



Universidade do Estado do Rio de Janeiro

Centro de Tecnologia e Ciências

Faculdade de Engenharia

Paula Pereira da Cunha Neves

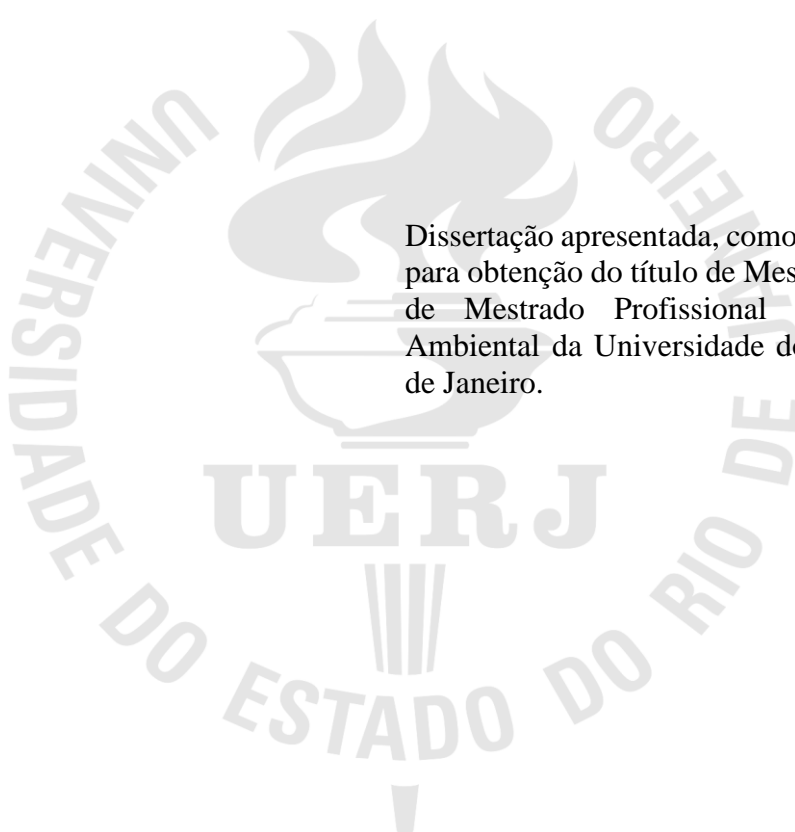
**Estudo da aplicabilidade de um *wetland* construído de fluxo vertical para o
tratamento complementar do esgoto doméstico de uma residência
unifamiliar**

Rio de Janeiro

2022

Paula Pereira da Cunha Neves

Estudo da aplicabilidade de um *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento complementar do esgoto doméstico de uma residência unifamiliar



Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre, ao Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Orientador: Prof. Dr. Gandhi Giordano

Rio de Janeiro

2022

CATALOGAÇÃO NA FONTE
UERJ / REDE SIRIUS / BIBLIOTECA CTC/B

N518 Neves, Paula Pereira da Cunha.
Estudo da aplicabilidade de um wetland construído de fluxo vertical para o tratamento complementar do esgoto doméstico de uma residência unifamiliar / Paula Pereira da Cunha Neves. – 2022.
91f.

Orientador: Gandhi Giordano.
Dissertação (Mestrado) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia.

1. Engenharia ambiental - Teses. 2. Águas residuais - Purificação - Teses. 3. Esgotos - Teses. 4. Alagadiços - Teses. I. Giordano, Gandhi. II. Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Faculdade de Engenharia. III. Título.

CDU 628.16

Bibliotecária: Júlia Vieira – CRB7/6022

Autorizo, apenas para fins acadêmicos e científicos, a reprodução total ou parcial desta tese, desde que citada a fonte.

Assinatura

Data

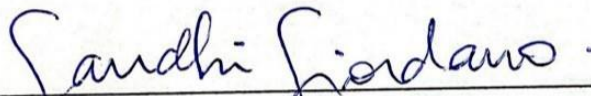
Paula Pereira da Cunha Neves

Estudo da aplicabilidade de um *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento complementar do esgoto doméstico de uma residência unifamiliar

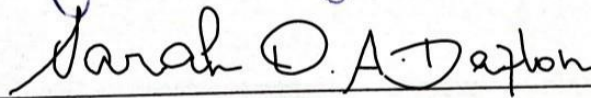
Dissertação apresentada, como requisito parcial para obtenção do título de mestre, ao Programa de Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental da Universidade do Estado do Rio de Janeiro.

Aprovada em

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Gandhi Giordano (Orientador)
Faculdade de Engenharia - UERJ



Dr.ª Sarah Dario Alves Daflon
Faculdade de Engenharia - UFRJ



Prof. Dr. Marcelo Obraczka
Faculdade de Engenharia - UERJ

Rio de Janeiro

2022

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Beth e David, por todo apoio, companheirismo e incentivo.

Ao meu orientador, por toda disponibilidade, dedicação e conhecimento compartilhado.

RESUMO

NEVES, P. P. C. *Estudo da aplicabilidade de um wetland construído de fluxo vertical para o tratamento complementar do esgoto doméstico de uma residência unifamiliar*. 2022. 91f. Dissertação (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

O Brasil apresenta baixos índices de cobertura dos serviços de esgotamento sanitário. Seu crescimento desordenado, somado à desigualdade social, contribuem para a precariedade desses serviços. Apenas 55,0% da população é atendida com rede coletora de esgotos, e somente 50,8%, de todo o esgoto gerado, recebe tratamento adequado, resultando em um despejo de bilhões de litros de efluente *in natura* nos corpos receptores, comprometendo a preservação do meio ambiente e a saúde da população. A falta de infraestrutura pública faz com que diferentes regiões necessitem da implantação de seus próprios meios de disposição e tratamento de esgoto. A fim de se ampliar a cobertura destes serviços, soluções alternativas que atendam às necessidades locais devem ser adotadas. Este estudo teve como objetivo analisar a aplicabilidade da implantação de um *wetland* construído de fluxo vertical para o tratamento do esgoto doméstico de uma residência unifamiliar. O sistema foi utilizado para complementar o tratamento de uma fossa séptica, melhorando a qualidade do efluente tratado. Esta unidade de tratamento apresentou eficiência de remoção de DBO maior que 97%, de DQO maior que 94%, de SST de 81%, e de Fósforo e Nitrogênio amoniacal, de 70% e 75%.

Palavras-chave: Sistema de tratamento de esgoto doméstico. Tratamento descentralizado. Despejo de efluente. Tratamento alternativo de esgoto. Sistemas alagados construídos.

ABSTRACT

NEVES, P. P. C. *Study of the applicability of a vertical flow constructed wetland for the complementary treatment of domestic sewage in a single-family residence*. 2022. 91f. Tese (Mestrado Profissional em Engenharia Ambiental) – Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2021.

Brazil has low rates of coverage for sewage services. Its disordered growth, combined with social inequality, contributes to the precariousness of these services. Only 55,0% of the population is served by a sewage collection network, and only 50,8%, of all the sewage generated, receives adequate treatment, resulting in the discharge of billions of liters of fresh effluent in the receiving bodies, compromising the preservation of the environment and the health of the population. The lack of public infrastructure means that different regions need to implement their own means of disposal and treatment of sewage. In order to expand the coverage of these services, alternative solutions that meet local needs must be adopted. This study aimed to analyze the applicability of implementing a wetland built with vertical flow for the treatment of domestic sewage in a single-family residence. The system was used to complement the treatment of a septic tank, improving the quality of the treated effluent. This treatment unit showed an efficiency of removal of BOD greater than 97%, COD greater than 94%, TSS greater than 81% and Phosphorus and ammoniacal Nitrogen, 70% and 75%.

Keywords: Domestic sewage treatment system. Decentralized treatment. Effluent discharge. Alternative sewage treatment. Flooded systems built.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Alternativas de destinação de esgoto de cada região brasileira	18
Figura 2 – Linha do tempo das legislações relacionadas ao saneamento básico.....	32
Figura 3 - Funcionamento de um tanque séptico de câmara única.....	35
Figura 4 - Filtro anaeróbio de fluxo ascendente e descendente.....	37
Figura 5 - Filtro de areia com meio filtrante de granulometria diferente	38
Figura 6 - Esquemas de caixas de gordura, uma com septo e outra sem.....	39
Figura 7 - Vantagens e desvantagens da utilização dos <i>wetlands</i> construídos.....	46
Figura 8 - Esquema de um <i>wetland</i> construído de fluxo horizontal subsuperficial	47
Figura 9 - Esquema de um <i>wetland</i> construído de fluxo vertical	48
Figura 10 - Esquema de um <i>wetland</i> construído de escoamento vertical – Sistema Francês...	49
Figura 11 – Etapas de tratamento existentes na residência	53
Figura 12 – Planta baixa da localização do <i>wetland</i> construído.....	55
Figura 13 - Esquemático dos sistemas de alimentação e drenagem do <i>wetland</i>	59
Figura 14 - Fotos da etapa de escavação	60
Figura 15 - Fotos das conexões e dos dispositivos utilizados nas ligações.....	61
Figura 16 - Teste de distribuição de líquido pela estrutura de alimentação do sistema	62
Figura 17 - Estrutura de drenagem do sistema	63
Figura 18 - Vedação dos tubos de alimentação e de drenagem do sistema.....	64
Figura 19 - Estruturas do sistema de alimentação e de drenagem montadas	65
Figura 20 - Sistema montado e preenchido com a primeira camada de brita 1.....	66
Figura 21 - Sistema montado e preenchido com brita 1 e areia	67
Figura 22 – Espécies de plantas escolhidas para vegetar o <i>wetland</i>	69
Figura 23 - Plantio das mudas de papíro no sistema <i>wetland</i>	70
Figura 24 - Resultado final do <i>wetland</i> vegetado e em uso.....	72
Figura 25 – Pontos de coleta e apresentação das amostras.....	75

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Condições e padrões de lançamento de efluentes para qualquer fonte poluidora ...	29
Tabela 2 - Condições e padrões de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários	30
Tabela 3 - Condições e padrões de lançamento de esgoto sanitário tratado em corpos receptores	31
Tabela 4 - Eficiências de remoção de DBO, DQO, SST, N e P de diferentes sistemas	43
Tabela 5 – Tabela de quantitativo de matérias e seus respectivos valores	73
Tabela 6 – Tabela de eficiência do tratamento do <i>wetland</i> construído, a partir do comparativo dos resultados dos parâmetros das amostras afluente e efluente	76
Tabela 7 – Tabela comparativa entre os resultados obtidos e os valores exigidos pela Conema nº90	77

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	10
1. OBJETIVOS	13
1.1 Objetivos Gerais	13
1.2 Objetivos Específicos	13
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	14
2.1 Breve Relato da História do Saneamento no Brasil	14
2.1.1 Cenário do Setor de Saneamento Básico.....	16
2.2 Efluente Líquido.....	19
2.2.1 Esgoto Doméstico.....	19
2.2.2 Efluente Industrial	20
2.3 Características dos Efluentes Líquidos.....	21
2.3.1 Características Físicas de Efluentes Líquidos	21
2.3.2 Características (Bio)Químicas de Efluentes Líquidos.....	23
2.3.3 Características Biológicas de Efluentes Líquidos	25
2.4 Tratamento de Efluentes.....	26
2.4.1 Legislação e Normatização Brasileira	27
2.4.2 Processos de Tratamento de Esgoto	32
2.5 Componentes dos Sistemas de Tratamento de Esgoto	34
2.5.1 Fossa ou Tanque Séptico	34
2.5.2 Filtro Anaeróbio	36
2.5.3 Filtro de Areia	37
2.5.4 Caixa de Gordura.....	39
2.6 <i>Wetlands</i> Construídos.....	40
2.6.1 Importância das Plantas nos Sistemas <i>Wetlands</i>	44
2.6.2 Exemplos de Modalidades de <i>Wetlands</i>	46
3. MATERIAL E MÉTODOS	51
3.1. Caracterização do Sistema e Estudo de Caso Adotado	51
3.1.1. Local de Implantação.....	51
3.1.1.1. Dados dos Serviços de Esgotamento Sanitário do Município de Implantação do Sistem.....	51

3.1.1.2. Local de Implantação do Sistema <i>Wetland</i> e Configuração do Atual Sistema de Tratamento de Esgoto da Residência	52
3.2. Etapas do Projeto de Implantação do Sistema <i>Wetland</i>	53
3.2.3. Dimensionamento do Sistema <i>Wetland</i>	55
3.3. Execução da Obra de Implantação do Sistema <i>Wetland</i>	59
3.4. Comportamento do Sistema Sem Vegetação.....	68
3.5. Escolha e Plantio da Vegetação.....	68
3.6. Comportamento do Sistema Vegetado e Seu Aspecto Final	71
3.7. Valor Gasto com o Material	73
4. RESULTADOS	75
5. CONCLUSÃO	78
REFERÊNCIAS	79
ANEXO I - Planta da instalação sanitária existente na residência antes da instalação do sistema <i>wetland</i>	87
ANEXO II – Resultado da análise laboratorial da amostra afluenta.....	88
ANEXO III – Resultado da análise laboratorial da amostra efluente.....	90

INTRODUÇÃO

Pela história da humanidade, observamos que o homem se fixou em locais onde havia disponibilidade de água, ocorrendo um aumento do desenvolvimento urbano em suas proximidades. Residências e indústrias se instalaram próximas aos corpos hídricos utilizando-os tanto para a captação de água como para destino final de efluentes.

Estes efluentes quando descartados de maneira inadequada intensificam a degradação ambiental. O despejo do efluente *in natura* no corpo receptor compromete a qualidade da água, reduz a biodiversidade local e intensifica a eutrofização dos corpos hídricos (MURTHA et al., 2015), causando impactos negativos não só para o meio ambiente como também para o bem-estar e saúde da população. Este lançamento pode inviabilizar o uso atual e futuro dos recursos hídricos e reduzir a disponibilidade de água para abastecimento (ATLAS ESGOTO, 2017).

Os serviços de saneamento, quando aplicados de forma eficiente, geram impactos positivos para a sociedade como um todo. Além dos benefícios na saúde e na qualidade de vida, eles resultam na criação de empregos e geração de renda. Já a ausência de infraestrutura de saneamento básico cria locais inóspitos que causam mal-estar e favorecem a disseminação de doenças (SOUZA et al., 2015; AYACH et al., 2012). Conforme são realizadas melhorias no setor de saneamento, percebe-se uma redução significativa dos gastos públicos com saúde (INSTITUTO TRATA BRASIL; FGV, 2010).

O crescimento populacional contribui para o aumento da geração de efluentes, contudo, os investimentos em serviços de saneamento básico não acompanham este crescimento. Mesmo que o saneamento seja um direito assegurado por lei (BRASIL, 1988), o Brasil ainda apresenta baixos índices de cobertura destes serviços. Cerca de 55,0% da população total é atendida com redes coletoras de esgotos, e apenas 50,8%, de todo o esgoto gerado, recebe tratamento adequado. Em contrapartida, os serviços de abastecimento de água atendem a 84,1% da população (SNIS, 2021). Desde a implantação e encerramento do PLANASA (1971-1986), houve uma discrepância na infraestrutura e serviços de abastecimento de água em comparação com os de coleta e tratamento de esgoto. Enquanto que os de água sofreram avanços significativos, os de esgoto foram negligenciados (BARRETO, 2020).

A priorização dos serviços de abastecimento de água ocorre devido ao seu papel essencial na vida e no desenvolvimento de atividades cotidianas e econômicas. A ampliação da oferta de água facilita seu acesso, colaborando para o aumento do consumo e conseqüentemente aumento da geração de esgotos (LOBO, 2003). Porém, ao longo dos anos pode-se observar uma

piora na qualidade da água potável ofertada, ocasionada pelos despejos de esgoto sem tratamento nos corpos hídricos (BRASIL et al., 2005).

A falta de conhecimento por parte da população de que água e esgoto estão diretamente ligados, contribui para um maior desequilíbrio entre a geração de efluente e o seu tratamento. A população quer apenas que os esgotos sejam retirados de suas vistas, sem se importar com seu destino e com as consequências de seu despejo (LOBO, 2003).

Outro fator que pode influenciar na baixa cobertura destes serviços é a visão centralizadora, que contempla principalmente a utilização de grandes estações de tratamento de esgoto (PHILIPPI, 2005). Muitas vezes, essas estações não são capazes de beneficiar toda uma população local, resultando em altos custos de implantação e manutenção e pouca probabilidade de atendimento a todos com qualidade (JOURAVLEV, 2017). A execução das redes coletoras é um processo que pode dificultar a implantação dos sistemas coletivos. Elas representam por volta de 50% dos custos de implantação de um sistema de tratamento de esgoto, podendo chegar a 80%. O diâmetro da tubulação, a profundidade da escavação, os custos com mão de obra e o tipo de solo a ser escavado são características que implicam diretamente na variação destes valores (SALAZAR, 2010).

Muitas regiões não possuem recursos financeiros suficientes para investir nestas grandes obras. Há uma diferença significativa entre a cobertura dos serviços de saneamento básico das zonas urbanas em comparação com os das zonas rurais. As regiões periurbanas e rurais costumam apresentar índices precários de atendimento a estes serviços, devido a sua população residente possuir um menor poder aquisitivo. A falta de infraestrutura pública faz com que os habitantes destas áreas necessitem implantar seus próprios meios de tratamento e disposição de esgoto (MURTHA et al., 2015).

No atual cenário de escassez de recursos, é notória a dificuldade do poder público em realizar os investimentos necessários para alavancar o setor de saneamento. A falta de recursos, somada à falta de interesse por parte da administração pública, resultam em um retardamento do processo de universalização (TIEGHI, 2021). Para isso, as soluções individuais podem ser utilizadas com o propósito de aumentar os índices de cobertura dos serviços de esgotamento sanitário.

O objetivo deste projeto foi apresentar e detalhar um sistema de tratamento de esgotos que pode ser empregado em residências sem acesso às redes coletoras públicas, trazendo uma maior responsabilidade ambiental ao próprio gerador de efluentes. A tecnologia dos *wetlands* construídos apresentou simples implantação e manutenção, e boa eficiência na remoção de poluentes. Estes sistemas vêm sendo utilizados em diferentes localidades do país, servindo de

opção para as regiões cujas características/particularidades justifiquem e viabilizem o seu emprego.

Esta dissertação se iniciou com um breve relato da história do saneamento básico no Brasil, apresentando a desafiadora situação sanitária na qual o país se encontrava. Estes capítulos iniciais visaram justificar a importância de estudos que auxiliam na ampliação do acesso aos serviços de saneamento básico. Posteriormente, foi apresentada a tecnologia dos *wetlands* construídos para no final demonstrar um estudo de implantação de um *wetland* construído de fluxo vertical. Este estudo incluiu seu dimensionamento, seus processos construtivos e uma avaliação da sua eficiência na remoção de poluentes.

1. OBJETIVOS

1.1 Objetivos Gerais

Analisar a viabilidade de implantação de um *wetland* construído de fluxo vertical. Este sistema deve ser utilizado para complementar o tratamento da fossa séptica e melhorar a qualidade do efluente a ser despejado no corpo receptor.

1.2 Objetivos Específicos

- Apresentar a tecnologia dos sistemas *wetlands* construídos para o tratamento do efluente doméstico.
- Dimensionar um *wetland* construído de fluxo vertical que atenda à uma residência unifamiliar.
- Apresentar os materiais e métodos construtivos utilizados na implantação do sistema.
- Avaliar a eficiência do tratamento do *wetland* construído de fluxo vertical.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Breve Relato da História do Saneamento no Brasil

A história do saneamento básico no Brasil se iniciou no século XVI quando Estácio de Sá ordenou escavar o primeiro poço para atendimento da população do Rio de Janeiro. O século XVII deu início à canalização das águas dos rios para abastecimento, por meio de aquedutos, que ganharam maior importância a partir do século XVIII com o crescimento da urbanização (INSTITUTO TRATA BRASIL, c2021). Naquela época, os chafarizes eram de acesso público e proporcionavam abastecimento de água gratuito para toda a população (MURTHA et al., 2015).

Com a vinda da família real, fez-se necessário a implantação de uma estrutura sanitária mínima para dar suporte ao poder que se instalava no Rio de Janeiro (POLIGNANO, 2006). A população quase dobrou de tamanho em pouco mais de 10 anos, aumentando a demanda por água e obras de saneamento (INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA ETES SUSTENTÁVEIS, 2019). O quadro sanitário apresentava-se caótico, com muitas doenças assolando a região. Contudo, durante este período de Brasil colônia, o estado se manteve ausente nas políticas públicas de saneamento básico (AR-ITU, 2012).

O despejo de dejetos e lixo pelas janelas de casa nas ruas era uma prática muito comum (SOUZA, 2007). Os esgotos também poderiam ser armazenados em tonéis e encaminhados para locais mais afastados. Os escravos tigras eram responsáveis pelo transporte dos dejetos humanos até um corpo receptor. Esses tonéis eram carregados sobre suas costas/cabeças e frequentemente ocorriam vazamentos. A ureia e a amônia escorriam pelos seus corpos manchando suas peles e roupas, parecendo listras. Essa é uma das teorias que explicavam a nomeação “tigras”. A utilização dessa exploração humana contribuiu para o atraso no interesse do poder público em investir em serviços de saneamento (PEREIRA, 2019).

Essa prática não era ruim só para quem a executava como também desagradava toda a população por conta do mal cheiro que exalava. Além de fétida, contribuía para a poluição das praias e para a proliferação de doenças (SOUZA, 2007). Era muito utilizada no Rio de Janeiro, local onde a abertura das fossas era proibida devido à pouca profundidade do lençol freático (PEREIRA, 2019).

O Brasil, que necessitava de investimentos em infraestrutura de saneamento, concedeu estes serviços às empresas estrangeiras. Os primeiros serviços de abastecimento de água encanada foram realizados em São Paulo, Porto Alegre e Rio de Janeiro (INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA ETES SUSTENTÁVEIS, 2019). Devido às influências europeias e americanas, o Brasil adotou um modelo centralizado de abastecimento de água e coleta de esgoto por meio de redes (MURTHA et al., 2015). Um sistema de coleta de esgoto misto foi instalado no Rio de Janeiro, tornando-a a terceira cidade do mundo dotada de rede. Em 1864, foi inaugurada sua primeira estação elevatória e de tratamento de esgoto, que atendia inicialmente 1.200 casas (CEDAE, 2021), tornando-se a segunda capital do mundo a possuir um sistema completo de esgotamento sanitário (BRITTO, 2015).

No início do século XX o Brasil ainda apresentava uma situação conturbada causada pela falta de um modelo sanitário. Nesta época, diversas doenças graves circulavam em nosso território gerando consequências negativas para a saúde da população e para o comércio exterior. Embarcações estrangeiras se recusavam a embarcar no Brasil diante de sua situação sanitária. No início deste século, até meados dos anos 60, predominou-se um modelo de sanitarismo destinado apenas aos locais onde circulavam os produtos exportáveis, focando apenas nas doenças que poderiam trazer algum prejuízo econômico (ANDRADE et al., 2000; POLIGNANO, 2006).

O setor de saneamento básico não obteve desenvolvimento satisfatório e os serviços prestados eram de péssima qualidade. Em 1930, a Constituição passou a responsabilidade destes serviços aos municípios, e esta decisão se manteve até hoje (INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA ETES SUSTENTÁVEIS, 2019). Em 1940, iniciou-se a comercialização dos serviços de saneamento (INSTITUTO TRATA BRASIL, c2021). Na década de 70, foi instituído o Plano Nacional de Saneamento – PLANASA (1971-1986) que tinha como uma de suas metas o acesso de 80% da população urbana aos serviços de abastecimento de água e 50% aos serviços de coleta, transporte e destinação final adequada de esgoto até o ano de 1980 (DE ALMEIDA, 1977). Em 1988, a Constituição Federal (1988) tornou o saneamento básico um direito social e individual, sendo competência da união a instituição de diretrizes para seu desenvolvimento. A Lei Federal nº 11.445 (2007) estabeleceu essas diretrizes, tornando-se o marco regulatório deste setor. Já em 2020, a Lei Federal nº 14.026 atualizou o marco legal do saneamento e definiu metas de universalização de 99% da população com acesso à água potável e 90% com coleta e tratamento de esgoto até dezembro de 2033.

2.1.1 Cenário do Setor de Saneamento Básico

O Brasil apresenta um cenário deficiente em infraestrutura de esgotamento sanitário. Apesar de ser um direito assegurado por lei, estamos longe da universalização. Seus índices de atendimento dos serviços de abastecimento de água são de 93,4% para a população urbana, e de 84,1% para a população total. O consumo médio per capita de água no Brasil apresenta valor de 152,1 L/dia, enquanto que o estado do Rio de Janeiro apresenta consumo per capita superior à média nacional, de 173,5 L/dia (SNIS, 2021).

Quando se trata de esgoto, o índice médio de atendimento por rede é de 55,0% para a população total, e de 63,2% para a população das zonas urbanas. Do total dos esgotos coletados, 79,8% recebe o devido tratamento. Porém, se contabilizarmos todo o esgoto gerado, apenas 50,8% recebe tratamento adequado. Além disso, há uma grande diferença entre as porcentagens de atendimento entre as macrorregiões brasileiras. A região Norte apresenta os menores índices de abastecimento de água e esgoto, 58,9% e 13,1% respectivamente. Enquanto a região Nordeste apresenta 74,9% e 30,3%, a Sul 91,0% e 47,4% e a Centro-Oeste 90,9% e 59,5%, já a região Sudeste apresenta os maiores percentuais 91,3% e 80,5% (SNIS, 2021).

Os baixos índices de atendimento por rede coletora podem estar associados a diferentes fatores. Entre eles, o fato de que muitas propriedades se encontram em locais irregulares, o que se deve à falta de planejamento urbano e de efetividade de políticas habitacionais, além do aumento da conta de água ocasionado pelo acréscimo da taxa de esgoto e pelo valor do investimento da própria conexão entre a residência e a rede (MDR e SNS, 2021).

Muitas regiões brasileiras sofrem com a inexistência das redes coletoras públicas. Dos 5.570 municípios brasileiros, 2.211 não têm acesso à rede coletora de esgotamento sanitário (IBGE, 2017), resultando em cerca de 70 milhões de brasileiros sem acesso a este serviço. Apenas no ano de 2020, foram lançadas na natureza aproximadamente 5,3 milhões de piscinas olímpicas de esgoto sem nenhum tipo de tratamento (INSTITUTO TRATA BRASIL, c2021).

As zonas rurais e isoladas, por não apresentarem o mesmo desenvolvimento econômico que as regiões urbanas, acabam recebendo menos atenção com relação às políticas públicas de saneamento básico. Cerca de 39 milhões de brasileiros habitam estas áreas rurais, que podem ser classificadas em aglomerados próximos ao urbano, aglomerados mais adensados isolados, aglomerados menos adensados isolados e sem aglomeração. Todas estas regiões podem apresentar soluções coletivas ou individuais de tratamento e disposição de esgotos. Quanto mais consolidadas são estas aglomerações, maior a presença de soluções coletivas. E quanto mais

dispersas, maior a presença de soluções individuais. Diante disto, as duas primeiras classificações tendem a adotar soluções coletivas, enquanto que as duas últimas tendem a adotar soluções individuais. Isto ocorre devido a dispersão física da população inviabilizar e encarecer a implantação das soluções coletivas, em razão dos altos custos de implantação de suas redes coletoras (BRASIL, 2019).

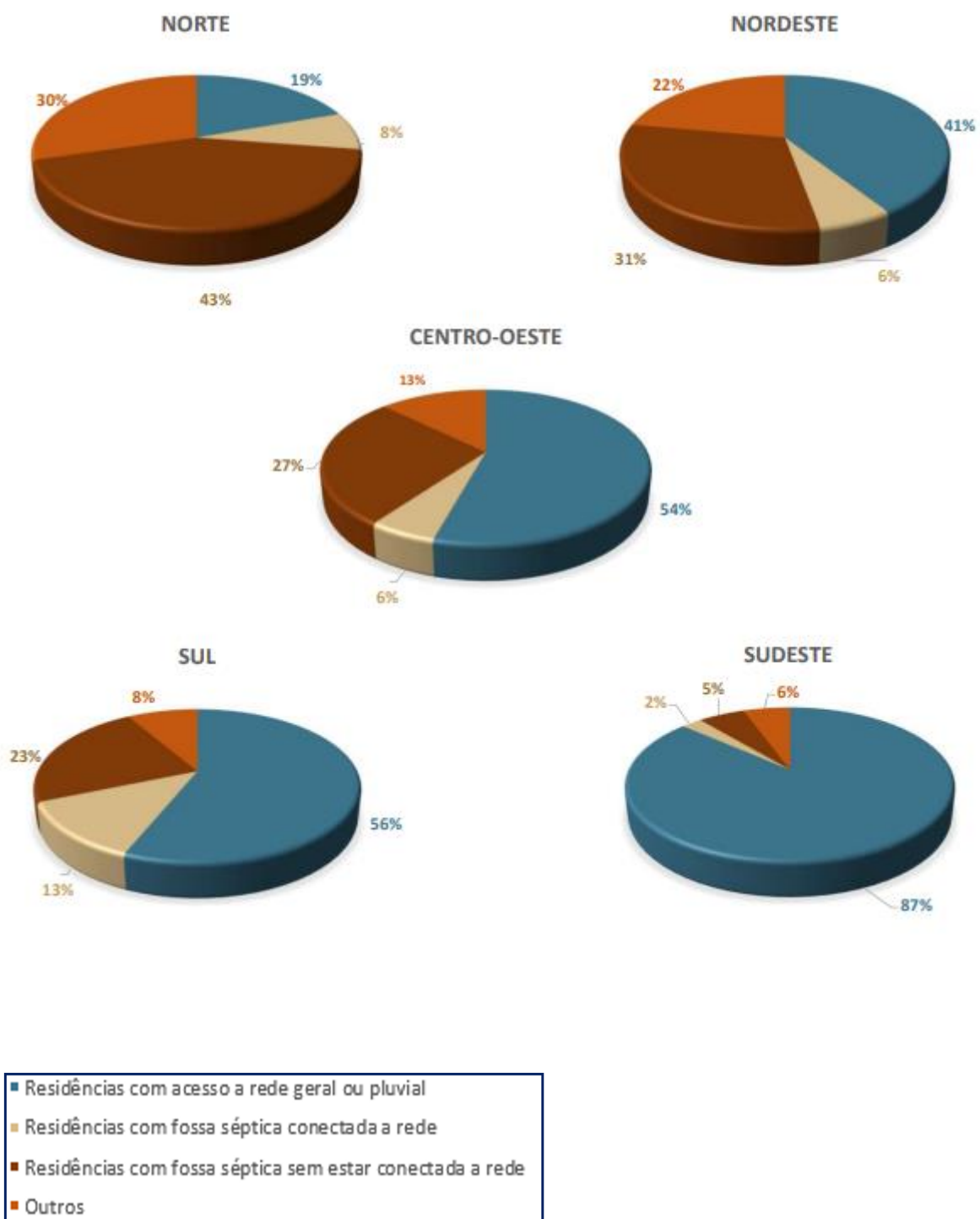
Ainda que estas regiões possuam seus próprios meios de atendimento aos serviços de esgotamento sanitário, aproximadamente 54% destes aglomerados apresentam atendimento precário, sendo comum a utilização de fossas rudimentares. Além disso, mais de 20% da população residente nem sequer apresenta algum tipo de atendimento, resultando em cerca de 7,8 milhões de habitantes rurais sem acesso aos serviços de saneamento (BRASIL, 2019).

Se analisarmos os índices de cobertura dos serviços de saneamento básico, levando em consideração as soluções coletivas e individuais, podemos observar um novo panorama. O Brasil apresenta 71,95 milhões de domicílios com banheiro, sanitário ou buraco para dejeções. Destes, 62,7% estão conectados à rede pública ou à rede de drenagem pluvial, 5,6% possuem fossa séptica conectada à rede, 19,1% possuem fossa séptica sem estar conectada à rede e 12,6% possuem outro tipo de disposição final. Diante disto, mais de 50 milhões de brasileiros fazem o uso da fossa séptica, tornando este sistema de tratamento descentralizado o mais utilizado no país (IBGE, 2019).

Analisando as regiões brasileiras separadamente, como ilustra a figura 1, podemos notar que mais de 50% das regiões Norte e Nordeste fazem uso de fossa séptica ou de outros meios de disposição. A região Norte possui cerca de 2,3 milhões de domicílios que utilizam a fossa séptica sem estar conectada à rede, enquanto que a região Nordeste possui por volta de 5,7 milhões. Se somarmos todas as regiões brasileiras, obteremos um total de 13,8 milhões de domicílios que fazem uso da fossa séptica (IBGE, 2019).

A figura 1 expõe as alternativas de destinação de esgoto de cada região brasileira. A destinação com a nomeação “outros” inclui vala, fossa rudimentar, rios, lagos, mares e outras formas de escoamento (PNAD,2019).

Figura 1 – Alternativas de destinação de esgoto de cada região brasileira



Fonte: Autora, baseada no PNAD (2019), 2022.

Um estudo do cenário de investimentos em saneamento realizado pela GO Associados (2020), apontou que o Brasil necessitava de um investimento de aproximadamente R\$ 520 bilhões para que a universalização fosse alcançada, resultando em investimentos anuais na ordem de R\$ 35 bilhões, se contabilizarmos os investimentos a partir do ano de 2018 até 2033. Apenas três das unidades de federação apresentavam patamares de investimentos compatíveis com o processo de universalização. Todas as demais necessitavam aumentar seus investimentos no setor (OLIVEIRA et al., 2020), fazendo com que o país enfrentasse grandes desafios financeiros até alcançar a tão sonhada universalização.

Diante das informações expostas acima, nota-se a necessidade da implantação de tecnologias viáveis, economicamente e tecnologicamente, que auxiliem na ampliação do acesso aos serviços de saneamento. Desta forma, foram apresentadas algumas definições e processos convencionais de tratamento de esgoto, para no final, demonstrar a tecnologia dos *wetlands* construídos.

2.2 Efluente Líquido

Segundo a Resolução CONAMA N°430 (2011), efluente é o despejo líquido proveniente de diferentes atividades e processos, podendo conter diversos poluentes em sua composição. Trata-se de uma substância líquida composta predominantemente por água que pode ser lançada *in natura* ou após tratamento na rede coletora de esgotos, no solo ou em corpos receptores.

O efluente constituído pela mistura de esgoto doméstico, efluente industrial, águas de infiltração e uma parcela de contribuição pluvial parasitária, é denominado esgoto sanitário (ABNT, 1987).

2.2.1 Esgoto Doméstico

O esgoto doméstico é o efluente resultante das necessidades fisiológicas humanas e da água usada para a higiene. Ele tem origem em casas, prédios, edifícios comerciais ou qualquer

edificação que contenha banheiro, cozinha ou qualquer compartimento que utilize água para fins domésticos (ABNT, 1986)

O esgoto doméstico é constituído de aproximadamente 99,92% de água e 0,08% de matéria sólida. A matéria orgânica compõe cerca de 70% da matéria sólida total, sendo composta por uma combinação de carbono, hidrogênio e nitrogênio. As principais substâncias que constituem a matéria orgânica são as proteínas, carboidratos, óleos e gorduras. Os outros 30% da matéria sólida, são compostos por matéria inorgânica. Essa matéria é formada por substâncias minerais dissolvidas e areia (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

O esgoto doméstico pode ser subdividido em dois tipos: águas negras e águas cinzas. As águas negras se referem ao efluente proveniente dos vasos sanitários, que contém excremento humano, enquanto as águas cinzas se referem ao efluente de uma residência que não apresenta material fecal em sua composição (GONÇALVES, 2009). Estas águas costumam conter sabão, oriundo dos processos de lavagem, além de grande quantidade de materiais gordurosos e oleosos. Esses óleos e gorduras têm origem nos restos de comidas como manteiga, óleos vegetais, da gordura da própria carne vermelha, entre outros (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

As residências apresentam composições diferentes para seus efluentes gerados. As características como a quantidade e a qualidade dos esgotos dependem dos hábitos pessoais e culturais de seus contribuintes, do número de pessoas que contribuem para essa geração de esgoto, do poder econômico destes, entre outros fatores. Observa-se que quanto maior o poder aquisitivo de uma determinada população, maior sua contribuição per capita de esgoto. A NBR 7229/93 apresenta uma tabela de contribuição média diária de esgoto por tipo de edificação e de ocupante. Nota-se que quanto maior o padrão da residência, maior a taxa de contribuição diária.

2.2.2 Efluente Industrial

O efluente industrial é o despejo líquido resultante dos processos industriais, somado as águas de refrigeração, as águas pluviais contaminadas e ao esgoto doméstico (ABNT, 1987). As águas pluviais se tornam contaminadas quando entram em contato com os telhados e pisos das indústrias (GIORDANO, 2004).

Devido à diversidade dos setores industriais, há uma grande variabilidade de efluentes. Com isso, para que seu tratamento seja efetivo, é fundamental realizar um estudo de sua tratabilidade. Este estudo auxilia na obtenção de dados para um maior conhecimento do efluente, analisando suas características físico-químicas, as perdas das matérias-primas que ocorrem durante os processos industriais, se há ou não mistura com o esgoto doméstico, entre outros fatores. É importante analisarmos os processos, os produtos dos processos, as perdas de matéria-prima e as águas de abastecimento, pois interferem diretamente nas características dos efluentes industriais. Como essas características são muito específicas, seus sistemas de tratamento devem ser customizados de acordo com suas necessidades (GIORDANO, 2004).

Os efluentes de um mesmo segmento industrial apresentam características semelhantes. Os principais poluentes das indústrias de laticínios são as proteínas, gorduras, açúcares e ácido láctico. As indústrias de pescado têm como principais poluentes as proteínas, óleos, sais e os restos dos peixes que são descartados. Os abatedouros apresentam as proteínas, sais, hormônios de crescimento e produtos de limpeza e desinfecção como principais poluentes. Já as indústrias têxteis apresentam corantes, pigmentos, sais, solventes, amaciantes, ácidos e bases (GIORDANO, 2004).

2.3 Características dos Efluentes Líquidos

Como os efluentes apresentam uma enorme variedade qualitativa, faz-se uso de parâmetros indiretos para traduzir seu caráter poluidor (VON SPERLING, 2018). Esses parâmetros são analisados a partir das características físicas, (bio)químicas, e biológicas dos efluentes. O conhecimento destas características é essencial para a escolha do tratamento mais adequado.

2.3.1 Características Físicas de Efluentes Líquidos

As características físicas dos esgotos, mais comuns, são: matéria sólida, temperatura, odor, cor e turbidez. A matéria sólida pode ser dividida em sólidos totais, sólidos em suspensão

e sólidos dissolvidos. A matéria sólida total é aquela que permanece mesmo após a amostra de esgoto passar pelo processo de evaporação a 103°C. Parte desta matéria, quando submetida a passar por uma membrana filtrante, fica retida, denominando-se sólidos em suspensão. O restante que consegue atravessar a membrana é denominado sólido dissolvido. O esgoto doméstico se apresenta na faixa de 120 a 360 mg/l de concentração de sólidos em suspensão e de 5 a 20 mg/l de sólidos dissolvidos (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Os sólidos também são classificados de acordo com sua composição, podendo ser fixos ou voláteis. Quando entram em contato com altas temperaturas, de aproximadamente 500°C, uma fração se oxida enquanto a outra permanece inerte. A fração inerte corresponde aos sólidos fixos, que é composta em sua grande maioria de material mineral. Já a parcela que se oxida corresponde aos sólidos voláteis, sendo constituída basicamente por componentes orgânicos (VON SPRELING, 2018). A eficiência dos processos biológicos pode ser estimada pela redução dos sólidos voláteis no efluente (BOTELHO; DE LYRA, 1997).

A temperatura do esgoto é outro parâmetro físico de extrema importância, pois interfere diretamente na saturação de oxigênio e nas reações químicas e biológicas. Conforme a temperatura cresce até chegar a uma faixa ideal de 25°C a 35°C maior é a atividade biológica. A temperatura média dos esgotos domésticos varia de 20°C a 25°C (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Quando se trata de efluente industrial, a temperatura é utilizada para quantificar os ganhos e perdas de energia de seus processos. Sua variação afeta diretamente a resistência dos materiais e os equipamentos utilizados (GIORDANO, 2004).

O odor é causado pela formação de gases decorrentes dos processos de decomposição. Com a variação da idade do esgoto o seu odor se modifica, os esgotos mais frescos apresentam odor mais ameno do que o odor de esgoto velho (JORDÃO; PESSÔA, 2017). No tratamento de efluentes, o odor pode ser atribuído ao próprio efluente ou a uma deficiência nos processos aeróbios e anaeróbios. Algumas indústrias exalam um odor característico, como as empresas de fragrância, essências, refinarias de petróleo, pescado, entre outras (GIORDANO, 2004).

A cor e a turbidez estão diretamente ligadas à matéria sólida presente nos efluentes. A cor pode ser classificada em aparente e real. A cor aparente é a cor que enxergamos a olho nu, nela estão presentes os materiais dissolvidos, coloidais e particulados, esta cor apresenta turbidez. A cor real é a cor da amostra que passa por processos de filtração, sedimentação ou centrifugação, ela não apresenta turbidez. A cor é uma característica importante, pois indica o estado de decomposição do esgoto. O esgoto fresco apresenta cor acinzentada enquanto o esgoto velho apresenta cor mais escura (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Já a turbidez está ligada à transparência da amostra, representando a dificuldade da luz em atravessá-la. Está diretamente relacionada à quantidade de material em suspensão, pois a turbidez ocorre pela reflexão e dispersão da luz nas partículas em suspensão (MUCCIACITO, 2012). Os efluentes mais frescos ou concentrados costumam apresentar uma turbidez maior. Como o modo de determinação da turbidez é mais simples que o de determinação dos sólidos em suspensão, muitas estações de tratamento relacionam estes dois parâmetros (VON SPERLING, 2018).

2.3.2 Características (Bio)Químicas de Efluentes Líquidos

A matéria orgânica pode se apresentar de múltiplas formas, seja na forma de proteínas, óleos e gorduras, carboidratos, sais orgânicos, ou outras. Como o esgoto apresenta uma grande quantidade de constituintes, há uma dificuldade de determinação de seus componentes em laboratório. Para isso são adotados métodos diretos e indiretos de determinação da matéria orgânica. Os métodos indiretos estão ligados ao consumo de oxigênio, sendo nomeados como demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO). Já os métodos diretos estão ligados à medição de carbono orgânico no efluente (VON SPERLING, 2018).

Um dos principais indicadores de poluição nos corpos hídricos é a diminuição do oxigênio dissolvido. Esta diminuição ocorre pela proliferação dos microrganismos consumidores de matéria orgânica. Esses microrganismos consomem o oxigênio presente na água pelo processo de respiração. A partir desta análise, surgiu a medição indireta da poluição pelo consumo de oxigênio utilizado pelos microrganismos na degradação da matéria orgânica (VON SPERLING, 2018). A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) é definida como a quantidade de oxigênio consumida pelos microrganismos para degradarem a matéria orgânica biodegradável em um litro de amostra a 20°C (GIORDANO, 2004). O tempo para que toda essa matéria se degrade é variável e depende da composição da amostra. Por isso, foi estipulado um tempo padrão de degradação da matéria orgânica de 5 dias, baseado em dados experimentais, visto que grande parcela da matéria se oxida logo nos primeiros dias (ROCHA; FUKUDA, 1973). A DBO pode se apresentar em duas fases: a carbonácea e a nitrogenada. Normalmente ocorre primeiro a oxidação da matéria orgânica carbonácea para depois ocorrer a nitrificação, porém se houver a presença de bactérias nitrificantes na amostra, essas fases

podem ocorrer ao mesmo tempo desde o início do processo. Para se obter apenas a DBO carbonácea deve-se introduzir agentes inibidores de bactérias nitrificantes na amostra (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

O teste de DBO pode ser utilizado tanto como parâmetro de medição de poluição orgânica como para o controle da eficiência dos processos de tratamento biológico dos efluentes (ROCHA; FUKUDA, 1973). Os esgotos domésticos normalmente apresentam DBO na faixa de 100 a 400 mg/L e após serem sujeitos aos tratamentos biológicos seus valores devem se situar na faixa de 20 a 30 mg/L (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

A demanda química de oxigênio (DQO) é a quantidade de oxigênio utilizada para oxidar quimicamente a matéria orgânica em um litro de amostra. Esse método de medição ocorre em temperaturas próximas a 140°C em meio ácido e na presença de oxidante forte. Os resultados da DQO são superiores aos da DBO, pois ela engloba a matéria orgânica biodegradável e a não biodegradável (GIORDANO, 2004). Os valores de DQO no esgoto doméstico variam, normalmente, entre 200 e 800 mg/L (JORDÃO; PESSÔA, 2017). O teste de DQO demanda menos tempo que o teste de DBO, pois a oxidação química ocorre mais rapidamente que a oxidação biológica. Outro fator importante é que a oxidação química não depende de variáveis como: toxicidade, tipo de microrganismo, temperatura, entre outros (ROCHA; FUKUDA, 1973).

Pela relação DBO/DQO é possível inferir se o efluente apresenta maior compatibilidade na utilização de processos biológicos ou não. Quanto mais próximo de 1 for essa relação maior é a composição biodegradável, e quanto mais próximo de 0 maior é a composição não biodegradável no efluente. Porém, o valor da DQO pode se apresentar elevado devido à alta porcentagem de sólidos voláteis em suspensão em relação aos sólidos voláteis totais, associando o aumento da DQO às substâncias em suspensão e não necessariamente aos compostos não biodegradáveis (BOTELHO; DE LYRA, 1997).

Como a matéria orgânica é composta por carbono, sua forma de determinação direta é através da medição da concentração de carbono orgânico total (COT). Essa determinação é realizada pela conversão de carbono orgânico em gás carbônico (VON SPERLING, 2018).

Os nutrientes também se enquadram nas características (bio)químicas dos efluentes. O Nitrogênio e o Fósforo são elementos comumente encontrados nos esgotos domésticos, pois são provenientes dos próprios dejetos humanos, tendo origem nas proteínas, aminoácidos, ácidos fosfóricos e seus derivados. Hoje em dia, muitos produtos de limpeza também apresentam esses componentes em sua composição (GIORDANO, 2004). São elementos fundamentais para a existência de diferentes formas de vida e são indispensáveis no tratamento

biológico. Porém, quando presentes em altas concentrações podem causar a eutrofização dos corpos hídricos. As formas de nitrogênio predominantes no efluente doméstico são o nitrogênio orgânico e a amônia. O nitrogênio orgânico correspondente às aminas e o nitrogênio amoniacal corresponde à ureia hidrolisada. As concentrações de nitrogênio orgânico no esgoto doméstico bruto se encontram em torno de 15 mg/L a 25 mg/L, enquanto as de nitrogênio amoniacal entre 20 mg/L e 35 mg/L. Já o fósforo se apresenta como fosfato nas formas orgânicas e inorgânicas e sua concentração total média encontra-se entre 4 mg/L e 12 mg/L (MOTA; VON SPERLING, 2019).

O potencial hidrogeniônico (pH) é um fator de intensidade que varia de 0 a 14, indicando se o efluente apresenta caráter ácido ou básico. Sua variação depende da decomposição da matéria orgânica e do despejo de ácidos e bases. Ele é de extrema importância para o controle dos processos de tratamento de efluente, influenciando nos processos de neutralização, precipitação, coagulação, biológicos, corrosivos e oxidativos (GIORDANO, 2004).

2.3.3 Características Biológicas de Efluentes Líquidos

Os agentes biológicos podem ser patogênicos ou não, sendo constituídos por bactérias, incluindo coliformes, vírus, fungos, protozoários, entre outros. Esses microrganismos contaminam solos, águas superficiais e subterrâneas, além de serem responsáveis por diversas doenças de veiculação hídrica (GIORDANO, 2004).

Os agentes patogênicos têm sua principal origem no homem, e estão diretamente ligados às condições de saúde e saneamento de cada região. Além do homem, as fezes dos animais que são descartadas junto à rede também contribuem para a proliferação de agentes patogênicos (SILVA et al., 2001).

A remoção de patógenos e de outros organismos indicadores de contaminação é de grande importância sanitária e ambiental para a diminuição da ameaça à saúde dos homens e de animais. Estes agentes são capazes de causar doenças infecciosas em seus hospedeiros. Por serem de difícil identificação, utiliza-se o grupo coliforme como indicador principal de contaminação. Isto ocorre pelas bactérias deste grupo serem típicas do intestino humano e apresentarem resistência ligeiramente superior à de outras bactérias patogênicas. Com isso, os

processos necessários para a sua remoção removem conseqüentemente outros organismos (VON SPERLING, 2018).

2.4 Tratamento de Efluentes

O tratamento de esgoto tem como principais objetivos a preservação do meio ambiente e o bem-estar da população, sendo regulamentado por legislação e normatização nas esferas municipais, estaduais e federais. O efluente deve atingir parâmetros mínimos de qualidade, estabelecidos em leis/normas, para que possa ser adequadamente lançado nos corpos receptores. Podem ser utilizados processos físicos, químicos e biológicos para a remoção de seus poluentes. Os sistemas de tratamento de esgoto devem ser escolhidos de acordo com a legislação ambiental regional, com as características climáticas e culturais do local, com os custos de implantação e manutenção e com a qualidade do efluente tratado (GIORDANO, 2004).

Existem normas aplicáveis aos esgotos sanitários e aos efluentes industriais. Ambos podem ser tratados no local de origem para posteriormente serem lançados em corpos d'água receptores, ou podem ser lançados diretamente em redes coletoras públicas. Porém, o efluente industrial deve atender a certos critérios antes de ser lançado na rede coletora pública (ABNT, 1987).

Os sistemas de tratamento de esgoto podem ser classificados como individuais ou coletivos. No sistema individual o tratamento do esgoto é realizado próximo ou no local onde é gerado, e atende um número reduzido de pessoas. Essa solução é usualmente utilizada em locais onde há baixa densidade ocupacional. Já os sistemas coletivos, tratam o esgoto de toda uma bacia de contribuição, sendo usualmente utilizados para atender regiões mais urbanizadas e/ou com elevada densidade populacional (VON SPERLING, 2018).

O Plano Nacional de Saneamento Básico (2019) define que o tratamento adequado do esgoto é realizado mediante a coleta do esgoto seguida de tratamento, para o caso de soluções coletivas, e o uso de fossa séptica sucedida de pós-tratamento ou unidade de disposição final, para o caso de soluções individuais.

O esgoto nas áreas urbanas costuma ser tratado em um sistema centralizado, onde é coletado através de uma rede pública e encaminhado até uma estação de tratamento de esgoto. Porém, em áreas isoladas, a implantação deste tipo de sistema não é tão atraente. Estas áreas

costumam apresentar menor densidade demográfica, áreas remotas e relevo acidentado, dificultando a implantação das redes coletoras. Devido as grandes distâncias entre as residências, estas redes seriam muito extensas e atenderiam a um número reduzido de pessoas.

As grandes extensões das redes elevam demasiadamente os custos dos projetos de saneamento. Alguns sistemas instalados no Brasil tiveram sua operação encerrada por falta de manutenção, ou por falta de capital para terminar as obras e manter essas grandes estruturas. Muitos sistemas ficaram incompletos, pois faziam grandes investimentos iniciais para a construção das estações de tratamento e faltavam recursos para os coletores, elevatórias, interceptores e redes que conectavam todo o sistema, resultando na construção de grandes estruturas que nunca trataram nenhum litro de esgoto. Outro problema que as regiões rurais e isoladas encontram é a carência de conhecimento técnico para gerenciar e operar essas estações (LOBO, 2003).

Muitas vezes, os sistemas de tratamento descentralizados são mais indicados para tratar o efluente destas regiões. Este tipo de sistema realiza o tratamento mais próximo das residências ou até mesmo dentro delas. Essa abordagem permite maior flexibilidade aos sistemas de tratamento, possibilitando a utilização tanto de tecnologias simples quanto de complexas. O sistema descentralizado não é apenas uma solução de longo prazo para as pequenas comunidades, mas sim, a mais confiável e econômica. (MASSOUD, 2009).

2.4.1 Legislação e Normatização Brasileira

Em 1981, a Lei federal N° 6.938 dispôs sobre a Política Nacional de Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação. De acordo com essa lei, competia ao Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA o estabelecimento de normas e critérios para licenciamento de atividades efetivas ou potencialmente poluidoras, e a realização de estudos dos impactos ambientais de projetos públicos e privados. Uma destas atividades potencialmente poluidoras era a destinação dos efluentes sanitários. O CONAMA era responsável por estabelecer normas, critérios e padrões de controle e qualidade do meio ambiente, visando o uso racional dos recursos ambientais.

No dia 12 de dezembro de 1986, foi publicada no Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro a norma técnica NT-202.R-10. Ela dispôs de critérios e padrões para lançamento de

efluentes líquidos em corpos hídricos através de quaisquer meios de lançamento. Esta norma definiu os padrões de lançamento de efluentes líquidos como: pH entre 5,0 e 9,0; temperatura inferior a 40°C; materiais sedimentáveis até 1,0 ml/l; ausência de cor e de materiais sedimentáveis e flutuantes; óleos minerais até 20 mg/l e óleos vegetais e gorduras animais até 30 mg/l, apresentando também, a concentração máxima de despejo de algumas substâncias específicas. Em 1987, foi criada a NBR 9800, que estabeleceu critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgotamento sanitário.

A partir dos anos 90 diversas normas foram criadas para auxiliar na elaboração de sistemas de tratamento de esgoto no Brasil. A DZ-205.R-5, também do estado do Rio de Janeiro, foi publicada no dia 24 de outubro de 1991 e estabeleceu diretrizes de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. Em 1992, a NBR 12209, projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário, fixou as condições exigíveis para a elaboração de projeto hidráulico-sanitário destas estações. A NBR 7229/1993, projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, fixou as condições exigíveis para estas etapas, incluindo tratamento e disposição de efluentes e do lodo sedimentado. Já a NBR 13969/1997, Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação, dispôs de alternativas técnicas para proceder com o tratamento complementar e disposição final do efluente oriundo dos tanques sépticos.

Devido à contaminação dos corpos hídricos pelo despejo de efluentes domésticos e industriais, foram criadas leis e normas com o intuito de reduzir os danos à natureza e à saúde da população. Em 1997, a Lei federal N° 9.433 instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos, tendo como um de seus principais objetivos assegurar a disponibilidade de água para as gerações futuras e atuais em padrões de qualidade adequados aos seus respectivos usos, além de enquadrar os corpos d'água em classes, assegurando a qualidade compatível com seu uso.

Em setembro de 1999, a NBR 8160, sistemas prediais de esgoto sanitário - Projeto e execução, estabeleceu as exigências e recomendações relativas ao projeto, execução, ensaio e manutenção dos sistemas prediais de esgoto sanitário para atenderem às exigências mínimas de higiene, segurança e conforto de seus usuários, tendo em vista a qualidade destes sistemas.

Em 2005, a Resolução CONAMA N° 357 classificou os corpos de água e estabeleceu condições e padrões de lançamento de efluentes. Essas águas foram classificadas de acordo com seus múltiplos usos, como: água para abastecimento; dessedentação de animais; águas de lazer; irrigação; navegação; preservação aquática; pesca; entre outros.

Em 2007, a Lei Federal N°11.445 estabeleceu diretrizes nacionais para o saneamento básico e criou o comitê interministerial de saneamento básico. Neste mesmo ano, surgiu a diretriz de controle do estado do Rio de Janeiro de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária, a DZ -215.R-4. Esta diretriz estabeleceu concentrações máximas de DBO e sólidos suspensos totais permitidas no lançamento dos efluentes tratados, além de apresentar os níveis mínimos de remoção de carga orgânica de sistemas projetados de acordo com a carga orgânica bruta produzida por dia. Ela abrangeu os efluentes gerados em indústrias com sistema de tratamento independente, e os gerados por atividades não industriais como: residências multifamiliares, loteamentos, centros comerciais, escolas, hotéis, aeroportos, e outros mais.

Em 2011, a Resolução CONAMA N°430 complementou e alterou a Resolução CONAMA N° 357/2005, definindo as condições e padrões de lançamento de efluente. Segundo esta Resolução, para que o efluente fosse lançado de qualquer fonte poluidora ele deveria se enquadrar nas condições expostas na tabela 1.

Tabela 1 - Condições e padrões de lançamento de efluentes para qualquer fonte poluidora

Parâmetros	Condições de lançamento
pH	5 a 9
Temperatura	< 40°C
Materiais Sedimentáveis	1 mL/L
Óleos Minerais	até 20 mg/L
Óleos Vegetais e Gorduras Animais	até 50 mg/L
DBO	remoção mínima de 60%
Materiais Flutuantes	0

Fonte: Autora, baseada na CONAMA N°430, 2021.

Além de apresentar valores máximos de lançamento de alguns poluentes inorgânicos e orgânicos específicos, como: bário, chumbo, ferro, nitrogênio amoniacal, benzeno, tolueno, xileno, e etc. Estas condições se aplicavam a qualquer fonte poluidora que despejasse seu efluente diretamente no corpo receptor. Já os efluentes oriundos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários deveriam apresentar as condições presentes na tabela 2.

Tabela 2 - Condições e padrões de lançamento de efluentes de sistemas de tratamento de esgotos sanitários

Parâmetros	Condições de lançamento
pH	5 a 9
Temperatura	< 40°C
Materiais Sedimentáveis	1 mL/L
Óleos e Graxas	até 100 mg/L
DBO	até 120 mg/L ou remoção mínima de 60%
Materiais Flutuantes	0

Fonte: Autora, baseada na CONAMA N°430, 2021.

Em 2020, a Lei Federal N°14.026 atribuiu à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) a competência para editar normas de referência sobre os serviços de saneamento, além de aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no Brasil. Já em 8 de fevereiro de 2021 entrou em vigor a Resolução CONEMA N°90, código NOP-INEA-45, que teve como objetivo estabelecer os critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário tratado em corpos receptores. Esta norma alterou integralmente a DZ-205-R4 e a NT-202.R-10, redefinindo as condições de lançamento destes efluentes. Também foram definidos os padrões de lançamento de esgoto sanitário por emissários submarinos e de efluentes de estações de tratamento de esgoto sanitário que recebiam lixiviado de aterro sanitário de resíduos sólidos urbanos. Nela, as condições de lançamento referentes aos parâmetros DBO e sólidos suspensos totais eram influenciadas pela carga orgânica bruta afluente. As condições de lançamento do esgoto sanitário nos corpos receptores, da Resolução CONEMA N°90, estão presentes na tabela 3.

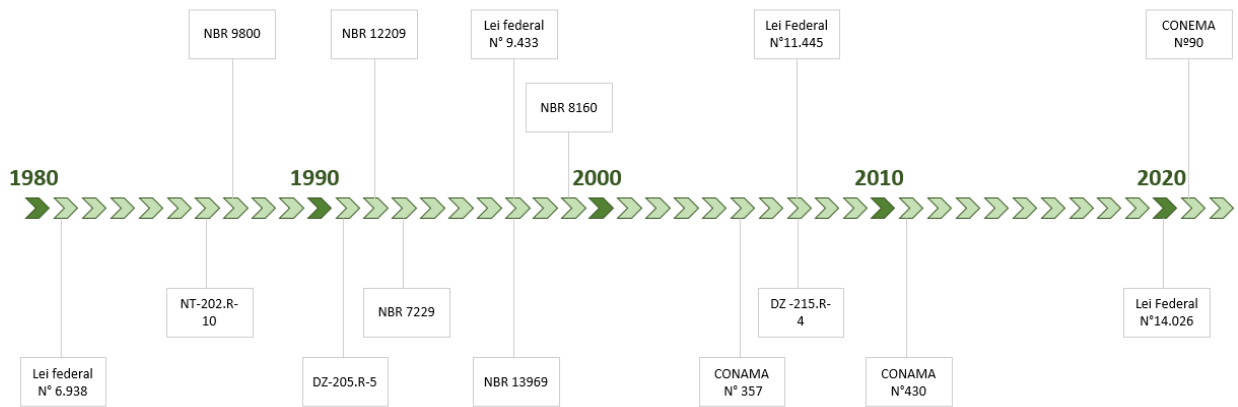
Tabela 3 - Condições e padrões de lançamento de esgoto sanitário tratado em corpos receptores

Parâmetros	Condições de lançamento
pH	5 a 9
Temperatura	< 40°C
Sólidos Sedimentáveis	1 ml/L
Materiais Flutuantes	ausentes
Óleos e Graxas	até 50 mg/L
Fósforo Total	4 mg.P/L
MBAS (substâncias tensoativas que reagem ao azul de metileno)	20 mg/L
DBO (Kg. DBO/dia)	
Kg. DBO/dia < 20	120 mg.O ₂ /L
20 < Kg. DBO/dia < 60	90 mg.O ₂ /L
60 < Kg. DBO/dia < 80	60 mg.O ₂ /L
Kg. DBO/dia > 80	40 mg.O ₂ /L
Sólidos Suspensos Totais	
Kg. DBO/dia < 20	110 mg/L
20 < Kg. DBO/dia < 60	80 mg/L
60 < Kg. DBO/dia < 80	50 mg/L
Kg. DBO/dia > 80	40 mg/L
Nitrogênio Amoniacal Total	
Corpo Lótico	20 mg.N/L
Corpo Léntico	10 mg.N/L

Fonte: Autora, baseada na Resolução CONEMA N°90, NOP-INEA-45, 2021.

Utilizando as leis e normas mencionadas acima, elaborou-se uma linha do tempo representada pela figura 2. Ela tem a função de auxiliar na visualização da evolução cronológica da legislação relacionada ao setor de saneamento básico no Brasil, iniciando no ano de 1981 e finalizando em 2021.

Figura 2 – Linha do tempo das legislações relacionadas ao saneamento básico



Fonte: Autora, 2021.

2.4.2 Processos de Tratamento de Esgoto

Os processos de tratamento de esgoto podem ser físicos, químicos, físico-químicos e biológicos. Os tratamentos físicos removem os resíduos sólidos sedimentáveis e suspensos, e os óleos e graxas. Para isso, são utilizadas peneiras, grades, filtros, elementos absorventes, decantadores, flutuadores, e separadores de água e óleo (VON SPERLING, 2018).

Os tratamentos químicos removem os poluentes através das reações químicas, adicionando compostos aos efluentes. Os compostos químicos podem ajustar o potencial hidrogeniônico, remover partículas coloidais pelo processo de coagulação e floculação, e remover íons dissolvidos pelo processo de precipitação (VON SPERLING, 2018).

Já o tratamento biológico faz o uso de tecnologias que realizam a degradação da matéria orgânica sob condições controladas e taxas mais elevadas de depuração. As tecnologias utilizadas reproduzem o fenômeno de autodepuração, que é um mecanismo natural que ocorre nos corpos d'água, convertendo a matéria orgânica em produtos mineralizados inertes (VON SPERLING, 2018). Essa conversão é realizada pela ação de microrganismos como bactérias, vermes, protozoários, algas e fungos. O produto do tratamento biológico deve ter menor presença de microrganismos e matéria orgânica, e deve se apresentar de forma mais estável. A

degradação da matéria orgânica ocorre por processos aeróbios, facultativos e anaeróbios (GIORDANO, 2004). Por serem processos naturais, ocorrem desde o momento em que o esgoto é coletado.

Esses processos de tratamento costumam acontecer por etapas, e não precisam necessariamente seguir uma ordem. Porém, espera-se que a concentração de poluentes e carga orgânica do efluente diminuam após a passagem por cada uma delas. Estas etapas podem ser nomeadas de tratamento preliminar, primário, secundário e terciário.

O tratamento preliminar tem como objetivo remover os sólidos grosseiros, areia e gordura do efluente por meio de processos físicos (JORDÃO; PESSÔA, 2017). São utilizadas grades, peneiras, separadores de água e óleo, e caixas de areia. Estes equipamentos têm como principal objetivo a retenção dos sólidos. A utilização de peneiras ocorre quando os sólidos apresentam diâmetro maior que 1 mm, e a utilização de grades para diâmetros maiores que 10 mm (GIORDANO, 2004). A remoção destes sólidos visa a proteção dos equipamentos subsequentes, que podem ser danificados e obstruídos pelo acúmulo dos mesmos. Nesta etapa, podem-se incluir também, os mecanismos de medição de vazão (VON SPERLING, 2018).

O tratamento primário remove os sólidos sedimentáveis e conseqüentemente parte da matéria orgânica através de processos físicos e físico-químicos (VON SPERLING, 2018). São utilizados decantadores e flotores para clarificar o efluente. A equalização pode ser um processo constituinte desta etapa, e deve ocorrer antes dos processos físico-químicos, permitindo a homogeneização do efluente e a regularização da vazão (GIORDANO, 2004).

O tratamento secundário visa à remoção da matéria orgânica e de nutrientes através de processos biológicos. Podem ser utilizadas lagoas de estabilização, sistemas anaeróbios, sistemas alagados construídos, reatores aeróbios, lodo ativado ou até mesmo dispor o efluente tratado diretamente no solo (VON SPERLING, 2018).

Já o tratamento terciário é utilizado em sistemas/processos avançados que se destinam ao polimento do efluente. Nesta etapa ocorre a remoção de agentes patogênicos e nutrientes recalcitrantes (JORDÃO; PESSÔA, 2017), permitindo também a remoção da cor residual e da turbidez, melhorando a qualidade final do efluente tratado (GIORDANO, 2004).

2.5 Componentes dos Sistemas de Tratamento de Esgoto

Os sistemas de tratamento de esgoto têm como objetivo captar e encaminhar o esgoto até um local apropriado, independentemente de ser um sistema coletivo ou individual. Mesmo que apresentem destinações diferentes, suas configurações no âmbito residencial são semelhantes. Os dois sistemas devem utilizar dispositivos específicos que atendam às exigências quanto à higiene, segurança e conforto de seus usuários (ABNT, 1999). A NBR 8160/99 estabelece exigências e recomendações para o projeto e execução dos sistemas prediais de esgotamento sanitário. Todo sistema deve ser projetado de modo a evitar a contaminação das águas, permitir o rápido escoamento do efluente, impedir que gases atinjam o interior das residências e permitir que seus componentes sejam inspecionados regularmente. Suas ligações são realizadas através de tubulações que auxiliam no escoamento do efluente por gravidade. Estes sistemas necessitam de caixas e dispositivos de inspeção para que se tenha acessibilidade a todos os seus elementos. Devem ser construídos de material impermeável e resistente, que permitam a inspeção, limpeza, desobstrução, junção, mudança de direção e/ou declividade de suas tubulações (ABNT, 1999).

O sistema de coleta residencial descrito acima pode ser interligado diretamente a um sistema de tratamento individual. Com isso, foram apresentadas algumas alternativas de tratamento usualmente utilizadas no Brasil, nos próximos capítulos.

2.5.1 Fossa ou Tanque Séptico

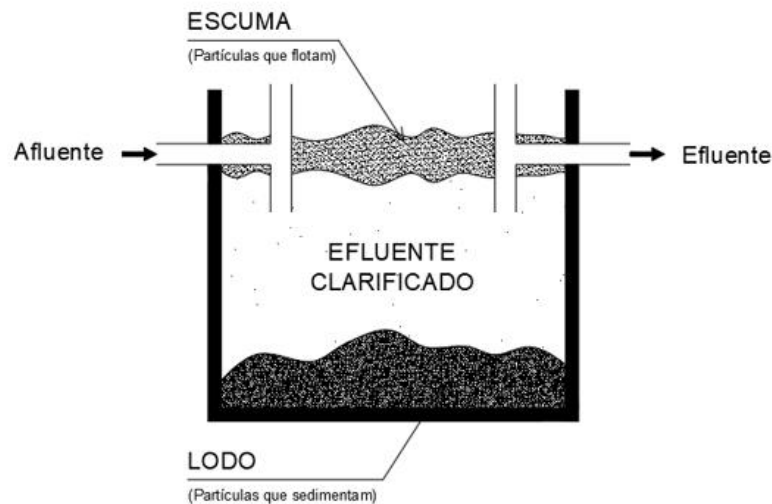
A fossa séptica é um dispositivo de tratamento de esgoto que surgiu do aperfeiçoamento das fossas rudimentares. As fossas rudimentares são buracos no solo, onde se despeja o esgoto sem nenhum tipo de tratamento prévio. Já a fossa séptica, é definida como um reator anaeróbio que retém e digere os sólidos sedimentáveis e flutuantes. Devido a sua simplicidade, tornou-se a tecnologia individual de tratamento de esgoto mais popular no mundo. Este dispositivo apresenta uma tecnologia compacta, de simples construção e manutenção, com um custo relativamente baixo (MASSOUD; TAHINI; NASR, 2009).

São reatores com bom desempenho na contenção de sólidos sedimentáveis, e que apresentam boa resistência as variações qualitativas dos efluentes (CAVALCANTE FILHO et

al.,2017). Segundo a NBR 7229/93, o tanque séptico é um sistema de tratamento de esgoto de fluxo horizontal, utilizado primordialmente para o tratamento do esgoto doméstico. É uma alternativa de tratamento de esgoto para as áreas onde não há acesso as redes coletoras públicas.

No interior destes reatores ocorrem os processos de sedimentação, flotação e digestão do esgoto. Seu dimensionamento é realizado para conter a totalidade do esgoto gerado, que pode ser tratado em câmara única ou em câmaras em série. O uso das câmaras em série é recomendado para tanques com volumes pequenos, que atendam no máximo trinta pessoas. Os tanques sépticos detêm o esgoto por longos períodos de tempo ocasionando seu estado séptico. Os períodos de detenção mínimos variam de 12 a 24 horas, dependendo da contribuição diária de esgoto lançada (ABNT, 1993). Os resíduos sólidos do esgoto doméstico se sedimentam ou flutam, clarificando o efluente. Durante o período de detenção, ocorre também a biodegradação da matéria orgânica pela ação de microrganismos anaeróbios, caracterizando o tratamento biológico. A figura 3 ilustra o funcionamento de um tanque séptico de câmara única.

Figura 3 - Funcionamento de um tanque séptico de câmara única



Fonte: Autora, baseada na NBR 7229/1993, 2019.

Os sólidos sedimentáveis formam o lodo e os não sedimentáveis (óleos, graxas e gorduras) permanecem na superfície do efluente formando a espuma. A espuma, assim como o lodo, fica retida no interior dos tanques. O lodo retido passa pelo processo de digestão anaeróbia, onde ocorre a destruição de materiais voláteis e de organismos patogênicos, além da diminuição do seu volume (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

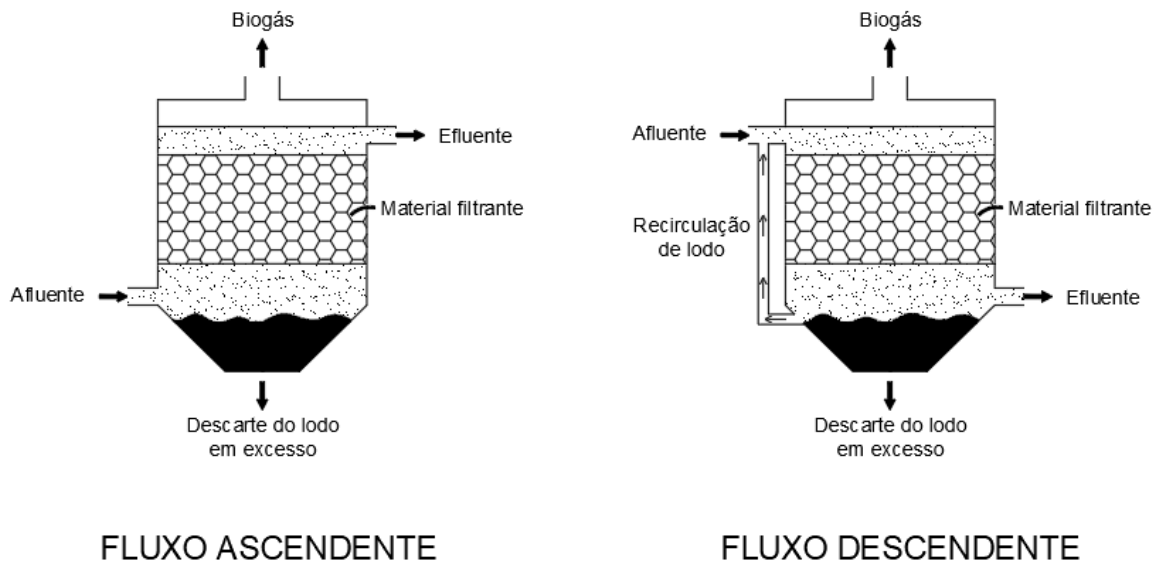
O efluente na saída dos tanques sépticos apresenta elevada carga orgânica, pois não ocorrem processos bioquímicos na sua fase líquida (VON SPERLING, 2018). O efluente de saída contém grande quantidade de microrganismos em sua composição, e sua aparência é escura devido ao arraste de sólidos. As eficiências de remoção destes dispositivos são de aproximadamente 50% para sólidos em suspensão e 30% para DBO (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Para uma melhora da qualidade do efluente, faz-se necessária a utilização de unidade de tratamento complementar.

2.5.2 Filtro Anaeróbio

O filtro anaeróbio consiste em um tanque preenchido com material filtrante por onde o efluente escoar. O lodo do esgoto fica aderido a esse material, ocasionando o desenvolvimento de microrganismos capazes de decompor a matéria orgânica. O meio suporte tem o objetivo de proporcionar a aderência e acúmulo de lodo ativo, além de auxiliar em uma distribuição mais uniforme do esgoto no interior do tanque (ANDRADE NETO, 2006).

O fluxo hidráulico ocorre pelos interstícios do material filtrante, onde há o contato e mistura do esgoto com a biomassa. Quanto maior o tempo de contato entre eles, maior a eficiência do tratamento. Como essa biomassa fica aderida ao meio, o sistema fica menos passível à perda de sólidos biológicos, tornando-o mais estável (CAMPOS, 1999). O fluxo de alimentação destes filtros anaeróbios pode ocorrer de forma ascendente ou descendente, como ilustra a figura 4.

Figura 4 - Filtro anaeróbio de fluxo ascendente e descendente



Fonte: Autora, baseada em Campos (1999), 2019.

O interior do filtro pode ser preenchido por diversos materiais, desde que estes apresentem boa resistência ao meio agressivo. No Brasil o material mais utilizado é a brita nº4 (ANDRADE NETO, 2006). Materiais com grandes áreas superficiais aderem maior quantidade de biomassa, favorecendo a eficiência do tratamento.

Para que não ocorra o entupimento precoce deste meio, é indicado que o afluente do filtro biológico apresente baixa concentração de sólidos suspensos. Com isso, aconselha-se a utilização do filtro biológico após a passagem do efluente pelo tanque séptico. Seu detalhamento e descrição estão presentes na NBR 13969/1997.

2.5.3 Filtro de Areia

Os filtros de areia são tanques preenchidos por areia e/ou material similar, por onde o efluente percola passando por processos físicos e bioquímicos. Os materiais utilizados na camada de filtração podem ser areia, de diâmetro entre 0,25 e 1,2 mm, pedregulhos ou pedras

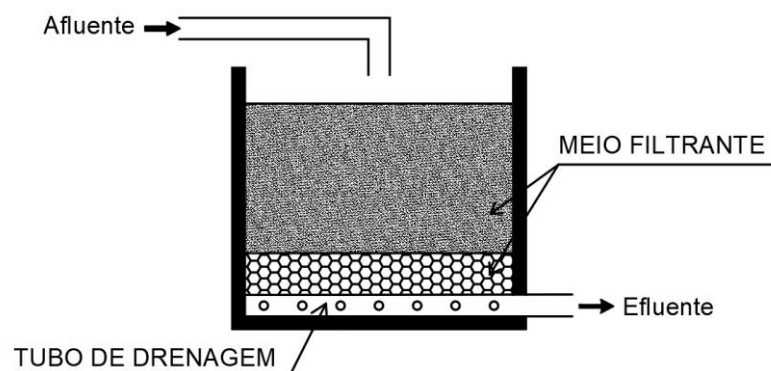
britadas (JORDÃO; PESSÔA, 2017). Pode ser utilizado apenas um tipo de material filtrante ou vários tipos, em camadas.

De acordo com a NBR 13969/97, estes tanques devem apresentar fluxo de escoamento descendente e fundo drenante, como ilustra a figura 5, operando de forma que as condições aeróbias sejam mantidas em seu interior. A depuração do efluente ocorre através da retenção dos poluentes e da oxidação dos mesmos. Essa oxidação é realizada pela ação de microrganismos fixados aos grãos, em condições aeróbias. Para que estas condições ocorram, o lançamento do esgoto deve ser realizado de forma intermitente, utilizando uma bomba ou um dosador (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Além da intermitência de seu fluxo, deve ser prevista a alternância dos filtros, sendo aconselhado o uso de pelo menos duas unidades. Essa alternância ajuda no processo de digestão da matéria orgânica, e possibilita o processo de raspagem e remoção dos sólidos presentes em sua superfície (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

Quando utilizado em conjunto com o tanque séptico, este sistema apresenta faixas de remoção de DBO de 50 a 85%, e pode reter até 100% dos sólidos sedimentáveis presentes no efluente (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1997).

Figura 5 - Filtro de areia com meio filtrante de granulometria diferente



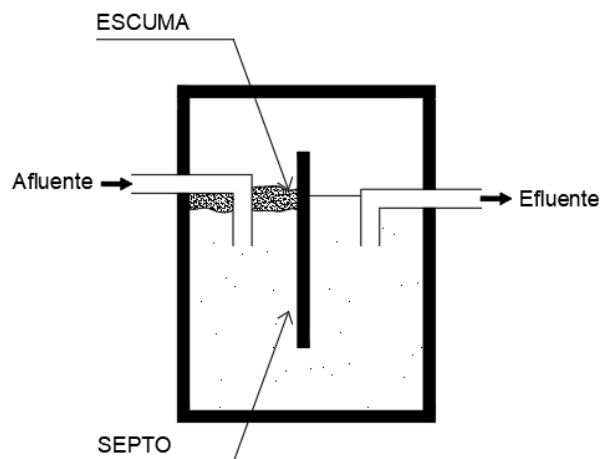
2.5.4 Caixa de Gordura

As caixas de gordura são utilizadas para tratar os efluentes gordurosos, como os das pias das cozinhas que contém restos de alimentos em sua composição. Seu processo de tratamento é físico, e realizado pela diferença de densidade entre a água e estes materiais (GIORDANO; SURERUS, 2015). Essas caixas têm o objetivo de reter a gordura e impedir que esta seja arrastada enquanto o efluente escoar pelo sistema, prevenindo aderências e entupimentos nas tubulações e equipamentos, além da retirada destes materiais ser fundamental para a eficiência do tratamento biológico, visto que estes podem ser tóxicos aos microrganismos (GIORDANO; SURERUS, 2015).

Segundo a NBR 8160/1999 as caixas de gordura são divididas em seu interior em duas câmaras separadas por um septo, uma câmara receptora e outra vertedora. Esse septo serve como barreira física impedindo que a gordura migre para a outra câmara e seja arrastada junto com o efluente.

Essas caixas devem ter capacidade de acúmulo de gordura para que seja realizada sua limpeza periodicamente sem comprometer seu funcionamento. Elas devem ser instaladas em lugares com boa circulação de ar e de fácil acesso, para que sua inspeção seja facilitada. A gordura removida pode ser enterrada ou aproveitada nas indústrias de sabão (JORDÃO; PESSÔA, 2017).

Figura 6 - Esquemas de caixas de gordura, uma com septo e outra sem



2.6 Wetlands Construídos

A tecnologia dos *wetlands* construídos originou-se de uma pesquisa realizada em 1952 pelo Dr. Kathe Seidel, no *The Max Planck Institute*, na Alemanha. Ela se fundamentou na observação das águas residuais que, quando dispostas em terras úmidas, percolavam por estas, e apresentavam estado mais limpo. Porém, devido à grande degradação destas zonas naturais, elas necessitaram de proteção. Com isso, iniciou-se a construção de zonas úmidas artificiais para o tratamento do esgoto, permitindo seu uso e a preservação dos recursos naturais (KADLEC; WALLACE, 2009).

Os *wetlands* construídos são ecossistemas artificiais que reproduzem os processos que ocorrem na natureza. Esses sistemas são projetados para que os mesmos mecanismos que decorrem nas zonas úmidas naturais, decorram de forma controlada (VYMAZAL, 2010). O efluente percola pelas raízes das plantas e pelo meio filtrante, passando por processos físicos, químicos, biológicos e bioquímicos. A filtração e a sedimentação são os mecanismos físicos que ocorrem nestes leitos. Os mecanismos químicos são: adsorção, oxidação, redução e degradação UV. Os biológicos incluem degradação pela ação de microrganismos, absorção e armazenamento de poluentes nas plantas (GLOBAL WETLAND TECHNOLOGY, 2017). Como todos esses processos ocorrem no interior dos canteiros, o lodo é degradado dentro do próprio sistema, sendo uma alternativa que não gera gastos com transporte e descarte do lodo.

As zonas alagadas apresentam altas taxas de atividade biológica, podendo transformar os poluentes presentes nas águas residuais em subprodutos inofensivos ou em nutrientes essenciais para serem utilizados nestas atividades (KADLEC; WALLACE, 2009). Os *wetlands* são reatores naturais onde os microrganismos são os principais responsáveis pela degradação da matéria orgânica (WETLANDS CONSTRUÍDOS, 2020). Dois importantes grupos de microrganismos são as bactérias e os fungos, que são capazes de assimilar, transformar e reciclar componentes químicos presentes nas águas residuais (KADLEC; WALLACE, 2009).

Esse sistema de tratamento visa principalmente a remoção da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão, porém, podem remover também nitrogênio amoniacal, nitrogênio total, fósforo total e coliformes (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). O principal mecanismo de remoção de nitrogênio nos *wetlands* é a nitrificação/desnitrificação microbiana, porém, outros processos como: volatilização, amonificação, captação por plantas e adsorção de matrizes ocorrem nestes sistemas. No caso do fósforo, os mecanismos responsáveis por sua remoção são: adsorção, absorção de plantas, complexação e precipitação (VYMAZAL et al., 1998).

O funcionamento dos *wetlands* está diretamente relacionado com as condições climáticas. A radiação solar e a precipitação interferem na concentração de poluentes e na vazão de saída do sistema. Quanto maior a radiação solar maior a ocorrência da evapotranspiração, diminuindo a vazão final e aumentando a concentração de poluentes no efluente. A evapotranspiração ocorre através da evaporação do efluente direto do solo e do processo de transpiração realizado pelas plantas, enquanto que as precipitações diluem a concentração de poluentes no sistema e aumentam a vazão de saída (GALVÃO; MATOS, 2012; BRASIL e MATOS, 2008).

O oxigênio também é um fator fundamental para o funcionamento dos *wetlands* construídos, sendo responsável pelo desenvolvimento de plantas e microrganismos. Apesar dos solos de zonas úmidas apresentarem baixa concentração de oxigênio livre, o plantio de macrófitas é capaz de aumentar sua disponibilidade no meio, facilitando, assim, o desenvolvimento de bactérias aeróbias, e, conseqüentemente, aumentando a decomposição aeróbia. A presença de oxigênio proporciona a ocorrência de processos oxidativos, que podem ser capazes de oxidar compostos prejudiciais ao desenvolvimento do sistema (MATOS, 2019). Além da utilização de plantas, a transferência de oxigênio para o meio pode ocorrer por difusão, convecção, com o auxílio de tubos de ventilação, e pelo oxigênio presente no próprio efluente (DECEZARO, 2019).

Estes sistemas também podem ser conhecidos como sistemas alagados construídos (SAC), zonas de raízes, raízes filtrantes, leitos plantados, canteiro de evapotranspiração, leito de macrófitas, entre outros (VON SPERLING, 2018). Sua construção consiste basicamente na criação de canteiros impermeabilizados e preenchidos com material particulado, podendo ser plantados ou não. A alimentação do sistema pode ser realizada de duas maneiras: superficial ou subsuperficial. A superficial ocorre acima do leito e permite que o efluente seja distribuído por toda a superfície. Essa alimentação é indicada para o tratamento de efluentes que apresentam grande quantidade de sólidos (GLOBAL WETLAND TECHNOLOGY, 2017). Ela se assemelha aparentemente aos sistemas *wetlands* naturais, onde a água flui na superfície do leito entrando em contato com as folhas e caules da vegetação. As plantas flutuantes e/ou enraizadas são aconselhadas para este tipo de sistema (VON SPERLING, 2018). Porém, como esta configuração apresenta lâmina d' água em sua superfície, ela se torna atrativa para animais indesejados e pode gerar odor desagradável. Já a alimentação subsuperficial ocorre abaixo do leito filtrante e dificulta o aparecimento dessas poças. Esta alimentação permite o contato direto do efluente com a superfície microbiana presente no leito (GLOBAL WETLAND TECHNOLOGY, 2017). Para possibilitar o controle do nível do efluente no interior destes

sistemas é possível utilizar uma tubulação de saída, dificultando a formação de poças e impedindo que o líquido extravase.

Os *wetlands* construídos são sistemas de tratamentos de esgoto versáteis, que podem apresentar diferentes configurações. O sistema pode variar em função de seu tamanho, design, espécies plantadas, se tem ou não tubulação de saída, tipo de alimentação, fluxo de alimentação, e tipo de material que compõe o leito filtrante. Uma das vantagens da sua utilização é que ele pode ser adaptado para funcionar com os recursos disponíveis na região onde é implantado. Muitos estudos utilizam o próprio solo como meio suporte, assim como plantas nativas das regiões.

A escolha do material utilizado para preencher estes canteiros é de extrema importância. Se o objetivo principal for a remoção de poluentes, é mais interessante utilizar um meio filtrante biologicamente inerte, de forma que não seja atacado pelos microrganismos e nem seja tóxico a eles. Além disso, o material não deve ser solúvel, para que não adicione componentes ao efluente a ser tratado. Este material deve servir apenas como meio suporte para a vegetação e para o biofilme.

Os *wetlands* podem ser utilizados tanto para o tratamento de esgoto individual como para o coletivo, atendendo a uma grande faixa de vazão. Para o seu dimensionamento, estima-se uma área superficial por volta de 1 m² a 5 m² por contribuinte (SEZERINO et al., 2015). Por isso, a quantidade de pessoas atendidas pode limitar o seu uso devido à necessidade de grandes áreas de implantação.

Os *wetlands* podem ser utilizados para o tratamento de diferentes tipos de efluente e podem ser empregados em diferentes etapas de tratamento. Há estudos sobre a sua utilização no tratamento do lixiviado de aterros sanitários com bons resultados na remoção de DQO e de nitrogênio amoniacal (MANNARINO et al., 2006). Além de níveis de remoção de fósforo entre 13% e 26% e nitrogênio entre 37% e 78% para efluentes provenientes das atividades de suinocultura (BULLER et al., 2011).

Diversos países utilizam a tecnologia dos *wetlands* para tratar o esgoto em larga escala. Na China utilizam para o polimento de efluente industrial. Na Inglaterra tratam o efluente oriundo das pistas de pouso e decolagem de aeroporto. Na França tratam o esgoto sanitário bruto. Na Dinamarca tratam o lodo de estação de tratamento de esgoto (PLATZER; HOFFMANN, 2019). Já o Brasil, possui a maior estação de tratamento de esgoto da América Latina que utiliza este sistema. A ETE Pontes dos Leites, localizada no município de Araruama, no estado do Rio de Janeiro, tem capacidade de atender a uma vazão de até 200 l/s. O esgoto recebe um pré-tratamento, passa por tanques de aeração e é encaminhado para as lagoas de

sedimentação. Neste caso, os *wetlands* são utilizados como pós-tratamento, removendo o excesso de nutrientes recalitrantes (CONCESSIONÁRIA ÁGUAS DE JUTURNAÍBA, 2012).

Devido às diferentes configurações, esses sistemas apresentam taxas de remoção de poluentes variáveis. Alguns estudos mostram que o tratamento combinado do tanque séptico, seguido do *wetland* construído, pode chegar a taxas de remoção de DBO de até 97% e de DQO em torno de 90% (TREIN et al., 2015), enquanto que a taxa de remoção de DBO dos tanques sépticos, sem nenhum tratamento combinado, se encontra entre 30% a 35% (VON SPERLING, 2018). Segue uma tabela com as eficiências de remoção de DBO, DQO, SST, N e P de diferentes sistemas.

Tabela 4 - Eficiências de remoção de DBO, DQO, SST, N e P de diferentes sistemas

Autor	Tipo de Sistema	Eficiência de Remoção				
		DBO	DQO	SST	Nitrogênio	Fósforo
VON SPERLING (2018)	Lodos Ativados Convencional	85-93%	-	-	-	-
VON SPERLING (2018)	Wetlands	80-90%	75-85%	87-93%	até 60%	até 35%
VON SPERLING (2018)	Tanque Séptico	30-35%	25-35%	55-65%	até 30%	até 35%
JORDÃO; PESSÔA (2017)	Lodos Ativados Convencional	75-95%	-	85-95%	-	-
JORDÃO; PESSÔA (2017)	Filtros Biológicos	65-95%	-	65-92%	-	-
JORDÃO; PESSÔA (2017)	Filtro de Areia	90-95%	-	85-95%	-	-
NBR 13969 (1997)	Tanque Séptico + Filtro Anaeróbio	60-95%	50-80%	80-95%	30-80%	30-70%
NBR 13969 (1997)	Tanque Séptico + Filtro de Areia	50-85%	40-75%	70-95%	50-80%	30-70%
NBR 13969 (1997)	Tanque Séptico + Vala infiltração	50-80%	40-75%	70-95%	50-80%	30-70%
NBR 13969 (1997)	Tanque Séptico + Lagoa Plantada	70-90%	70-85%	70-95%	70-90%	70-90%
TREIN et al. (2015)	Tanque Séptico + Wetland	88-97%	75-93%	83-94%	94% (N-NH ₄)	93%
DA SILVA et al. (2015)	Trat. Preliminar + Wetland	97-99%	-	-	-	-
SOUZA et al. (2015)	Tanque Séptico + Tanque de Microalgas + Filtro Anaeróbio + Wetlands	93%	95%	-	31%	79%
RAMOS et al. (2017)	Reator Anaeróbio Híbrido + Wetland	89 ± 7%	-	-	48 ± 24%	69 ± 22%
BRASIL et al. (2005)	Tanque Séptico + Wetland	-	90 ± 3%	91 ± 10%	57 ± 14%	48 ± 35%
ALMEIDA et al. (2010)	Tanque Séptico + Wetland	91%	81%	-	-	-
PRATA et al. (2013)	Trat preliminar + Tanque Séptico + Wetland	81-90%	64-72%	72-86%	25-52%	38-42%
AVELAR et al. (2019)	Trat preliminar + Tanque Séptico + Wetland	83-91%	82-91%	-	52-77%	30-58%

Fonte: Autora, 2021.

Em alguns casos, pode se constatar que as eficiências de remoção de sistemas *wetlands* se aproximam das eficiências de sistemas mais complexos, como o de lodos ativados. A

eficiência típica de remoção de DBO do processo de lodos ativados é de 85% a 93% (VON SPERLING, 2018).

2.6.1 Importância das Plantas nos Sistemas *Wetlands*

A escolha da vegetação é um fator de extrema importância para o tratamento adequado do efluente. As plantas proporcionam maior diversidade microbiana, aumentando a eficiência da remoção da matéria orgânica. Além disso, pela sua capacidade de absorção, elas removem poluentes/nutrientes do efluente, utilizando-os para o seu próprio desenvolvimento. A absorção de nutrientes reduz o acúmulo destes compostos no solo, dificultando sua salinização (MATOS; MATOS, 2017).

Os *wetlands* plantados apresentam maior retenção de sólidos que os *wetlands* não plantados. Isso ocorre devido ao contato do efluente com as raízes e rizomas das plantas. As raízes auxiliam no processo de filtração do efluente e constituem um meio suporte para que mais microrganismos se desenvolvam, além de proporcionar uma melhor distribuição do efluente no sistema e diminuir sua velocidade de escoamento, favorecendo a sedimentação e aumentando o tempo de contato da matéria orgânica com os microrganismos (MATOS; MATOS, 2017).

O sistema plantado auxilia na entrada de oxigênio no meio filtrante, seja pela penetração das raízes e movimentação de seus caules, ou pela transferência de oxigênio realizada diretamente pelas raízes (BRIX, 1997; MATOS, 2019). As plantas também são capazes de produzir exsudatos radiculares que, quando liberados na rizosfera, podem servir de fonte de carbono biodegradável para os microrganismos (MATOS, 2019). Algumas espécies são capazes de estimular a ação de bacteriófagos e de vírus que parasitam bactérias, além de liberam compostos orgânicos com poder bactericida, auxiliando na remoção de patógenos (MATOS; MATOS, 2017).

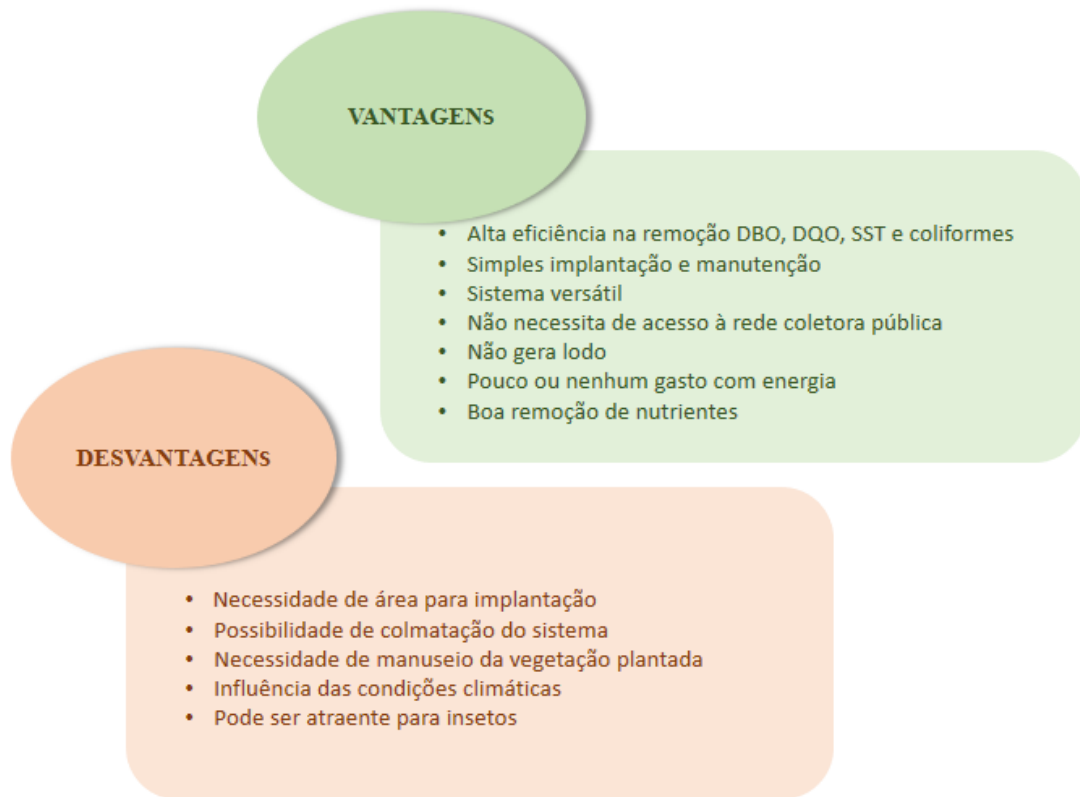
As plantas são os principais mecanismos de remoção de certos poluentes presentes nos esgotos (KADLEC; WALLACE, 2009). Estudos apresentam remoção satisfatória de nitrogênio, fósforo, potássio, sódio e patógenos. Segundo um experimento da Universidade Federal de Viçosa (2005), os sistemas plantados com Taboa (*Typha sp*) obtiveram remoção de até 99,8% de coliformes totais e 99,9% de *E. coli* (BRASIL et al., 2005).

Para a escolha da espécie adequada a cada sistema devemos levar em consideração as características químicas do efluente a ser tratado, a carga orgânica e inorgânica, e a época do ano em que a vegetação será cultivada (MATOS; MATOS, 2017). A espécie escolhida deverá se adaptar às condições impostas pelo sistema, apresentando bom desenvolvimento em solos saturados. As plantas comumente utilizadas em *wetlands* construídos no Brasil são: Taboa, Capim-vetiver e Capim Tifton. Cada planta necessita de tipos variados de substratos, fazendo com que sistemas construídos de forma similar apresentem diferentes eficiências de tratamento. Três sistemas alagados construídos, um plantado com Erva-bicho, outro com Capim-vetiver e outro não plantado, receberam a mesma carga orgânica inicial e obtiveram diferentes eficiências na remoção de poluentes. Os sistemas continham o mesmo meio suporte, e o plantado com Erva-bicho apresentou maior remoção de poluentes que o plantado com Capim-vetiver (RAMOS et al., 2017). Em outro experimento com Taboa e Capim Tifton-85, o Capim Tifton-85 se apresentou como a espécie com maior capacidade extratora de nutrientes (FIA et al, 2011).

As plantas auxiliam também na criação de um ambiente esteticamente agradável, como no caso de espécies de Copo-de-leite, Ave do Paraíso, Cannageneralis, Helicônia, entre outras. O cultivo de espécies diferentes em um mesmo sistema, além de trazer benefícios estéticos, cria um ambiente heterogêneo e amplia a diversidade microbiana (MATOS; MATOS, 2017). Porém, seu cultivo pode ser desafiador, muitas espécies não se adaptam ao sistema devido à presença de compostos no efluente que podem ser prejudiciais para o seu desenvolvimento, como o alumínio, chumbo, bromo, flúor e cromo, que são compostos tóxicos independente de sua concentração (PES; ARENHARDT, 2015). Além da adaptação, devemos levar em consideração a manutenção. A vegetação deve ser podada periodicamente com o intuito de estimular seu crescimento e intensificar o tratamento. Quando a poda é realizada, os restos devem ser retirados do sistema para evitar a liberação dos compostos no interior do *wetland*.

A figura 7 apresenta algumas das principais vantagens e desvantagens da utilização dos *wetlands* construídos plantados.

Figura 7 - Vantagens e desvantagens da utilização dos *wetlands* construídos



Fonte: Autora, 2022.

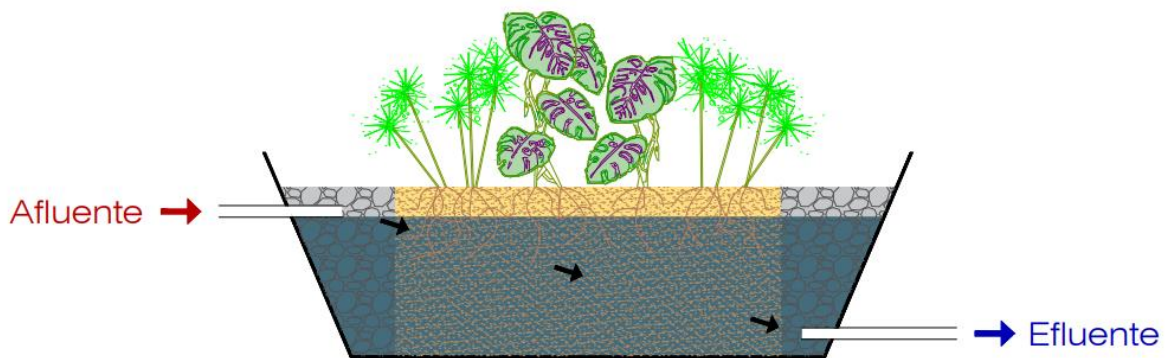
2.6.2 Exemplos de Modalidades de *Wetlands*

Os *wetlands* podem apresentar diversos modelos de funcionamento. Neste trabalho foram abordadas apenas três variantes: *wetland* construído de escoamento horizontal subsuperficial, *wetland* construído de escoamento vertical e *wetland* construído de escoamento vertical – Sistema Francês. Este último, diferentemente dos primeiros, recebe o esgoto bruto sem nenhum tipo de pré-tratamento.

2.6.2.1 *Wetland* Construído de Fluxo Horizontal Subsuperficial

No *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial o fluxo do efluente ocorre abaixo da superfície do material suporte e escoar em sentido horizontal. O esgoto é disposto na lateral do leito (zona de entrada), que é composta por brita de maior porte ou material similar, escoando pela área central do canteiro até atingir a extremidade oposta (zona de saída). A zona de saída apresenta material igual ou similar ao da zona de entrada. A figura 8 ilustra o funcionamento desta modalidade (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Figura 8 - Esquema de um *wetland* construído de fluxo horizontal subsuperficial



Fonte: Autora, baseado em Von Sperling e Sezerino (2018), 2021.

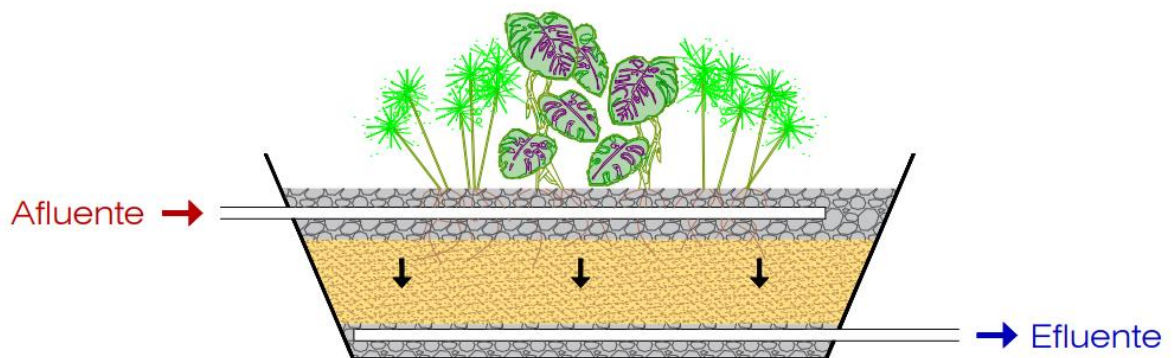
A região abaixo da alimentação do canteiro encontra-se hidraulicamente saturada, contudo, enquanto o efluente percola pelo meio filtrante, ele entra em contato com áreas aeróbias, anóxicas e anaeróbias. Nas regiões próximas às raízes se encontram as zonas aeróbias, que recebem o oxigênio transportado das folhas. O oxigênio também pode entrar no sistema pela difusão atmosférica. Apesar da existência dessas zonas, os compostos orgânicos são degradados principalmente pela atividade microbiana anóxica/anaeróbia, pois a concentração de oxigênio dissolvido no sistema é limitada.

Nesta configuração, a remoção dos sólidos suspensos ocorre predominantemente pelos processos de filtração e sedimentação (VYMAZAL, 2010).

2.6.2.2 *Wetland* Construído de Fluxo Vertical

O *wetland* construído de fluxo vertical dispõe o esgoto uniformemente sobre a área superficial do canteiro. O líquido percola em sentido descendente entre o sistema radicular das macrófitas e o material filtrante, até chegar ao fundo do canteiro. O meio por onde o efluente escoar pode ser preenchido por areia ou outro material similar (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). A figura 9 ilustra o funcionamento deste sistema.

Figura 9 - Esquema de um *wetland* construído de fluxo vertical



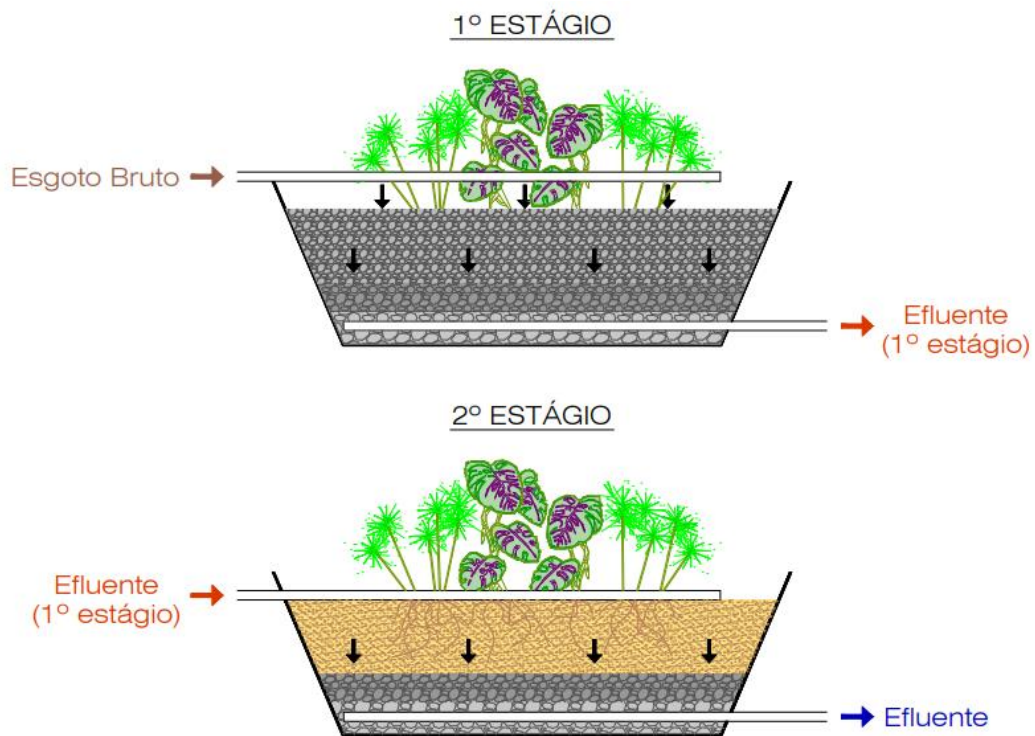
Fonte: Autora, baseado em Von Sperling e Sezerino (2018), 2021.

A alimentação do *wetland* de fluxo vertical deve ser de forma intermitente, ou seja, o sistema só deve ser alimentado novamente quando todo efluente escoar até o fundo e o meio filtrante não se encontrar saturado. Durante essas pausas, ocorre a difusão do oxigênio e o aparecimento de regiões aeróbias é favorecido. Portanto, esse sistema apresenta maior atividade microbiana aeróbia do que o sistema de fluxo horizontal. A presença destas zonas aeróbias favorece o processo de nitrificação (VYMAZAL, 2010).

2.6.2.3 *Wetland* Construído de Fluxo Vertical – Sistema Francês

O *wetland* construído de fluxo vertical – Sistema Francês, é constituído por dois estágios. O primeiro recebe o esgoto bruto, sem nenhum tipo de tratamento, e é composto por unidades em paralelo. Essas unidades devem revezar seu funcionamento, de forma que, enquanto uma trabalha, as outras permanecem em repouso. O efluente deve ser disposto na superfície do leito filtrante, escoando verticalmente. O segundo estágio é alimentado pelo efluente do primeiro, e também deve ser composto por mais de uma unidade. A alimentação deste sistema ocorre de forma não contínua, podendo ser por bateladas ou por pulsos diários, de tal maneira que o meio filtrante não se encontre saturado. O funcionamento deste *wetland* segue representado pela figura 10.

Figura 10 - Esquema de um *wetland* construído de escoamento vertical – Sistema Francês



Fonte: Autora, baseado em Von Sperling e Sezerino (2018), 2021.

Devido ao primeiro estágio receber esgoto bruto, uma camada de lodo se desenvolve em sua superfície, e com as pausas na alimentação esse lodo seca e se mineraliza, formando mais uma camada de filtração. Esta camada deve ser mantida até que se alcance a espessura de 20 centímetros (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

Este sistema é capaz de remover matéria orgânica, sólidos em suspensão e nitrogênio amoniacal, em seus dois estágios. A originalidade dessa modalidade *wetland* é tratar as águas residuais e o lodo juntos no mesmo sistema de fluxo vertical aeróbio e produzir um composto estável. Para promover o desenvolvimento de bactérias aeróbias, o sistema deve ser projetado para garantir boa oxigenação. Diferentemente dos outros sistemas, o principal papel das plantas é mecânico, e ocorre pela ação dos ventos em suas hastes. O movimento das hastes ocasiona à formação de buracos que impedem o entupimento da superfície do sistema e auxiliam na infiltração de gases, contudo, o crescimento bacteriano tende a ocupar esses espaços disponíveis, causando entupimentos. Por isso, o sistema opera com períodos de repouso necessários para regular a matéria orgânica (LOMBARD LATUNE; MOLLE, 2017).

3. MATERIAL E MÉTODOS

3.1. Caracterização do Sistema e Estudo de Caso Adotado

Neste capítulo foram abordados todos os detalhes necessários para a devida implantação do sistema *wetland* construído. Inicialmente foi exposta a situação sanitária do município de implantação do sistema, demonstrando sua precariedade. Diante dos dados apresentados, notou-se a necessidade de implantação de sistemas de tratamento de esgoto que auxiliem na redução dos despejos de efluentes *in natura* nos corpos hídricos da região.

Em seguida foi detalhado o local de instalação do *wetland*, assim como todas as características que influenciaram na configuração do sistema. Com todas as premissas alinhadas, iniciou-se o dimensionamento e a execução do *wetland* construído de fluxo vertical.

3.1.1. Local de Implantação

3.1.1.1. Dados dos Serviços de Esgotamento Sanitário do Município de Implantação do Sistema

O local de implantação foi uma residência unifamiliar localizada no município de Miguel Pereira – RJ. Segundo dados do IBGE, este município apresenta cerca de 287,9 km² (2021) e conta com uma população de 25.622 habitantes (2021). Em 2020, a rede coletora de esgotos apresentava extensão de 148 km, sendo capaz de atender 17.400 habitantes. Esta rede coletou cerca de 475 m³ de esgoto sanitário, tratando apenas 125 m³. Ou seja, menos de 30% do esgoto coletado recebeu o devido tratamento (SNIS; 2020).

Segundo o Plano Municipal de Saneamento Básico de Miguel Pereira (2014), há pouco conhecimento do município em relação à sua infraestrutura de saneamento e sua respectiva prestação de serviços. Seu relevo ondulado e declive faz com que a ocupação de seu território

seja dispersa em diversos núcleos urbanos, o que dificulta e encarece a implantação de uma rede coletora de esgoto.

Em 2010, haviam 8.324 domicílios particulares permanentes, dos quais 7.354 estavam localizados em áreas urbanas e 970 em áreas rurais (IBGE; 2021). De acordo com as informações contidas em seu Plano Municipal de Saneamento Básico (2014), a Prefeitura do município era a responsável pela operação do sistema de esgotamento sanitário capaz de atender 46,8% de sua população urbana. O município apresenta uma estação de tratamento de esgoto chamada ETE Javary, que recebe o efluente do distrito de governador Portela e do entorno do lago de Javary (PMSB; 2014).

O plano discorre também sobre a grande quantidade de esgoto lançada *in natura* nos corpos hídricos. Foram identificados diversos pontos de lançamento de esgoto em córregos da região, apresentando aspecto desagradável, com exalação de fortes odores e proliferação de insetos e roedores (PMSB; 2014).

Diante destas informações podemos perceber que grande parcela do esgoto gerado neste município ou é tratada em sistemas individuais, ou não recebe nenhum tipo de tratamento. Como mencionado acima, seu relevo, sua baixa densidade demográfica e a distribuição da população, dificultam a implantação de um sistema coletor, restando como alternativa o tratamento descentralizado. Devido às carências do sistema coletivo implantado, e à baixa probabilidade de expansão e melhor atendimento da população local, notamos a importância do emprego de tecnologias alternativas de tratamento.

3.1.1.2. Local de Implantação do Sistema *Wetland* e Configuração do Atual Sistema de Tratamento de Esgoto da Residência

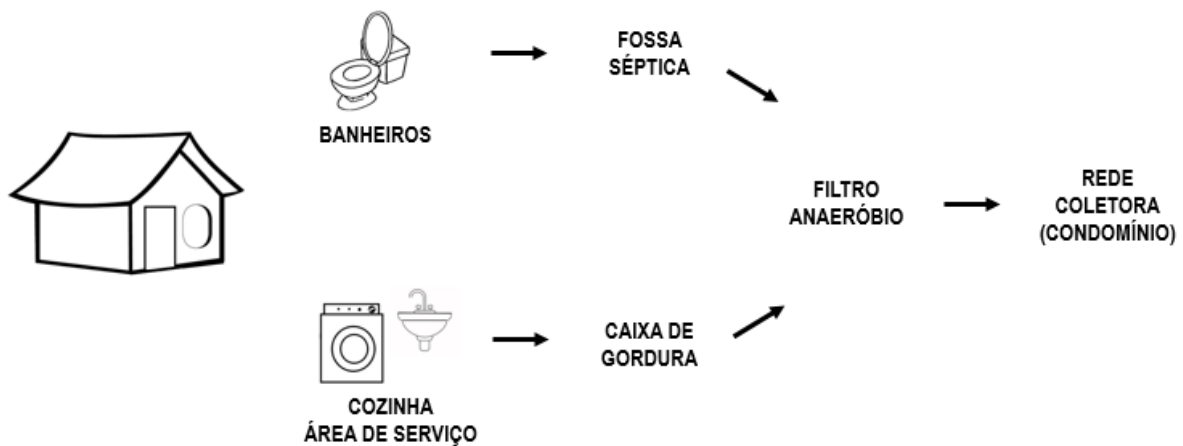
A residência unifamiliar se encontra em um condomínio de casas localizado no bairro Vila Suissa – Miguel Pereira/RJ. Neste condomínio, cada condômino é responsável pelo tratamento do seu próprio esgoto. Ao final do tratamento, sua tubulação deve ser conectada a uma rede coletora que percorre todo o condomínio e encaminha o esgoto, juntamente com as águas pluviais, até um córrego próximo.

O sistema de tratamento existente na residência era composto pelo conjunto fossa séptica e filtro anaeróbio. Porém, após a inspeção do filtro anaeróbio, percebeu-se que seu

interior nunca havia sido preenchido com material filtrante, ou seja, funcionava apenas como uma caixa de passagem e não como uma unidade de tratamento complementar.

Este sistema se iniciava pela coleta dos efluentes em duas linhas principais, uma responsável pelo encaminhamento do esgoto proveniente dos banheiros e outra pelo efluente da cozinha e da área de serviço. O efluente dos banheiros era direcionado para a fossa séptica e posteriormente para o filtro anaeróbio, enquanto que os efluentes da cozinha e da área de serviço recebiam um pré-tratamento na caixa de gordura e depois eram conduzidos também para o filtro anaeróbio. Sendo assim, a alimentação do filtro era composta pela totalidade do esgoto gerado pré-tratado na fossa séptica e na caixa de gordura. Para melhor compreensão, a figura 11 ilustra estas sequências de tratamento.

Figura 11 – Etapas de tratamento existentes na residência



Fonte: Autora, 2022.

3.2. Etapas do Projeto de Implantação do Sistema *Wetland*

Nesta capítulo foram expostas as circunstâncias que conduziram para a escolha da configuração do *wetland* construído de fluxo vertical subsuperficial. Esta unidade de tratamento

foi projetada e construída com a finalidade de complementar o tratamento realizado pela fossa séptica e aprimorar a qualidade do efluente tratado.

3.2.1. Escolha da Configuração do Sistema *Wetland*

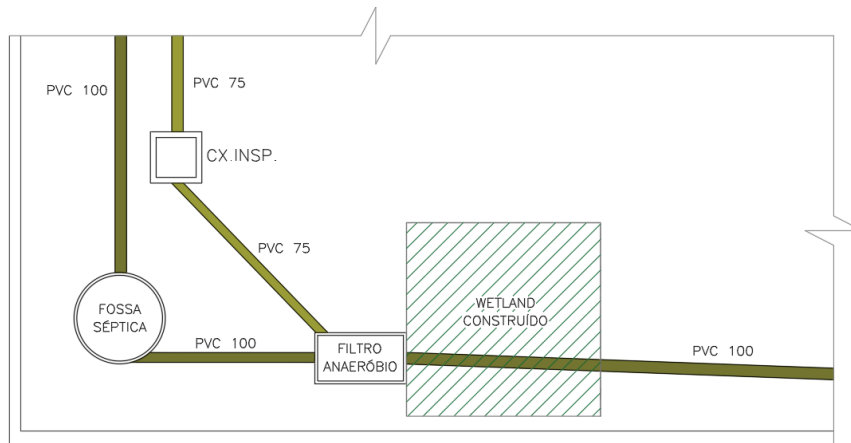
A modalidade *wetland* construído de fluxo vertical subsuperficial foi escolhida devido ao fato de a residência não apresentar moradores permanentes, sendo utilizada apenas como casa de veraneio. Com isso, o fluxo de alimentação do sistema não era contínuo, impedindo que o meio filtrante permanecesse saturado. A configuração que melhor atende a esta condição é a de fluxo vertical. Já a alimentação subsuperficial foi escolhida com o intuito de diminuir as chances de acúmulo de efluente na superfície do sistema, evitando sua exposição e liberação de odores desagradáveis em um ambiente residencial.

3.2.2. Planejamento da Execução do Sistema *Wetland*

O *wetland* construído foi dimensionado como tratamento complementar ao da fossa séptica, substituindo a função do filtro anaeróbio no sistema. Porém, como visto anteriormente que o filtro já não desempenhava sua função, optou-se por mantê-lo, servindo apenas como caixa de passagem e inspeção.

Por este sistema ser projetado e dimensionado a partir de um projeto existente, e por se almejar modificar o mínimo possível do sistema original, ele apresentou algumas restrições. O primeiro passo para o planejamento foi a escavação do solo com o objetivo de encontrar seus componentes. De acordo com a inclinação do terreno e a inclinação da tubulação existente, notou-se que quanto mais distante do filtro fosse a implantação do sistema, maior seria o volume de terra a ser escavado, decidindo-se, assim, que o posicionamento do *wetland* seria o mais próximo possível do filtro. A figura 12 ilustra o posicionamento do *wetland* no sistema.

Figura 12 – Planta baixa da localização do *wetland* construído



Fonte: Autora, 2021.

3.2.3. Dimensionamento do Sistema *Wetland*

Com o local de implantação definido, deu-se início à etapa de dimensionamento do *wetland* construído. Ele se baseou em um documento elaborado por Marcos Von Sperling e Pablo H. Sezerino, em conjunto com 27 colaboradores da comunidade técnica e científica de 10 estados brasileiros. Este manual de dimensionamento de *wetlands* construídos no Brasil (2018) serve como base sólida para o dimensionamento de três variantes do sistema *wetland* construído. Sua aplicação é voltada para os esgotos domésticos, não cobrindo o tratamento de efluentes industriais. E seu objetivo principal é a remoção da matéria orgânica e dos sólidos em suspensão.

Além do manual, também foi utilizado o método de dimensionamento de Brix e Johansen, descrito no livro “Disposição de Águas Residuárias no Solo e em Sistemas Alagados Construídos” (2017) de Antonio Teixeira de Matos e Mateus Pimentel de Matos.

3.2.3.1. Pré-dimensionamento da Área Superficial do Sistema Utilizando o Manual Dimensionamento de *Wetlands* Construídos no Brasil

Como o principal objetivo deste manual é a remoção da matéria orgânica, seu pré-dimensionamento utiliza a carga de DBO afluente ao sistema como dado de entrada. Esta carga pode ser obtida pelo produto do número de pessoas que contribuem para a alimentação do sistema, pela carga orgânica per capita de DBO por dia.

$$\text{Carga de DBO(g/dia)} = \text{População(hab)} \times \text{Carga DBO per capita(g/hab.dia)} \quad (1)$$

No caso desse projeto, o cálculo foi realizado como se existissem dois moradores permanentes na residência e o valor utilizado de carga orgânica de DBO per capita foi de 54g de DBO/hab.dia, valor retirado da NBR 12209/1992. Porém, como o efluente que alimenta o sistema *wetland*, passa anteriormente pelo tratamento da fossa séptica, esse valor apresenta redução de aproximadamente 35%, que é a eficiência média de remoção de DBO da fossa séptica (VON SPERLIN, 2018). Ou seja:

$$\text{Carga de DBO do esgoto afluente(g/dia)} = 2 \times (1-0,35) 54$$

$$\text{Carga de DBO do esgoto afluente(g/dia)} = 70,2\text{g/dia}$$

Depois de dimensionar a carga orgânica total de DBO do sistema, iniciou-se o dimensionamento da área superficial de aplicação do efluente. A área superficial foi calculada dividindo a carga orgânica total do sistema pela taxa de aplicação orgânica. Por se tratar de um sistema de fluxo vertical, as taxas de aplicações orgânicas superficiais variam de 10 a 20 gDBO/m².dia (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Adotamos o valor de 20 gDBO/m².dia, sendo assim:

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = \text{Carga de DBO afluente(g/dia)}/\text{taxa de aplicação orgânica superficial(g.DBO/m}^2\text{.dia)} \quad (2)$$

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = 70,2 / 20$$

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = 3,51 \text{ m}^2$$

Outra forma de se calcular a área superficial do *wetland*, é através da taxa de aplicação hidráulica superficial. Pelo fato do efluente ser o esgoto doméstico, o cálculo do dimensionamento possui a mesma importância se utilizarmos a taxa de aplicação orgânica ou a taxa de aplicação hidráulica. Os valores sugeridos de taxa de aplicação hidráulica superficial para um *wetland* de fluxo vertical se encontram entre 0,05 a 0,12 m³/m².dia (VON SPERLING; SEZERINO, 2018).

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = \text{Vazão média afluente(m}^3\text{/dia)}/\text{taxa de aplicação hidráulica superficial(m}^3\text{/m}^2\text{.dia)} \quad (3)$$

Para o cálculo da vazão de esgoto afluente utilizou-se o valor de contribuição diária de esgoto per capita de 130 l/dia, que corresponde ao valor presente na NBR 7229/1993 para uma residência de médio padrão. Como consideramos dois habitantes permanentes, a vazão total corresponde a 260 l/dia, ou seja, 0,26 m³/dia. A taxa de aplicação hidráulica adotada foi de 0,12 m/m².dia, sendo assim:

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = 0,26 / 0,12$$

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = 2,17 \text{ m}^2$$

3.2.3.2. Pré-dimensionamento da Área Superficial do Sistema Utilizando o Método de Brix e Johansen

Utilizando o nitrogênio como principal poluente a ser removido no sistema *wetland* construído, Brix e Johansen (1999) propuseram uma equação de dimensionamento baseada na concentração de nitrogênio na forma amoniacal. Esse método calcula a área superficial do

sistema de acordo com o processo de nitrificação que ocorre em seu interior. Segue abaixo a equação utilizada:

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = ((4,3 \times N_{\text{amon}}) + \text{DBO}_{\text{rem}})Q/T_{\text{as}} \quad (4)$$

Onde:

Q - Vazão afluyente (m³/dia)

N_{amon} - Concentração de Nitrogênio na forma amoniacal (mg/L)

DBO_{rem} - Demanda bioquímica de oxigênio a ser removida (mg/L)

T_{as} - Taxa de aeração na superfície do sistema (adota-se 30 g/m.dia)

Para este cálculo foram utilizados valores típicos de nitrogênio amoniacal em esgoto sanitário predominantemente doméstico, de 25 mg/L e concentração de DBO de 300 mg/L (VON SPERLING, 2018). Porém, como esse efluente passa pelo tratamento da fossa séptica, o valor de DBO utilizado é de 300 mg/L menos a eficiência de remoção de DBO de 35%. Ou seja, o valor calculado é de 195 mg/L de DBO afluyente ao sistema.

Para este dimensionamento, supomos que a eficiência de remoção de DBO do *wetland* fosse de 85%. Sendo assim, a DBO a ser removida pelo sistema seria de 165,75 mg/L. E a vazão do sistema é a mesma calculada no dimensionamento anterior, de 0,26 m³/dia (VON SPERLING, 2018). Logo:

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = ((4,3 \times 25) + 165,75)0,26/30$$

$$\text{Área superficial(m}^2\text{)} = 2,37\text{m}^2$$

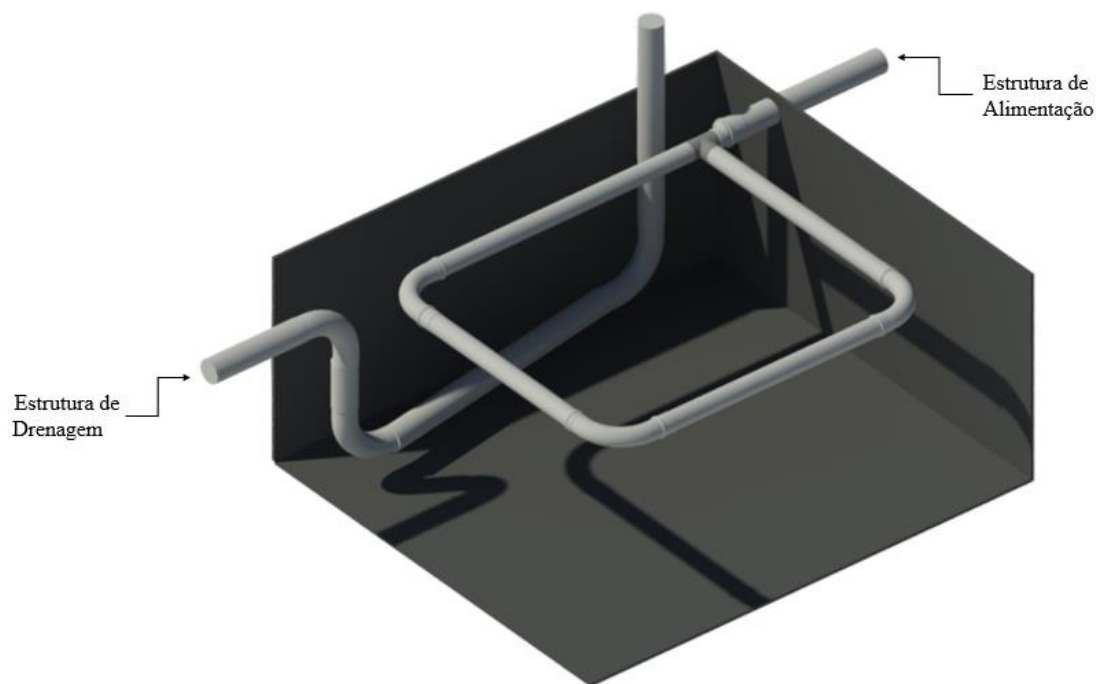
Com os dimensionamentos finalizados, buscamos implantar um sistema que apresentasse área superficial próxima aos três valores calculados. De acordo com as limitações do terreno e com a dificuldade de execução da escavação do solo, as dimensões adotadas foram de 1,7 m por 1,7 m. Resultando em um sistema *wetland* com área superficial de 2,89 m².

Após a definição desta área, restou apenas determinar a profundidade do canteiro. Segundo o manual de dimensionamento, a camada de filtração principal deve apresentar de 40

a 60 centímetros, sendo ela a responsável pela maior parte do tratamento do sistema (VON SPERLING; SEZERINO, 2018). Para este projeto adotou-se o valor de 50 cm.

Com todas as dimensões preestabelecidas, foi realizado um estudo em 3D, utilizando o software *Revit*, para auxiliar na visualização e execução do projeto.

Figura 13 - Esquemático dos sistemas de alimentação e drenagem do *wetland*.



Fonte: Autora, 2021.

3.3. Execução da Obra de Implantação do Sistema *Wetland*

O primeiro passo para a implantação do sistema se iniciou com a escavação do solo. Para isso, demarcamos a área superficial de escavação seguindo as dimensões definidas anteriormente. Como o tubo de saída do filtro se encontrava muito próximo ao limite do terreno, a área a ser escavada não pôde ser centralizada.

A escavação ocorreu em duas etapas, uma até atingir o fundo da tubulação existente e a outra 50 cm abaixo deste nível. A figura 14 demonstra estas etapas. O fundo do *wetland* foi executado de maneira a se obter uma inclinação de aproximadamente 1% em direção ao sistema de drenagem. Essa inclinação deve facilitar o escoamento do efluente para o local de instalação desta estrutura.

Figura 14 - Fotos da etapa de escavação



Fonte: Autora. 2021.

Conforme a escavação estava sendo executada iniciamos a elaboração da estrutura de alimentação. Seu principal objetivo era que o efluente fosse disposto uniformemente em toda área superficial do *wetland*. Para isso, foi construída uma estrutura na forma de um quadrado utilizando tubos de PVC de 75 mm. Na execução desta estrutura foram utilizadas diferentes conexões de 75 mm (figura 15), sendo elas: três joelhos de 90°, uma conexão tê e uma redução de 100 mm para 75mm. Além do uso de luvas e anéis que mantivessem a vedação da estrutura nos pontos de união das conexões com as tubulações.

Figura 15 - Fotos das conexões e dos dispositivos utilizados nas ligações



Fonte: Autora, 2021.

Após a montagem das conexões, elas estavam prontas para serem interligadas aos tubos, finalizando a montagem da estrutura. Com a estrutura de alimentação montada, perfuramos todos os tubos com o auxílio de uma furadeira com broca de 10 mm a cada 10 cm. Inicialmente esses furos foram executados na lateral interna e externa das tubulações, no mesmo nível, com o intuito de que o líquido saísse simultaneamente por estes orifícios. Porém, após um teste de alimentação utilizando uma mangueira de água, observou-se que alguns furos apresentavam maiores vazões de saída que outros. Então, novos furos foram executados na parte inferior da tubulação com o mesmo espaçamento de 10 cm. E, após um novo teste, a distribuição de saída do líquido apresentou-se mais uniforme, como demonstra a figura 16.

Figura 16 - Teste de distribuição de líquido pela estrutura de alimentação do sistema



Fonte: Autora, 2021.

Concluída a montagem da estrutura de alimentação, iniciou-se a montagem da estrutura de drenagem. A estrutura de drenagem foi executada com tubos de PVC com diâmetro de 100 mm, três joelhos, três luvas e seis anéis de vedação. Essa estrutura foi toda perfurada com o intuito de que efluente penetrasse na tubulação, após escoar por todas as camadas de filtração, e fosse conduzido à tubulação de saída. Estes furos foram realizados com broca de 10 mm e executados de forma aleatória, visando apenas não comprometer a integridade da tubulação. Por fim, conectou-se um tubo de comprimento maior para permitir a liberação dos gases na atmosfera, o resultado encontra-se na figura 17.

Figura 17 - Estrutura de drenagem do sistema



Fonte: Autora, 2021.

Com as estruturas finalizadas e a escavação concluída, pôde-se dar início à implantação do sistema como um todo. Uma lona de geomembrana de polietileno de alta densidade com 0,3 mm de espessura foi utilizada para a impermeabilização do *wetland*. Após posicioná-la em sua base, foi possível cortar a tubulação existente sem que o efluente infiltrasse no solo.

O corte da tubulação criou duas esperas que foram utilizadas para conectar as estruturas de alimentação e de drenagem. Em seguida foram realizados pequenos rasgos na lona de geomembrana, na direção destas esperas, que possibilitaram as passagens das tubulações e

conexão destas. A própria lona, em conjunto com uma fita de impermeabilização, foram utilizadas para vedar o sistema, como mostra a figura 16.

Figura 18 - Vedação dos tubos de alimentação e de drenagem do sistema



Fonte: Autora, 2021.

Após a finalização da montagem, iniciou-se o preenchimento do *wetland* com o material filtrante. Primeiramente, a estrutura de alimentação foi escorada com um toco de madeira, de forma a mantê-la nivelada e não prejudicar a disposição do efluente na superfície. Em seguida, posicionamos pedras de aproximadamente 5 a 10 cm no entorno da tubulação de drenagem com o objetivo de dificultar seu entupimento (figura 19). Essas pedras foram retiradas do solo durante a escavação e reaproveitadas nesta etapa. Após a acomodação das pedras, iniciou-se o preenchimento da primeira camada de filtração com 10 cm de altura utilizando brita 1 (figura20).

Figura 19 - Estruturas do sistema de alimentação e de drenagem montadas



Fonte: Autora, 2021.

Figura 20 - Sistema montado e preenchido com a primeira camada de brita 1



Fonte: Autora, 2021.

Após a camada de brita 1, despejou-se a areia grossa até atingir o nível dos tubos de alimentação. Assim como no sistema de drenagem, utilizamos um material com maior granulometria no entorno da tubulação perfurada, neste caso foi utilizada a própria brita 1.

Figura 21 - Sistema montado e preenchido com brita 1 e areia



Fonte: Autora, 2021.

3.4. Comportamento do Sistema Sem Vegetação

Devido à dificuldade em achar as mudas das espécies escolhidas para compor o sistema, o *wetland* ficou sem vegetação por mais de um mês. Durante esse período, pode-se observar seu comportamento sem que as plantas atrapalhassem a visualização.

Primeiro ponto observado foi o aparecimento de poças de efluente após banhos demorados, que desapareciam minutos depois. O mesmo aconteceu após a utilização da máquina de lavar roupa, contudo, como a quantidade de líquido era maior, demorou mais tempo para drenar completamente. Estes episódios nos atentaram para as especificações da máquina de lavar roupa: ela utilizava 143 litros de água a cada ciclo de lavagem, ou seja, este valor é superior ao valor de contribuição diária per capita utilizado no dimensionamento do *wetland*.

Segundo ponto ocorreu por volta do 15º dia, quando notou-se o assentamento da camada filtrante. A superfície apresentava uma lâmina de efluente que não existia nos primeiros dias de funcionamento. Com isso, optou-se por preencher com mais areia até que se atingisse o nível inicial.

O terceiro ponto está relacionado ao odor. Um receio apresentado por parte dos moradores era a liberação de odores desagradáveis capazes de trazer algum desconforto, porém, a utilização da alimentação subsuperficial foi essencial para dificultar esta exalação. Os únicos momentos em que se tornava perceptível era durante o aparecimento das poças de efluente.

O último ponto observado foi a distribuição do efluente na superfície do sistema. Apesar de quase toda a superfície se encontrar bem úmida, as áreas próximas à borda aparentavam estar mais secas.

3.5. Escolha e Plantio da Vegetação

Inicialmente planejou-se que as plantas que comporiam este sistema seriam escolhidas por critérios estéticos, por isso pensou-se em utilizar plantas floridas, como o copo-de-leite. Porém, não se sabe se, por conta da pandemia ou por qualquer outro motivo, não foram encontradas mudas desta espécie à venda.

Diante deste imprevisto, optou-se por conversar com moradores e comerciantes de plantas da região para que estes indicassem espécies acessíveis e que se adaptassem bem às condições impostas pelo sistema. Foram propostas mudas de papiro, que é uma espécie comumente utilizada em estudos sobre *wetlands* construídos, além da Colocasia Esculenta (inhame roxo) e da Cúrcuma Longa L. (açafraão da Índia).

A escolha do inhame roxo se deu devido ao seu bom desenvolvimento em clima tropical e em solos úmidos e arenosos, ricos em matéria orgânica. Suas folhas e raízes se desenvolvem após duas semanas do seu plantio, enquanto que o desenvolvimento de seu rizoma começa a partir do terceiro mês. Esta espécie apresenta um crescimento inicial lento, e, somente entre o quarto e o sexto mês é que atinge seu tamanho máximo (SILVA, 2010). Já a Cúrcuma, foi escolhida por ser uma espécie abundante na região, tratando-se de uma planta condimentar cultivada capaz de atingir 150 centímetros de altura (CECILIO FILHO et al., 2000). Esta espécie se desenvolve bem em temperaturas entre 20°C e 30°C, em solos areno-argilosos ou argilo-arenosos, com boa fertilidade natural (PEREIRA, 2019). Sendo assim, as três espécies (figura 22) foram cultivadas no *wetland* construído de fluxo vertical.

Figura 22 – Espécies de plantas escolhidas para vegetar o *wetland*.



Fonte: Autora, 2021.

Para que as espécies plantadas não sofressem uma mudança tão brusca de ambiente, optou-se por uma adaptação em etapas. Primeiramente retiramos as mudas da terra, e as plantamos em vasos contendo a mesma areia utilizada no preenchimento do *wetland*. Essas mudas foram irrigadas apenas com água, e o inhame roxo e o açafraão se adaptaram muito bem

ao novo meio suporte. Porém, o papiro começou a apresentar partes amareladas e amarronzadas, que devem ter sido causadas pela areia apresentar menos nutrientes disponíveis que a terra. Com isso, iniciou-se a irrigação do papiro com uma mistura de água e um composto proveniente de uma composteira. Essa adaptação durou cerca de quinze dias e todas as espécies apresentavam aspecto saudável quando foram transplantadas para o interior do *wetland*.

Durante a abertura dos buracos para o plantio, notou-se uma grande diferença na coloração da areia do interior do sistema e da areia da superfície. Esta coloração, mais escura, se deve pela passagem do esgoto acarretar no acúmulo de compostos poluentes e de microrganismos no meio suporte. Além da coloração, podemos observar também, a saturação do meio filtrante pelo nível do efluente apresentado na figura 23.

Figura 23 - Plantio das mudas de papiro no sistema *wetland*



3.6. Comportamento do Sistema Vegetado e Seu Aspecto Final

O comportamento do sistema vegetado não foi muito diferente do não vegetado. As mesmas atividades pontuais ocasionavam o aparecimento de poças, que brevemente desapareciam, assim como nos períodos de chuvas intensas.

Por questões estéticas, plantou-se mais mudas de inhame roxo no *wetland*. Diferentemente do primeiro plantio, retiramos as mudas diretamente da terra e as replantamos. Elas não apresentaram nenhuma alteração negativa em sua aparência, mostrando adaptar-se bem ao novo meio. Em poucas semanas cresceram o suficiente para preencher todos os espaços vazios existentes.

O papiro apresentou desenvolvimento satisfatório durante todo o período observado, exibindo um verde bem vivo e crescimento considerável. Já a cúrcuma não se adaptou ao sistema, apresentando manchas amarronzadas e o encolhimento de suas folhas.

A figura 24 ilustra a aparência do sistema após seis meses do plantio. As folhas e caules das espécies de papiro e inhame roxo triplicaram de tamanho e a cúrcuma foi retirada do *wetland*. Durante este período não foi necessária a poda da vegetação e, quando os moradores ficaram ausentes por muitos dias, foi realizada a irrigação do sistema, com o intuito de não comprometer o desenvolvimento das plantas. Podemos observar nesta figura 24 que foi instalada uma conexão tê na extremidade do tudo de ventilação, a fim de impedir a entrada da água da chuva no sistema de drenagem. Uma tela foi instalada em cada orifício desta conexão para bloquear a entrada de insetos sem comprometer a exalação dos gases. Além disso, para um melhor acabamento foram utilizados grampos de metal para a fixação da lona no solo.

Figura 24 - Resultado final do *wetland* vegetado e em uso



Fonte: Autora, 2021.

3.7. Valor Gasto com o Material

A tabela 5 apresenta o quantitativo do material utilizado para a realização da obra e seus respectivos valores. A última linha apresenta o valor total necessário para a execução do *wetland* construído.

Tabela 5 – Tabela de quantitativo de matérias e seus respectivos valores.

Material	Quantidade	Valor (R\$)
Tubo de PVC 100mm (3m)	1	R\$ 53,00
Tubo de PVC 75mm (3m)	1	R\$ 97,00
Joelho de 90° 100mm	3	R\$ 7,30
Joelho de 90° 75mm	3	R\$ 5,95
Redução de 100mm – 75mm	1	R\$ 9,50
Tê 75mm	1	R\$ 13,50
Areia Grossa (m ³)	1	R\$ 100,00
Brita 01 (m ³)	1	R\$ 86,00
Luva de 100mm	4	R\$ 10,80
Luva de 75mm	3	R\$ 7,95
Anel de vedação 100mm	7	R\$ 3,45
Anel de vedação 75mm	9	R\$ 2,00
Manta PEAD 0,3mm (5m x 5m)	1	R\$ 306,00
	Total	R\$ 813,95

Fonte: Autora, 2021.

Na tabela 5 não foram acrescentados os gastos com mão-de-obra, pois toda a implantação do sistema foi realizada pela autora. E quanto aos custos das espécies plantadas não foram contabilizados, por haver a possibilidade de utilização de plantas nativas da região, como o caso da Cúrcuma Longa. Contudo, o papiro e o inhame roxo foram adquiridos pelo preço de R\$ 60,00 cada vaso. Foram retiradas cerca de 6 mudas do vaso contendo inhame roxo, e 10 mudas do vaso de papiro, sendo gasto R\$120,00 com a vegetação plantada.

Fazendo um cálculo do valor investido por habitante, somando a vegetação, encontra-se o valor de aproximadamente R\$ 467,00. Este valor é superior ao exposto por Von Sperling (2018) de R\$100,00 a R\$200,00 por pessoa, e inferior ao apresentado em um estudo de implantação de um *wetland* construído localizado no município de Bauru-SP, de R\$ 881,98/hab (DOS SANTOS et al., 2019). Esta discrepância ocorre pelo tipo de material utilizado e pela variação de seus valores em cada região.

Vale ressaltar que houve uma sobra considerável de muitos dos materiais utilizados neste projeto, como a areia, a manta PEAD e a tubulação de 100 mm que foram compradas em unidades pré-estabelecidas de 1 m³, 25 m² e 3m, respectivamente.

4. RESULTADOS

Neste capítulo foram analisadas as amostras do esgoto doméstico retiradas antes e após a passagem pelo sistema *wetland*. Para isso, foram coletadas amostras no antigo filtro anaeróbio e na caixa coletora de esgoto localizada após a unidade de tratamento. Estas amostras foram coletadas no dia 04 de abril de 2022 e enviadas para o laboratório Baktron, certificado pelo Instituto Estadual do Ambiente. Neste dia o tempo estava nublado e apresentava temperatura em torno de 21°C. Apesar de no dia anterior ter ocorrido a incidência de chuva, o *wetland* foi coberto com uma lona impermeável dias antes da coleta para minimizar as interferências climáticas e impedir a infiltração da água na superfície drenante.

A figura 25 indica os pontos de coleta das amostras, assim como a coloração das mesmas.

Figura 25 – Pontos de coleta e apresentação das amostras



Fonte: Autora, 2022.

Os parâmetros analisados foram demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), cor, nitrogênio amoniacal, fósforo, pH, temperatura e sólidos suspensos totais. O pH e a temperatura foram medidas *in loco* com a utilização de um pHmetro digital. A amostra afluyente apresentou pH de 8,3 e temperatura de 23°C, enquanto a amostra efluente apresentou pH de 7,5 e temperatura de 24,8°C. Os demais parâmetros foram analisados pelo laboratório e os resultados encontram-se na tabela 6. Os relatórios laboratoriais completos encontram-se nos anexos II e III.

Tabela 6 – Tabela de eficiência do tratamento do *wetland* construído, a partir do comparativo dos resultados dos parâmetros das amostras afluyente e efluente

Parâmetros	Amostra Afluyente	Amostra Efluente	Eficiência de remoção
Cor (uC)	100,00	50,00	50,00 %
DBO (mg/L)	413,00	11,00	97,34 %
DQO (mg/L)	349,38	19,30	94,48 %
Fósforo Total (mg/L)	8,30	2,47	70,24 %
Nitrogênio Amoniacal (mg/L)	46,00	11,50	75,00 %
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	115,38	21,00	81,80 %

Fonte: Autora, 2022.

Diante da tabela 6 podemos observar que a DBO obteve remoção maior que 97% do valor afluyente, sendo um resultado compatível com estudos anteriores (tabela 4), assim como os resultados de DQO maior que 94%. Os sólidos suspensos totais reduziram cerca de 81% e também apresentaram valor aproximado ao encontrado em outros estudos. Porém, os nutrientes Fósforo e Nitrogênio amoniacal apresentaram remoção superior à esperada, de 70% e 75% respectivamente. Essas eficiências de remoção de poluentes apresentam valores superiores aos de tecnologias mais complexas como a de lodos ativados convencional e de reatores anaeróbios de fluxo ascendente.

Comparando os resultados obtidos com a Resolução Conema nº90 de 2021, que altera integralmente a DZ 215.R4 e a NT 202.R10 estabelecendo os critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário de quaisquer edificações, podemos observar que todos os parâmetros se enquadram nos padrões exigidos (tabela 7).

Tabela 7 – Tabela comparativa entre os resultados obtidos e os valores exigidos pela Conema nº90

Parâmetros	Conema nº90	Resultado
pH	entre 5 e 9	7,5
Temperatura	inferior a 40°C	24,8°C
DBO	inferior a 120 mg/L	11,0 mg/L
SST	inferior a 110 mg/L	21,0 mg/L
Nitrogênio Amoniacal	inferior a 20 mg/L	11,5 mg/L
Fósforo Total	inferior a 4 mg/L	2,47 mg/L

Fonte: Autora, 2022.

Um ponto curioso da análise destas amostras foi o valor da DBO ser maior que o da DQO. Esse resultado pode ter ocorrido devido ao método de determinação da DQO, *Standard Methods*, oxidar a maioria dos compostos em cerca de 95% a 100% do seu valor teórico. Além disso, o dicromato de potássio que é utilizado como oxidante forte não é capaz de oxidar os íons amônia presentes na amostra (AQUINO et al., 2006).

5. CONCLUSÃO

O sistema *wetland* construído de fluxo vertical subsuperficial apresentou fácil implantação e manutenção, demonstrando se tratar de uma tecnologia simples, que necessita apenas de materiais de fácil manuseio.

Durante a observação do experimento não houve nenhum tipo de transbordamento ou acúmulo de efluente em sua superfície por período prolongado. Acreditando-se que o dimensionamento tenha sido realizado de forma coerente.

Quanto às plantas utilizadas, o papiro e o inhame roxo apresentaram um aspecto saudável durante todo o período observado, indicando uma boa adaptação ao sistema. Elas se desenvolveram bem e agregaram esteticamente. Contudo, o açafraão não se adaptou como as demais espécies, apresentando manchas amarronzadas e encolhimento de suas folhas. Esta espécie não é indicada para este sistema, sob estas condições de funcionamento. Considerando apenas a adaptação e o aspecto estético, o inhame roxo e o papiro se sobressaíram. Estas plantas, principalmente o inhame roxo, por se tratar de uma espécie que não é tão mencionada, poderiam ser utilizadas em estudos mais específicos sobre seu desempenho na remoção de poluentes.

Com relação a eficiência na remoção de poluentes, foram apresentadas análises com resultados promissores próximos aos valores encontrados em estudos anteriores. Porém, não é possível afirmar que essas taxas se mantenham durante todo o funcionamento do sistema. Para isso, deveriam ser analisadas amostras coletadas em diferentes períodos do ano e condições climáticas, a fim de consolidar estes resultados.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. *Atlas esgoto: despoluição de bacias hidrográficas*. Brasília, DF, 2017. Disponível em: <http://atlasesgotos.ana.gov.br/>. Acesso em: 10 jul. 2020.
- AGÊNCIA REGULADORA DE SERVIÇOS DELEGADOS DO MUNICÍPIO DA ESTÂNCIA TURÍSTICA DE ITU (AR-ITU). *Recursos hídricos e o sistema de água do município de itu – um ensaio em preto e branco*. São Paulo, 2012. Disponível em: <https://www.calameo.com/books/004484262426ad436c836> Acesso em: 10 jun. 2020.
- ALMEIDA, R. A.; PITALUGA, D. P. S.; REIS, R. P. A. Tratamento de Esgoto Doméstico por Zonas de Raízes Precedida de Tanque Séptico. *Revista Biociências, UNITAU*. Universidade Federal de Goiás, v. 16, n. 1. Goiás, 2010. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/tdSv8YvFR4j3g39XGnsGmRc/> Acesso em: 10 ago. 2021.
- ANDRADE, L. O. M.; PONTES, R. J. S.; MARTINS JUNIOR, T. A descentralização no marco da reforma sanitária no Brasil. *Revista Panamericana de Salud Publica*, jul./ago. 2000. Disponível em: http://www.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1020-49892000000700026&lng=pt&nrm=iso Acesso em: 18 maio 2020.
- ANDRADE NETO, C. O. O uso do filtro anaeróbio para tratamento de esgoto sanitário. *Revista Meio Filtrante*. Ano 4, 19. ed., mar./abr. 2006. Disponível em: <https://www.meiofiltrante.com.br/Artigo/1143/o-uso-do-filtro-anaerobio-para-tratamento-de-esgoto-sanitario> Acesso em: 20 fev. 2020.
- AQUINO, S. F.; SILVA, S. Q.; CHERNICHARO, C. A. L. Considerações práticas sobre o teste de demanda química de oxigênio (DQO) aplicado a análise de efluentes anaeróbios. *Eng. sanit. ambient.* v.11, n. 4. Minas Gerais, out./dez. 2006. p. 295-304
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 12209: Projeto de estações de tratamento de esgoto sanitário*. Rio de Janeiro, 1992. 3 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro, 1997. p. 3-12.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 7229: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos*. Rio de Janeiro, 1993. p. 2-4.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 8160: Sistemas prediais de esgoto sanitário - Projeto e execução*. Rio de Janeiro, 1999. 18 p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. *NBR 9800 – Critérios para lançamento de efluentes líquidos industriais no sistema coletor público de esgoto sanitário*. Rio de Janeiro, 1987.1 p.
- AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Remoção de contaminantes do esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com *Mentha aquática*. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n.6, nov./dez. 2019. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/tdSv8YvFR4j3g39XGnsGmRc/> Acesso em: 10 ago. 2021.

AYACH, C.; AYACH, L. R.; DE LIMA GUIMARÃES, S. T.; CAPPI, N. Saúde, saneamento e percepção de riscos ambientais urbanos. *Caderno de Geografia*, v. 22, n. 37, 2012. p. 47-64.

BARRETO, M. M. Saneamento precário: risco de contaminação da água consumida pela população. *Extra classe*. Porto Alegre, 2020. Disponível em: <https://www.extraclasse.org.br/ambiente/2020/04/de-contaminacao-da-agua-consumida>
Acesso em: 20 jan. 2022.

BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988 – Emendas constitucionais, de 5 de outubro de 1988*. Brasília, DF, 5 out. 1988.

BRASIL. Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei no 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, 8 jan. 2007.

BRASIL. Lei 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e altera a Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, para atribuir à Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA) competência para editar normas de referência sobre o serviço de saneamento, altera as Leis nº 10.768, nº 11.107, nº 11.445, nº 12.305, nº 13.089 e a nº 13.529. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, 16 jul. 2020

BRASIL. Lei 6.938, de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, 2 set. 2007.

BRASIL. Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, 9 jan. 2007.

BRASIL. *Plano Nacional de Saneamento Básico (PLANSAB): relatório de avaliação anual 2019*. Ministério do Desenvolvimento Regional, Secretaria Nacional de Saneamento. Brasília, DF, abr. 2021.

BRASIL. *Programa Nacional de Saneamento Rural*. Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Funasa, 2019. 260 p. ISBN: 978-85-7346-065-0

BRASIL. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL. Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*. Brasília, DF, 16 maio 2011.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T. Avaliação de aspectos hidráulicos e hidrológicos de sistemas alagados construídos de fluxo subsuperficial. *Eng. Sanit. Ambient.*, vol 13, n. 3, jun./set. 2018. p. 323-328.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A.; FERREIRA, P. A. Qualidade do efluente de sistemas alagados construídos, utilizados no tratamento do esgoto doméstico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 9. Campina Grande, PB, 2005. p. 133-137.

BRITTO, E. R. *História do tratamento de esgotos do Estado do Rio de Janeiro*. São Paulo: LP-Books, 2015.

BRIX, H. Do Macrophytes Play a Role in Constructed Treatment Wetlands? *Water Science & Technology*, v. 35, n. 5, dez. 1997. p. 11-17.

BULLER, L.S.; TEIXEIRA M. B.; ORTEGA, E. *Wetlands naturais e construídas para tratamento de resíduos da suinocultura*. In: Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais, 2. Foz do Iguaçu, PR, 2011. Disponível em: <http://www.sbera.org.br/2sigera/obras/t075.pdf> Acesso em: 19 dez. 2020.

CAMPOS, J. R. *Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbico e disposição controlada no solo*. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999.

CAVALCANTE FILHO, P. N.; MEDEIROS, M. K. S.; QUEIROZ NETO, M. L.; SOUZA JÚNIOR, P. L. *Uma breve descrição dos principais sistemas de reúso de águas cinzas*. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 8. Campo Grande, MS, 2017. Disponível em: <https://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2017/IX-023.pdf> Acesso em: 15 abr. 2021.

CECILIO FILHO, A. B.; DE SOUZA R. V.; BRAZ, L. T.; TAVARES, M. Cúrcuma: planta medicinal, condimentar e de outros usos potenciais. *Ciência Rural*, v. 30, n. 1. Santa Maria, 2000. ISSN 0103-8478. p. 171-175.

COMPANHIA ESTADUAL DE ÁGUAS E ESGOTOS (CEDAE). *História do tratamento de esgoto*. Rio de Janeiro, 2021. Disponível em: https://cedae.com.br/Portals/0/historia_tratamento_esgoto_1.pdf Acesso: 10 maio 2021.

CONCESSIONÁRIA ÁGUAS DE JUTURNAÍBA. *ETE Pontes dos Leites – Institucional*. Youtube, 14 maio 2012. Disponível em: <https://www.youtube.com/channel/UCcnpjbcYsDzih2mQK2QHNo5g> Acesso em: 22 abr. 2020.

DA SILVA, S. C.; BERNARDES, R. S.; RAMOS, M. L. G. Remoção de matéria orgânica do esgoto em solo de *wetland* construído. *Eng. Sanit. e Ambient.*, v. 20, n. 4. Rio de Janeiro, out./dez., 2015. p. 533-542. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/esa/a/gCq5FTmcYqCDCkxs5bh7p5M/?format=pdf&lang=pt> Acesso em: 08 ago. 2019.

DE ALMEIDA, W. J. M. *Abastecimento de água à população urbana: uma avaliação do PLANASA*. Rio de Janeiro: IPEA/INPES, 1977.

DECEZARO, S. T. *Transferência e consumo de oxigênio em wetlands verticais*. In: Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* construídos, 4. 31 de julho de 2019. Belo Horizonte Disponível em:

https://44edc72e-be57-4d46-a42e-165bc944ee91.filesusr.com/ugd/71101a_b96eb1ca013d47d28620b697f2c0052c.pdf Acesso em: 10 out. 2020.

DOS SANTOS, M. F. N.; ENOKIBARA, M.; DE OLIVEIRA, E. L. *Projeto e avaliação de custos de um sistema compacto de wetlands construídos para habitação social no município de Bauru-SP*. In: Simpósio Brasileiro Online de Gestão Urbana, 3. Nov. 2019. ISBN: 978-85-68242-99-5

FIA, F. R. L. et al. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. *Revista Ambiente & Água*, v. 6, n. 1. Taubaté, 2011. p. 77-89.

GALVÃO, A.; MATOS, J. A contribuição da evapotranspiração no tratamento de águas residuais através do leito de macrófitas. *Revista Recursos Hídricos*, v. 33, n. 2. Portugal, 2012. p. 53-58. ISSN 0870-1741

GIORDANO, G. *Tratamento e controle de efluentes industriais*. Rio de Janeiro: Departamento de Engenharia Sanitária e Meio Ambiente – UERJ. Rio de Janeiro, 2004.

GIORDANO, G.; SURERUS, V. *Efluentes industriais: Estudo da tratabilidade, v. 1*. Rio de Janeiro: Publit soluções editoriais, 2015.

GONÇALVES, R. F. *Conservação de água e energia em sistemas prediais e públicos de abastecimento de água*. Rio de Janeiro: ABES, 2009.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico Brasil*. Rio de Janeiro, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios*. Rio de Janeiro, 2017.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Panorama Miguel Pereira*. Rio de Janeiro, 2021.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Censo: Amostra de Domicílios Miguel Pereira*. Rio de Janeiro, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA ETES SUSTENTÁVEIS. *História do saneamento básico no Brasil*. Belo Horizonte, MG, 30 jun. 2019. Disponível em: <http://etes-sustentaveis.org/historia-saneamento-brasil/#%20> Acesso em: 12 maio 2021.

INSTITUTO TRATA BRASIL. *A origem do saneamento básico*. São Paulo, c2021. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/pt/institucional-blog/a-origem-do-saneamento-basico> Acesso: 10 maio 2021.

INSTITUTO TRATA BRASIL. *Esgoto*. São Paulo, c2021. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/saneamento/principais-estatisticas/no-brasil/esgoto> Acesso em: 06 jun. 2019.

INSTITUTO TRATA BRASIL. *Benefícios econômicos da expansão do saneamento brasileiro*. São Paulo, jul. 2010. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/estudos/pesquisa7/pesquisa7.pdf> Acesso em: 10 maio 2021.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. *Tratamento de esgoto doméstico*, 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2017.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S.D. *Treatment wetlands*, 2. ed. Flórida: Taylor & Francis Group, 2009.

LOBO, L. *Saneamento básico: em busca da universalização*. Brasília: Ed. do Autor, 2003.

LOMBARD LATUNE, R.; MOLLE, P. *Les filtres plantés de végétaux pour le traitement des eaux usées domestiques em milieu tropical: guide de dimensionnement de la filière tropicalisée*. Agence Française pour la Biodiversité, collection guides et protocoles. França: IME by esttimprim, 2017. ISBN web-pdf: 978-2-37785-021-1. ISBN print: 978-2-37785-022-8.

MANNARINO, C. F.; FERREIRA J. A.; CAMPOS J. C.; RITTER E. *Wetlands para tratamento de lixiviados de aterros sanitários – experiências no aterro sanitário de pirai e no aterro metropolitano de Gramacho (rj)*. *Eng. Sanit. e Ambient.*, v. 11, n. 2, abr./jun. Rio de Janeiro, 2006.

MASSOUD, M. A.; TARHINI, A.; NASR, J. A. Decentralized approaches to wastewater treatment and management: Applicability in developing countries. *Journal of Environmental Management*, v. 90. [Beirute], 2009. p. 652-659.

MATOS, A. T.; MATOS, M. P. *Disposição de águas residuárias no solo e em sistemas alagados construídos*. Viçosa: Editora UFV, 2017.

MATOS, A. T. *Seleção de espécies, cultivo e importância das plantas em sistemas alagados construídos*. In: 4º Simpósio Brasileiro sobre *Wetlands* construídos. Belo Horizonte, 2019.

MIGUEL PEREIRA. *Plano Municipal de Saneamento Básico Miguel Pereira- RJ*. 2014. Associação Pró-Gestão das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (AGEVAP). Resende, RJ, 2014.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (MDR); SECRETARIA NACIONAL DE SANEAMENTO (SNS). *Panorama do Saneamento Básico no Brasil 2021*. Secretaria Nacional de Saneamento do Ministério do Desenvolvimento Regional. Brasília, DF, 2021. 223p.

MOTA, F. S. B., VON SEPRLING, M. *Nutrientes de esgoto sanitário: utilização e remoção*. Rio de Janeiro: ABES, 2019.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. *Ambiente & Sociedade*, v. 18, n. 3, jul./set. São Paulo, 2015. p. 193-210.

OLIVEIRA, G.; SCAZUFCA, P.; DE SOUZA, M. O. M. *Cenário para investimentos em saneamento no Brasil após a aprovação do novo marco legal*. São Paulo: GO Associados, 2020. Disponível em: https://tratabrasil.org.br/images/estudos/Relato%CC%81rio_Completo.pdf Acesso em: 08 abr. 2021.

PEREIRA, R. de C. A. *Açafrão (Curcuma Longa L.)* In:101 Cultura: Manual de tecnologias agrícolas. 2. ed. Belo Horizonte: Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais, 2019. p. 51-53.

PEREIRA, V. Quem eram os escravos 'tigres', marcantes na história do saneamento básico no Brasil. *BBC News Brasil*. São Paulo, 30 nov. 2019. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/brasil-50526902> Acesso: 05 maio 2021.

PES, L. Z.; ARENHARDT, M. H. *Fisiologia Vegetal*. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Colégio Politécnico, Rede e-Tec Brasil, 2015.

PHILIPPI, L. S. *Saneamento descentralizado: instrumento para o desenvolvimento sustentável*. In: IX Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Porto seguro, 14 abr. 2000.

PLATZER, C.; HOFFMANN, H. *Scaling up de Wetlands - Experiências com projetos, implementação e operação*. In: 4º Simpósio Brasileiro sobre Wetlands construídos. Belo Horizonte, 1 ago. 2019.

POLIGNANO, M. V. História das políticas de saúde no Brasil, uma pequena revisão. Disponível em: <http://www.saude.mt.gov.br/ces/arquivo/2165/livros> Acesso em: 10 maio 2021.

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de Esgoto Sanitário em Sistemas Alagados Construídos Cultivados com Lírio-Amarelo. *Eng. Agríc.* v.33, n.6, nov./dez. Jaboticabal, 2013. p.1144-1155.

RAMOS, N. F. S.; BORGES, A. C.; GONÇALVES, G. C.; MATOS, A. T. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em sistemas alagados construídos, com *Chrysopogon zizanioides* e *Polygonum punctatum* cultivadas em leito de argila expandida. *Eng. Sanit. Ambient.* v. 22, n.1, jan./fev. Rio de Janeiro, 2017.

RIO DE JANEIRO. CONEMA N° 90 – Aprova a NOP-INEA-45, que estabelece critérios e padrões de lançamento de esgoto sanitário. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 25 fev. 2021.

RIO DE JANEIRO. DZ-205.R-5 – Diretriz de controle de carga orgânica em efluentes líquidos de origem industrial. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 24 out. 1991.

RIO DE JANEIRO. DZ-215.R-4 – Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem sanitária. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 8 nov. 2007.

RIO DE JANEIRO. NT-202. R-10 - Critérios e padrões para lançamento de efluentes líquidos. *Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro*. Rio de Janeiro, 12 dez. 1986.

ROCHA, A. A.; FUKUDA, F. Considerações sobre a técnica de análise demanda química (DQO), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e oxigênio dissolvido (OD). *Revista DAE*. 93. ed., n. 403. São Paulo, 1973. p. 65-69.

SALAZAR, B. L. *Desenvolvimento de funções de custos de implantação de sistemas de esgotamento sanitário*. 2010. 44 f. Monografia (Especialização em Engenharia Sanitária e Meio Ambiente) - Universidade Federal de Minas Gerais. Belo Horizonte, 2010.

SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECAZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Experiências brasileiras com *wetlands* construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Eng. Sanit. e Ambient.*, v. 20, n. 1, jan./mar. Rio de Janeiro, 2015. p.151-158. ISSN 1413-4152.

SILVA E. E. *Cultivo orgânico de taro e impacto do manejo fitotécnico na qualidade do solo na região de paty do alferes*. 2010. 121 f. Tese (Doutorado em Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Seropédica, mar. 2010.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). *Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto: Visão Geral ano de referência 2020*. Brasília, 2021.

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO (SNIS). *Série histórica: informações e indicadores agregados do serviço de esgoto do Município de Miguel Pereira*. Brasília, 2020. Disponível em: <http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/> Acesso em: 20 abr. 2022.

SOUZA, A. D. C. *TIGRES: “Tristes Operários do Labor Imundo”*. 2007. 84 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Ambiental) - Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2007.

SOUZA, C. F.; BASTOS, R. G.; GOMES, M. P. M.; PULSCHEN, A. A. Eficiência de Estação de Tratamento de Esgoto Doméstico Visando Reuso Agrícola. *Rev. Ambient. Água*. v. 10, n. 3, jun./set. Araras, SP, 2015.

SOUZA, C. M. N. et al. *Saneamento: promoção da saúde, qualidade de vida e sustentabilidade ambiental*. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2015. 140 p. ISBN: 978-85-7541-470-5.

TIEGHI, C. *Porque a universalização do saneamento básico é uma meta tão difícil de ser atingida no Brasil? –Pensar Brasil*. c2021. Disponível em: <https://tratabrasil.org.br/pt/?view=article&id=714:por-que-a-universalizacao-do-saneamento-basico-e-uma-meta-tao-dificil-de-ser-atingida-no-brasil---pensar-brasil&catid=36> Acesso em: 09 maio 2021.

TREATMENT WETLANDS: Constructed Wetlands. *Global wetlands technology*, [S.l.], c2019. Disponível em: <https://www.globalwettech.com/about-constructed-wetlands.html> Acesso em: 10 ago. 2019.

TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLATZER C. J.; SEZERINO P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos *wetlands* construídos. *Ambiente Construído*, v. 15, n. 4, out./dez. Porto Alegre, 2015. p. 351-367. ISSN 1678-8621.

JOURAVLEV, A. *Capítulo 13- América Latina e Caribe*. In: The United Nations World Water Development. *Un Water*, 2017. Disponível em: <http://www.unesco.org/new/fileadmin/MULTIMEDIA/FIELD/Brasilia/pdf/brz-sc-WWDR-Chap13-pt-2017-final.pdf>. Acesso em: 11 abr. 2021.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, v. 1, 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018.

VON SPERLING, M. *Princípios básicos do tratamento de esgotos: Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*, v. 2. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2018.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. *Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil: documento de consenso entre pesquisadores e praticantes*. Boletim Wetlands Brasil, edição especial, dez. 2018. 65 p. ISSN 2359-0548.

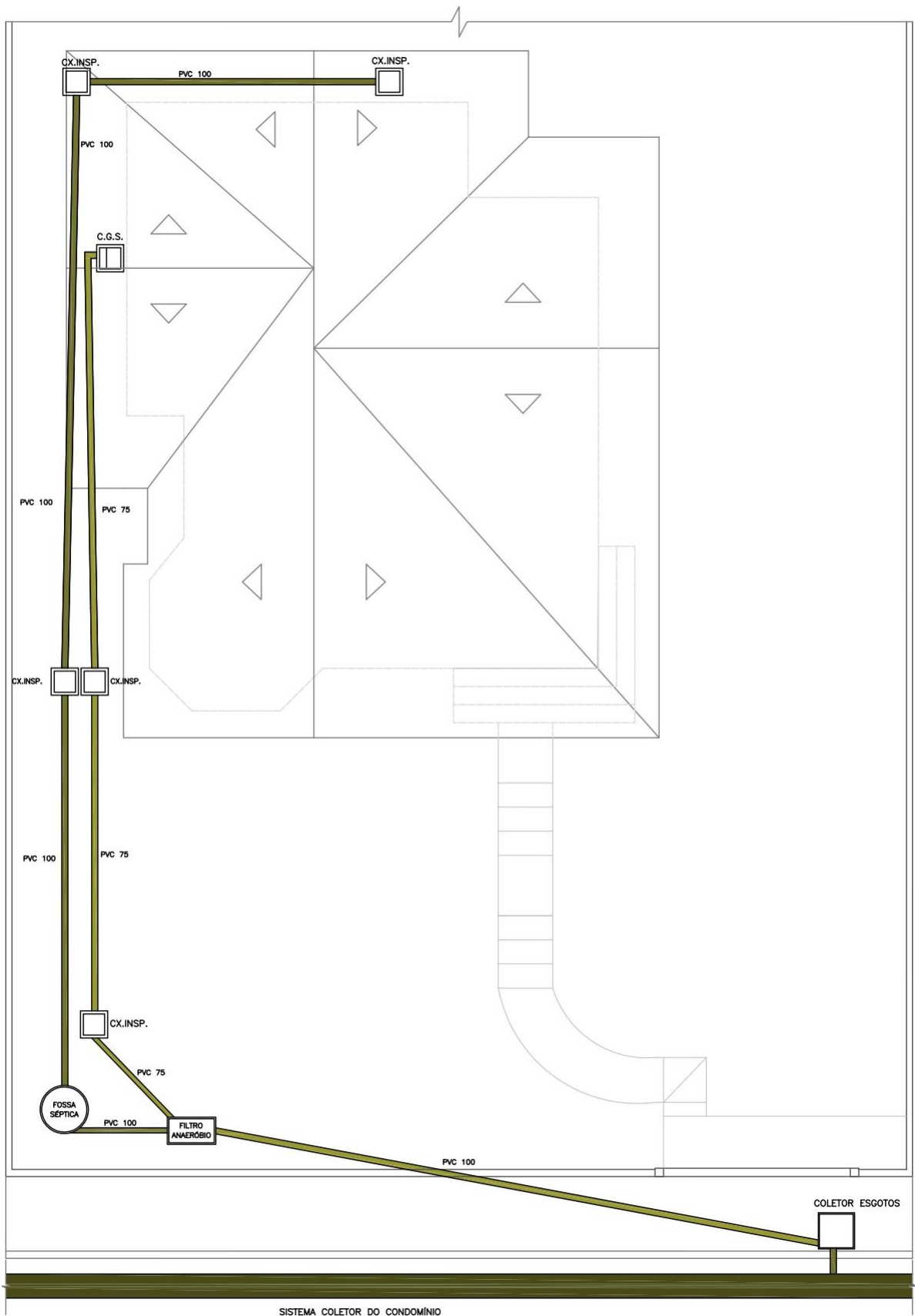
VYMAZAL, J.; BRIX, H.; COOPER, P. F.; HABERL, R.; PERFLER, R.; LABER, J.; GREEN, M. B. *Removal mechanisms and types of constructed wetlands*. In: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Europe*. Leiden, NL: Backhuys Publishers, 1998. p. 17-66.

VYMAZAL, J. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. *Water*, v. 2. República Tcheca, 2010. p. 530-549 ISSN 2073-4441.

WETLANDS CONSTRUÍDOS. *Desmistificando os wetlands construídos*. *Wetlands Blog*. Belo Horizonte, ago. 2021. Disponível em: <https://www.wetlands.com.br/> Acesso em: 26 mar. 2022.

WETLANDS CONSTRUÍDOS. *Tratamento de esgotos e lodos a importância da vegetação para os wetlands construídos*. *Wetlands Blog*. 2020. Disponível em: <https://www.wetlands.com.br/> Acesso em: 09 ago. 2020.

ANEXO I - Planta da instalação sanitária existente na residência antes da instalação do sistema *wetland*



ANEXO II – Resultado da análise laboratorial da amostra afluyente



Relatório de Ensaio Nº: 6987.2022.B- V.0	
Dados Contratação:	
Identificação do Laboratório:	
Laboratório: Baktron Microbiologia Ltda	
Endereço: Rua São Januário 116 3 e 4 andar, Polo MASBIO São Cristovão - Rio de Janeiro/RJ CEP: 20921003	
E-mail: baktron@baktron.com.br	Fone: (21) 3867-5800
Contratante:	
Razão Social: Paula Neves	
Endereço: Vila Suissa - Miguel Pereira/RJ CEP: 26900000	
Proposta Comercial: 480.2022.V2	
Contato: Paula Neves E-mail: paulapcneves@gmail.com - Fone:	
Solicitante:	
Razão Social: Paula Neves	
Contato: Paula Neves E-mail: paulapcneves@gmail.com	

Dados da Amostragem:			
Descrição Ponto Coleta:	Entrada		
Endereço Amostragem:	Vila Suissa - Miguel Pereira/RJ CEP: 26900000		
Matriz e Origem Amostra:	Efluente - Efluente sanitário entrada		
Característica da Amostra:	Simples		
Data de Amostragem:	04/04/2022 06:15:00	Data Recebimento:	04/04/2022 17:14:00
Responsável pela Amostragem	CLIENTE	Data Conclusão Amostra:	19/04/2022
Responsável pela Conferência:	Samira Rodrigues	Data Conferência:	27/04/2022 14:47:05

Resultados					
Parâmetros	Resultados Analíticos	Un Trab	Incerteza	L.Q./Faixa	Início Ensaio
Cor	100	uC	-	-	04/04/2022
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	413	mg/L O ₂	-	1	06/04/2022
Demanda química de oxigênio (DQO)	349,38	mg/L	5,00	16,29	05/04/2022
Fósforo total	8,30	mg/L	-	0,01	04/04/2022
Nitrogênio como amônia	46,00	mg/L	-	0,01	04/04/2022
Sólidos suspensos totais (RNFT)	115,38	mg/L	20,40	10,90	05/04/2022

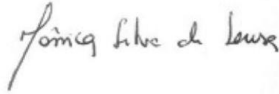
Referência metodológica	
Parâmetros	Metodologia
Cor	SMWW 2120 B
Sólidos suspensos totais (RNFT)	SMWW 2540 D
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	SMWW 5210 B
Demanda química de oxigênio (DQO)	SMWW 5220 D
Parâmetros do provedor externo	Metodologia
Nitrogênio como amônia	SMWW 4500-NH ₃ F
Fósforo total	EPA 6020 B / 200.8

Referência(s) Normativa(s): - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition

Legenda
uC - Unidades de Cor, mg/L O ₂ - Miligrama por Litro de oxigênio, mg/L - Miligrama por Litro
Relatório de Ensaio tipo B
Informações Importantes:
Ensaio de Fósforo total, Nitrogênio como amônia terceirizado CRL0306

Notas

1. Os resultados reportados neste relatório se referem somente às amostras analisadas.
2. Este relatório só deve ser reproduzido por completo.
3. A incerteza expandida (U) foi calculada utilizando um fator de abrangência K=2, que dá um nível de confiança de aproximadamente 95%.
4. Os resultados confrontados com a legislação, não consideram as incertezas dos métodos de análise.
5. O símbolo de acreditação aplica-se apenas aos ensaios analíticos não considerados amostragens.



Mônica Silva de Sousa
CRQ 3ªReg.:03212269
Responsável Técnico

Código de Verificação: 0006100159294012080700202200000

ANEXO III – Resultado da análise laboratorial da amostra efluente



Relatório de Ensaio Nº: 6985.2022.B- V.0	
Dados Contratação:	
Identificação do Laboratório:	
Laboratório: Baktron Microbiologia Ltda	
Endereço: Rua São Januário 116 3 e 4 andar, Polo MASBIO São Cristovão - Rio de Janeiro/RJ CEP: 20921003	
E-mail: baktron@baktron.com.br	Fone: (21) 3867-5800
Contratante:	
Razão Social: Paula Neves	Vila Suissa - Miguel Pereira/RJ CEP: 26900000
Endereço: Vila Suissa - Miguel Pereira/RJ CEP: 26900000	
Proposta Comercial: 480.2022.V2	
Contato: Paula Neves E-mail: paulapcneves@gmail.com - Fone:	
Solicitante:	
Razão Social: Paula Neves	
Contato: Paula Neves E-mail: paulapcneves@gmail.com	

Dados da Amostragem:			
Descrição Ponto Coleta:	Saída		
Endereço Amostragem:	Vila Suissa - Miguel Pereira/RJ CEP: 26900000		
Matriz e Origem Amostra:	Efluente - Efluente sanitário saída		
Característica da Amostra:	Simplex		
Data de Amostragem:	04/04/2022 06:20:00	Data Recebimento:	04/04/2022 17:14:00
Responsável pela Amostragem	CLIENTE	Data Conclusão Amostra:	19/04/2022
Responsável pela Conferência:	Samira Rodrigues	Data Conferência:	27/04/2022 14:46:43

Resultados								
Parâmetros	Resultados Analíticos	Un Trab	NT-202.R-10/1986	DZ-215.R-4/2007	Un	Incerteza	L.Q./Faixa	Início Ensaio
Cor	50	uC	N.A	N.A	uC	-	-	04/04/2022
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	11	mg/L O ₂	N.A	até 180	mg/L O ₂	-	1	06/04/2022
Demanda química de oxigênio (DQO)	19,30	mg/L	N.A	N.A	mg/L	5,00	16,29	05/04/2022
Fósforo total	2,47	mg/L	até 1,00	N.A	mg/L	-	0,01	04/04/2022
Nitrogênio como amônia	11,25	mg/L	N.A	N.A	mg/L	-	0,01	04/04/2022
Sólidos suspensos totais (RNFT)	21,00	mg/L	N.A	até 180,00	mg/L	20,40	10,90	05/04/2022

Referência metodológica	
Parâmetros	Metodologia
Cor	SMWW 2120 B
Sólidos suspensos totais (RNFT)	SMWW 2540 D
Demanda bioquímica de oxigênio (DBO)	SMWW 5210 B
Demanda química de oxigênio (DQO)	SMWW 5220 D
Parâmetros do provedor externo	Metodologia
Nitrogênio como amônia	SMWW 4500-NH ₃ F
Fósforo total	EPA 6020 B / 200.8

Opiniões e Interpretações: Os parâmetros em destaque inclusos neste Relatório encontram-se em DESACORDO com a NT-202-R-10.

Legislação: Valores de referência estabelecidos conforme NT-202.R-10/1986: CRITÉRIOS E PADRÕES PARA LANÇAMENTO DE EFLUENTES LÍQUIDOS e DZ-215.R-4/2007: Diretriz de controle de carga orgânica biodegradável em efluentes líquidos de origem não industrial.

Referência(s) Normativa(s): - Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 23rd Edition

Relatório N.:6985.2022.B- V.0

Legenda

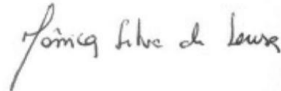
uC - Unidades de Cor, mg/L O₂ - Miligrama por Litro de oxigênio, mg/L - Miligrama por Litro
Relatório de Ensaio tipo B

Informações Importantes:

Ensaio de Nitrogênio como amônia, Fósforo total terceirizado CRL 0306

Notas

1. Os resultados reportados neste relatório se referem somente às amostras analisadas.
2. Este relatório só deve ser reproduzido por completo.
3. A incerteza expandida (U) foi calculada utilizando um fator de abrangência K=2, que dá um nível de confiança de aproximadamente 95%.
4. Os resultados confrontados com a legislação, não consideram as incertezas dos métodos de análise.
5. O símbolo de acreditação aplica-se apenas aos ensaios analíticos não considerado as amostragens.



Mônica Silva de Sousa
CRQ 3ºReg.:03212269
Responsável Técnico

Código de Verificação: 0006100159294012080680202200000