d⁻¹ e 15 g SS m⁻².d⁻¹ para as condições de

clima subtropical, encontradas no sul do Brasil, considerando ainda menores números de alimentações, para que possa haver maior tempo de repouso do filtro, favorecendo a renovação do oxigênio dentro do maciço filtrante.

No sistema *wetland* de fluxo horizontal pode ser utilizado material filtrante composto por brita, areia e cascalho, que segundo manual da FUNASA (2014) (BRASIL, 2014), recomenda-se utilizar uma profundidade de 75 cm, sendo 45 cm de brita nº 2 no fundo, 20 cm de brita nº ¾ e 0,10 m de areia grossa na parte superior, devendo ser lavado para remoção do material pulverulento.

A vegetação pode ser composta por macrófitas de espécie nativa (Taboa - *Typha dominguensis*) que consegue se adaptar a temperaturas baixas, o que garante sua sobrevivência na estação mais fria do ano, ou ainda a macrófita e *Juncus* sp, que propicia formação de comunidades bacterianas para tratamento de efluentes e pela possibilidade de embelezamento paisagístico do local proporcionado por suas flores e são as macrófitas emergentes mais adequadas para os sistemas *wetlands* horizontais.

A escolha do uso da tecnologia *wetland* construído de fluxo horizontal como unidade de tratamento descentralizado de esgoto mostra-se adequado em casos de ausências de sistemas de coleta e transporte de esgoto como é o caso da cidade de Içara/SC, podendo conciliar com o custo benefício de implantação, o melhoramento paisagístico, sem o incômodo da geração de odores e vetores.

Os *wetlands* horizontais são projetadas para que o efluente se mantenha abaixo do nível do terreno, sem que a lâmina do efluente seja visível, fazendo com que o mesmo percole entre as fissuras do meio filtrante e das raízes e rizomas das plantas (macrófitas emergentes). Por possuírem fluxo abaixo do nível do solo, não há exposição do efluente durante o tratamento, portanto, o risco associado à exposição humana ou de animais a organismos patogênicos é minimizado.

Trata-se ainda de um sistema simples de baixo custo operacional e construtivo e que segundo os dados explorados apresenta resultados satisfatórios de nitrificação e remoção de DBO₅.

Se considerada a Lei nº 822 de 24 de setembro de 1990 (IÇARA, 1990), de parcelamento do solo urbano no município de Içara os serviços de esgoto e estações de tratamento de efluentes domésticos são considerados equipamentos urbanos públicos, devendo possuir 10% da proporção da gleba do terreno.

Para que houvesse a implantação do arranjo considerado, haveria a necessidade de uma área total de 770 m², considerada relativamente pequena se comparada a outros arranjos tecnológicos.

Melo e Lindner (2013), demonstraram em seu estudo, a diferença de porcentagens de áreas necessárias entre o sistema fossa/filtro seguido de *wetland* construído com o sistema composto por lagoa anaeróbica, lagoas facultativas e lagoas de maturação. Os autores constataram que precisariam de 73,5% do terreno para instalar os sistemas com lagoas enquanto que para o sistema com *wetland* exigiria apenas 7,7% de área, o que levou na escolha pelo sistema com macrófitas.

Von Sperling (1996), afirma que em áreas urbanas ou de importância social o custo do terreno pode ser bastante elevado, conduzindo à necessidade de se adotar soluções mais compactas. Comparado aos sistemas de tratamento por lagoas anaeróbicas, o *wetland* construído ocupa uma fração bem abaixo.

O sistema *wetland* construído mostra-se um sistema que poderia facilmente ser inserido num tratamento de efluente doméstico, pois além de tratar, o mesmo oferece uma finalidade apropriada ao esgoto gerado, sem apresentar grandes custos em sua instalação, não demandando área significativa para construção e ainda auxiliaria no paisagismo do local inserido. Tornando-o uma das soluções práticas para os problemas de carências de tratamento de esgoto em que muitas áreas são acometidas.

5 CONCLUSÃO

A presente pesquisa permitiu elucidar algumas questões relativas aos *wetlands* construídos, como:

- O sistema estudado apresenta viabilidade de instalação e operação para tratar efluentes domésticos, visto que os estudos reportados demonstraram resultados positivos de eficiência na remoção de poluentes que se adequam aos limites estabelecidos pelas legislações ambientais;
- Por meio da pesquisa bibliográfica, foi possível demonstrar que o sistema *wetland* opera de forma eficaz quando seguidos seus critérios de projeção e quando os sistemas anteriores apresentam bom desempenho em funcionamento.
- A realização do dimensionamento de um sistema de tratamento hipotético visa elaboração de material de dados contendo informações que possibilitarão auxiliar outros projetistas dimensionar esses sistemas;
- O estudo possibilitou constatar que o sistema de *wetland* construído pode ser facilmente inserido num tratamento de efluente doméstico sem apresentar grandes custos de instalação, sem grandes demandas de área para construção, além de auxiliar nos aspectos paisagísticos do local em que será inserido. Ademais promove uma destinação final apropriada ao esgoto gerado, tornando-o uma das soluções práticas para os problemas de carências de tratamento de esgoto e, ainda, de atender pequenas comunidades em escala descentralizada.

6 RECOMENDAÇÕES

Podem ser consideradas as seguintes recomendações para trabalhos futuros:

- Para que haja melhores condições de oxigenação, pode ser adotado um sistema de ventilação natural, podendo ser construídos de canos contendo furos, e colocados verticalmente elevado pelo menos um metro acima da altura das macrófitas em superfície.
- No que se refere ao dimensionamento, havendo disponibilidade de área para construção, bem como de recursos financeiros, poderia ainda ser considerada a implantação de sistemas híbridos de *wetlands*, compostos pelo *wetland* de fluxo horizontal seguidos de fluxo vertical, pois nesses sistemas as vantagens e desvantagens de cada fluxo seriam combinadas de maneira a complementar cada um deles individualmente.
- Para que o sistema não apresente incapacidade de infiltração ou problemas de colmatção é importante que o material filtrante possua granulometria e condutividade capazes de realizar a infiltração adequadamente.
- É necessário que haja monitoramento do sistema ao longo do tempo para avaliar o desempenho do mesmo quando em funcionamento;
- As combinações de fluxo, macrófitas e material filtrante devem ser de acordo com tipo de efluente a ser tratado.

REFERÊNCIAS

ABNT. ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro. 1993, 15p. Disponível em:< http://acguasana.com.br/legislacao/nbr_7229.pdf>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

_____. **NBR 13.969**: Tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – projeto, construção e operação. Rio de Janeiro. 1997, 60p. Disponível em: <http://acguasana.com.br/legislacao/nbr_13969.pdf>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

ANDRADE, Maria Margarida de. **Introdução à metodologia do trabalho científico**. 8 ed. São Paulo: Altas, 2007. 160 p.

ANJOS, José Ângelo Sebastião Araújo dos. **Avaliação da eficiência de uma zona alagadiça (wetland) no controle da poluição por metais pesados: o caso da Plumbum em Santo Amaro da Purificação/BA**. (2003). Tese (Doutor em Engenharia). Universidade de São Paulo, São Paulo. Disponível em:< <http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/3/3134/tde-28042004-094552/pt-br.php>>. Acesso em: 08 de março de 2018.

BADO, Cristiane; *et al.* **A demanda química de oxigênio: questionamentos**.(2013) Disponível em< [http://portalpos.unioeste.br/media/Fil_e/energia_agricultura/A_demanda_quimica_de_oxigenio\(1\).pdf](http://portalpos.unioeste.br/media/Fil_e/energia_agricultura/A_demanda_quimica_de_oxigenio(1).pdf)>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

BARRETO, Luciano Vieira; *et al.* **Eutrofização em rios brasileiros**. (2013). Disponível em< <http://www.conhecer.org.br/enciclop/2013a/biologicas/EUTROFIZACAO.pdf>>. Acesso em: 08 de Março de 2018.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – **CONAMA**. Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res97/res23797.html>>. Acesso em 08 de Abril de 2018.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente - **CONAMA**. Resolução nº 430, de 13 de março de 2011. Diário Oficial da União, Brasília, 16 maio 2011. Disponível em< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente – **CONAMA**. Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, 18 de março de 2005. Disponível em:< <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente – **CONAMA**. Resolução nº 377, de 09 de Outubro de 2006. Diário Oficial da União, Brasília, 10 outubro de 2006. Disponível em: < <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=507>>. Acesso em 08 de Abril de 2018.

_____. **Lei nº 6.766**. Dispõe sobre o Parcelamento do Solo Urbano e dá outras Providências. Diário Oficial da União, Brasília, 20 de dezembro de 1979. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm>. Acesso em 08 de Abril de 2018.

_____. Ministério da Saúde. **Fundação Nacional de Saúde - FUNASA**. Operação e manutenção de tanques sépticos-lodo: Manual de boas práticas e disposição do lodo acumulado em filtros plantados com macrófitas e desinfecção por processo térmico / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. – Brasília: Funasa, 2014. Disponível em < http://bvsms.saude.gov.br/bvs/publicacoes/operacao_manutencao_tanques_septicos_lodo_manual_praticas.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

_____. Ministério da Saúde. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Disponível em < http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/kit_arsesp_portaria2914.pdf>. Acesso em 08 de Abril de 2018.

BUENO, Rodrigo de Freitas. **Nitrificação e Desnitrificação simultânea em reator com biomassa em suspensão e fluxo contínuo de esgoto**. (2011). Dissertação (Mestrado em Saude Pública). Universidade de São Paulo, São Paulo - SP. Disponível em: < [://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-09092011-153620/publico/Rodrigo.pdf](http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6134/tde-09092011-153620/publico/Rodrigo.pdf)>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

CASAN. COMPANHIA CATARINENSE DE ÁGUAS E SANEAMENTO. **Manual de Serviços de Instalação Predial de Água e Esgoto Sanitário**. (2014). Disponível em: < https://www.casan.com.br/ckfinder/userfiles/files/Documentos_Download/Manual%20de%20Servi%C3%A7os%20de%20Instala%C3%A7%C3%A3o%20Predial%20de%20%C3%81gua%20e%20Esgotos%20Sanit%C3%A1rios.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

CERVO, Amado Luiz; BERVIAN, Pedro Alcino. **Metodologia Científica**. 5 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2002. 242 p.

CEVE, Abel. **Avaliação de wetland construído de fluxo subsuperficial horizontal para tratamento de esgotos sanitários**. (2015). Monografia (Tecnólogo em Processos Ambientais). Universidade Tecnológica Federal do Paraná – UTFPR, Curitiba – PN. Disponível em: < http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/6172/1/CT_COPAM_2015_1_01.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

CHEIS, Daiana. **Remoção de nutrientes, como fósforo e nitrogênio, no tratamento de esgotos.** (2014). Disponível em: < <http://www.revistatae.com.br/7454-noticias>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

CHERNICHARO, Carlos Augusto Lemos (Coord). Programa de Pesquisa em Sanamento Básico. **Pós Tratamento de Efluentes de reatores anaeróbicos.** Belo Horizonte: Prosab, 2001. 544p.

DORNELAS, Filipe Lima. **Avaliação do desempenho de wetlands horizontais subsuperficiais como pós-tratamento de efluentes de reatores uasb.** (2008). Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos). Universidade Federal de Minas Gerais – UFMG, Belo Horizonte – MG. Disponível em < http://www.bibliotecadigital.ufmg.br/dspace/bitstream/handle/1843/ENGD-7LTN2F/filipe_lima_dornelas.pdf?sequence=1>. Acesso em: 06 de Março de 2018.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia.** (1998). Disponível em:<https://www.academia.edu/8124473/Fundamentos_de_Limnologia_-_Francisco_de_Assis_Esteves_1_> Acesso em: 08 de Abril de 2018.

FIORUCCI, Antonio Rogério; FILHO, Edeimar Benedetti. **A importância do oxigênio dissolvido em ecossistemas aquáticos.** (2005). Disponível em:<<http://qnesc.sbq.org.br/online/qnesc22/a02.pdf>>. Acesso em: 06 de Março de 2018.

FROTA, Thais Braga. (2016). **Wetlands: aplicação como tratamento complementar para efluente de estações de tratamento de esgotos condominiais.** Monografia (Bacharel em Engenharia Civil). Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre/RS. Disponível em:<https://www.lume.ufrgs.br/bitstream/handle/10183/148663/001002473.pdf?sequence=1>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

GIORDANI, Soraia; SANTOS, Daniel. (2003). **Possibilidades de reúso dos efluentes domésticos gerados nas Bacias do Alto Iguaçu e Alto Ribeira - Região de Curitiba-Paraná.** Disponível em:<<http://www.sanepar.com.br/sanepar/sanare/v19/art01.pdf>>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

GONÇALVES, Ricardo Franci (Coord). **Desinfecção de efluentes sanitários.** Rio de Janeiro: ABES, RIMA, 2003.

GOVERNO DO ESTADO DE RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente – **CONSEMA.** Resolução nº 355/2017. Dispõe sobre os critérios e padrões de emissão de efluentes líquidos para as fontes geradoras que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul.(2017). Disponível em:< http://www.laboratoriogreenlab.com.br/images/pdf_gerais/Consema_355-2017.pdf>. Acesso em: 06 de Abril de 2018.

GOVERNO DO ESTADO DE RIO GRANDE DO SUL. Conselho Estadual do Meio Ambiente – **CONSEMA**. Resolução CONSEMA N^o 128/2006. Dispõe sobre a fixação de Padrões de Emissão de Efluentes Líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais no Estado do Rio Grande do Sul(2006). Disponível em:< <http://www.sema.rs.gov.br/upload/arquivos/201611/30155644-resolucao-128-06-efluentes.pdf>>. Acesso em: 06 de Abril de 2018.

GOVERNO DO ESTADO DE SANTA CATARINA. **Lei Nº 14675 DE 13/04/2009**. Diário Oficial do Estado, Santa Catarina, 13 de abril de 2009. Institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências.(2009). Disponível em:< <https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=240328>>. Acesso em: 06 de Abril de 2018.

IAQUELI; André Luiz. (2016). **Wetlands construídos: aplicações, benefícios e vantagens do sistema**. Disponível em:< <https://www.tratamentodeagua.com.br/wp-content/uploads/2016/03/Artigo-sobre-wetlands.pdf>>. Acesso em 06 de Março de 2018.

IÇARA. **Lei nº 822 de 24 de setembro de 1990**. Institui a lei de parcelamento do solo urbano no município de Içara, estado de Santa Catarina. (1990). Disponível em:< <https://leismunicipais.com.br/a/sc/i/icara/lei-ordinaria/1990/82/822/lei-ordinaria-n-822-1990-institui-a-lei-de-parcelamento-do-solo-urbano-no-municipio-de-icara-estado-de-santa-catarina>>. Acesso em 06 de Março de 2018

ITAMARO, Graziela. **Tratamento de efluentes já é realidade em condomínios**. 2016. Disponível em <http://www.condominiosc.com.br/jornal-dos-condominios/tecnologia-e-inovacao/2787-tratamento-de-efluentes-ja-e-realidade-em-condominios>>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

JÚNIOR, José de O. **Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas uma estratégia de inclusão social**. Disponível em < <http://books.scielo.org/id/bxj5n/pdf/lira-9788578792824-09.pdf>>. Acesso em: 05 de Março de 2018.

JORDÃO, Constantino Arruda; PESSOA, Eduardo Pacheco. **Tratamento de esgotos domésticos**. 2 ed. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental: BNH, 1982.

KLETECKE, Rojane Magda. **Remoção/exportação de nutrientes de esgoto doméstico utilizando plantas ornamentais: Hedychium coronarium, Heliconia psittacorum, Cyperus alternifolius e Colocasia esculenta**. (2011). Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola, na Área de Concentração Água e Solo). Universidade Estadual de Campinas, Campinas - SP. Disponível em: http://repositorio.unicamp.br/bitstream/REPOSIP/256883/1/Kletecke_RojaneMagda_D.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

LALAU, Cristina M. 2018. Tratamento de águas residuárias II. **Notas de aula**.

MASSOUD, May A. et al. **Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries.** (2009). p 652–659. Disponível em <https://pdfs.semanticscholar.org/0801/d2d2adb7c538b47d7f06fd6f1b2437cdf1de.pdf>. Acesso em 05: de Março de 2018.

MEDEIROS, Danilo Martins de. **Estudo sobre a aplicação de wetlands construídos para o tratamento de esgoto em loteamentos, condomínios e comunidades isoladas.** (2017). Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/179012/348175.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 05 de março de 2018.

MELO, Josué Fabiano; LINDNER, Elfride Anrain. **Dimensionamento comparativo lagoas versus wetlands para o tratamento de esgoto em bairro de Campos Novos, SC.** Unoesc & Ciência - ACET, Joaçaba, v. 4, n. 2, p. 181-196 jul./dez. 2013. Disponível em <https://editora.unoesc.edu.br/index.php/acet/article/viewFile/2709/pdf_6>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

MELLO, Edson José Rezende. **Tratamento de esgoto sanitário: Avaliação da estação de tratamento de esgoto do Bairro Novo Horizonte na cidade de Araguari – MG.** (2007). Monografia (Pós-graduação lato sensu em Engenharia Ambiental). União Educacional de Minas Gerais, Uberlândia. Disponível em: <http://www.sae.araguari.com.br/desenv/downloads/tratamento_esgoto_-_ETE_compacta.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

MONTEIRO, Victória Regina Celso. **Wetlands construídos empregados no tratamento descentralizado de águas cinzas residencial e de escritório.** (2014). Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC. Disponível em <<http://tede.ufsc.br/teses/PGEA0491-D.pdf>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

MORUZZI, Rodrigo Braga. **Reúso de água no contexto da gestão de recursos hídricos: impacto, tecnologias e desafios.** (2008). Disponível em: <<http://www.rc.unesp.br/igce/planejamento/download/rodrigo/reuso.pdf>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

NHAMBIRRE, Crisóstomo António. **Caracterização da remoção de nutrientes de um sistema de tratamento de esgoto sanitário empregado para pequena comunidade, composto por reator anaeróbio compartimentado seguido de wetland construído de fluxo vertical.** (2016). Dissertação (Mestre em Engenharia Química) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/168177/339446.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

NUNES, José Alves. **Tratamento Biológico de Águas Residuárias.** 3 ed. Aracaju: Gráfica Editora J. Andrade. 2012. 277p.

PELISSARI, Catiane. **Dinâmica microbiana nitrificante e desnitrificante em wetland construído vertical.** (2017.) Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental) - Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/178984/347147.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 09 de Março de 2018.

PHILLIPPI, Luiz Sérgio; SEZERINO, Pablo Heleno. **Aplicação de Sistemas tipo Wetlands no tratamento de águas residuárias:** utilização de filtros plantados com macrófitas. Florianópolis Ed. Do autor, 2004.

PLENTZ, Júlia Beatriz W. (2014). **Avaliação e instalação de um sistema wetland construído para tratamento de chorume no aterro sanitário de Lajeado/RS.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental). Centro Universitário Univates, Lajeado/RS. Disponível em <<https://www.univates.br/bdu/bitstream/10737/634/1/2014JuniaBeatrizWendt%20Plentz.pdf>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

Plano decenal dos direitos humanos da criança e do adolescente do município de Içara 2017-2027. (2016). Disponível em <http://static.fecam.com.br/uploads/271/arquivos/891151_116dezembro_20161.pdf>. Acesso em: 5 de Junho de 2018.

POÇAS, Cristiane Dias. **Utilização de tecnologia wetland para tratamento terciário: controle de nutrientes.** Dissertação (Mestrado em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo. (2014). Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/6/6139/tde-23112015-122556/pt-br.php>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

RODRIGUES, Eduardo Bello; SANTOS, Mônica Aparecida Aguiar; LAPOLLI, Flávia Rubens. **Zona de raízes: experiência vivenciada numa escola rural no município de Campos Novos/SC.** (2015). Disponível em: <<https://revistas.utfpr.edu.br/recc/article/view/6640/4286>>. Acesso em 27 de Abril de 2018.

RODRIGUES, Marcos Vinicius Costa. **Wetland construído de fluxo vertical empregado no tratamento de esgoto de um restaurante universitário.** Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Engenharia Ambiental), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina-PR. (2016). Disponível em <http://repositorio.roca.utfpr.edu.br/jspui/bitstream/1/6191/1/LD_COEAM_2016_1_13.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

RODRÍGUEZ, L. B. **El tratamiento descentralizado de aguas residuales domésticas como alternativa sostenible para el saneamiento periurbano en Cuba.** Ingeniería Hidráulica y Ambiental, vol. XXX, nº. 1, (2009). Disponível em <<http://riha.cujae.edu.cu/index.php/riha/article/download/87/57>>. Acesso em: 05 de Março de 2018.

ROUSSO, Benny Zuse. **Avaliação de um sistema híbrido de wetlands construídos empregado no tratamento de esgoto sanitário.** (2017). Dissertação

(Mestre em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. Disponível em: < <https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/178979/348176.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

SALATI, Eneas; *et al.* (2009). **Utilização de sistemas de wetlands construídas para tratamento de águas.** Disponível em:< <http://arquivos.ambiente.sp.gov.br/pactodasaguas/2011/12/sistema-wetlands.pdf>>. Acesso em: 06 de Março de 2018.

SEZERINO, Pablo Heleno. *et al.* **Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais.** (2015). Disponível em < http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522015000100151#B07>. Acesso em: 06 de Março de 2018.

SEZERINO, Pablo Heleno. *et al.* **Constructed wetlands and sand filter applied as onsite post-treatment of anaerobic effluent.**(2012). Disponível em < https://www.researchgate.net/publication/265725679_Constructed_Wetlands_and_Sand_Filter_applied_as_onsite_Post-Treatment_of_Anerobic_Effluent>. Acesso em: 06 de Março de 2018.

SEREZINO, Pablo Heleno. **Potencialidade dos filtros plantados com macrófitas (constructed wetlands) no pós-tratamento de lagoas de estabilização sob condições de clima subtropical.** Tese (Doutorado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis. (2006). Disponível em:<<https://repositorio.ufsc.br/bitstream/handle/123456789/103142/225786.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018

SILVA, Selma Cristina. **“Wetland Construídos” de Fluxo Vertical com Meio Suporte de Solo Natural Modificado no Tratamento de Esgotos Domésticos.** Tese (Doutorado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos). Universidade de Brasília, Brasília. (2007). Disponível em: <http://repositorio.unb.br/bitstream/10482/2026/1/Tese_Selma%20Cristina.pdf>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

SILVA, Salomão Anselmo; MARA, David Duncan. **Tratamento biológicos de águas residuárias: lagoas de estabilização.** 1 ed. Rio de Janeiro: ABES, 1979.
SNIS. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgoto.** (2016). Disponível em < <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2016>>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

SUBTIL, E.L.; SANCHÉZ, A.A.; CAVALHERO, A. **Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto e reúso de água.** (2016). Disponível em < https://www.researchgate.net/profile/Eduardo_Subtil/publication/309429650_Sistemas_descentralizados_de_tratamento_de_esgoto_e_reuso_de_agua/links/5970ed1d4585153016391d10/>

Sistemas-descentralizados-de-tratamento-de-esgoto-e-reuso-de-agua.pdf>. Acesso em: 05 de Março de 2018.

TREIN, Camila Maria. **Monitoramento de sistemas descentralizados de wetlands construídos de fluxo vertical aplicados no tratamento avançado de esgotos**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC, Florianópolis – SC. (2015). Disponível em < <http://tede.ufsc.br/teses/PGEA0515-D.pdf>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

TREIN, Camila Maria. *et al.* **Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands construídos**. Ambiente Construído, Porto Alegre, v. 15, n. 4, p. 351-367, out./dez. (2015). Disponível em< <http://www.scielo.br/pdf/ac/v15n4/1678-8621-ac-15-04-0351.pdf>>. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

USEPA. **Response to Congress on Use of Decentralized Wastewater Treatment Systems**. 1997. 101 p. Disponível em:<https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-06/documents/septic_rtc_all.pdf>. Acesso em: 03 de Março de 2018.

UWAI, Márcia S; SILVA, Sandra M. C. P; BATISTA, Gisselma A. **Tratamento de esgoto por wetland implantado em condomínio fechado: avaliação da eficiência correlacionada à ocupação local**. (2008). Disponível em: <http://www.infohab.org.br/entac2014/2008/artigos/A2092.pdf>. Acesso em 27 de Abril de 2018.

VON SPERLING, Marcos; et al. Remoção de Nutrientes em Sistemas Naturais. In: MOTA, F.S.B; VON SPERLING, M. (Org). **Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção**. Rio de Janeiro: ABES, (2009). p 293 -340. Disponível em < https://www.finep.gov.br/images/apoio-e-financiamento/historico-de-programas/prosaba/prosab5_tema_2.pdf>. Acesso em: 06 de Março de 2018.

VON SPERLING, Marcos. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

VYMAZAL, Jan. **Constructed Wetlands for Wastewater Treatment**. (2010). Disponível em: http://smiley.nmsu.edu/pdnwc/docs/water-02-00530_wetlands%20wastewater%20treatment.pdf. Acesso em: 08 de Abril de 2018.

APÉNDICE

Layout esquemático do sistema de tratamento de efluente dimensionado

