

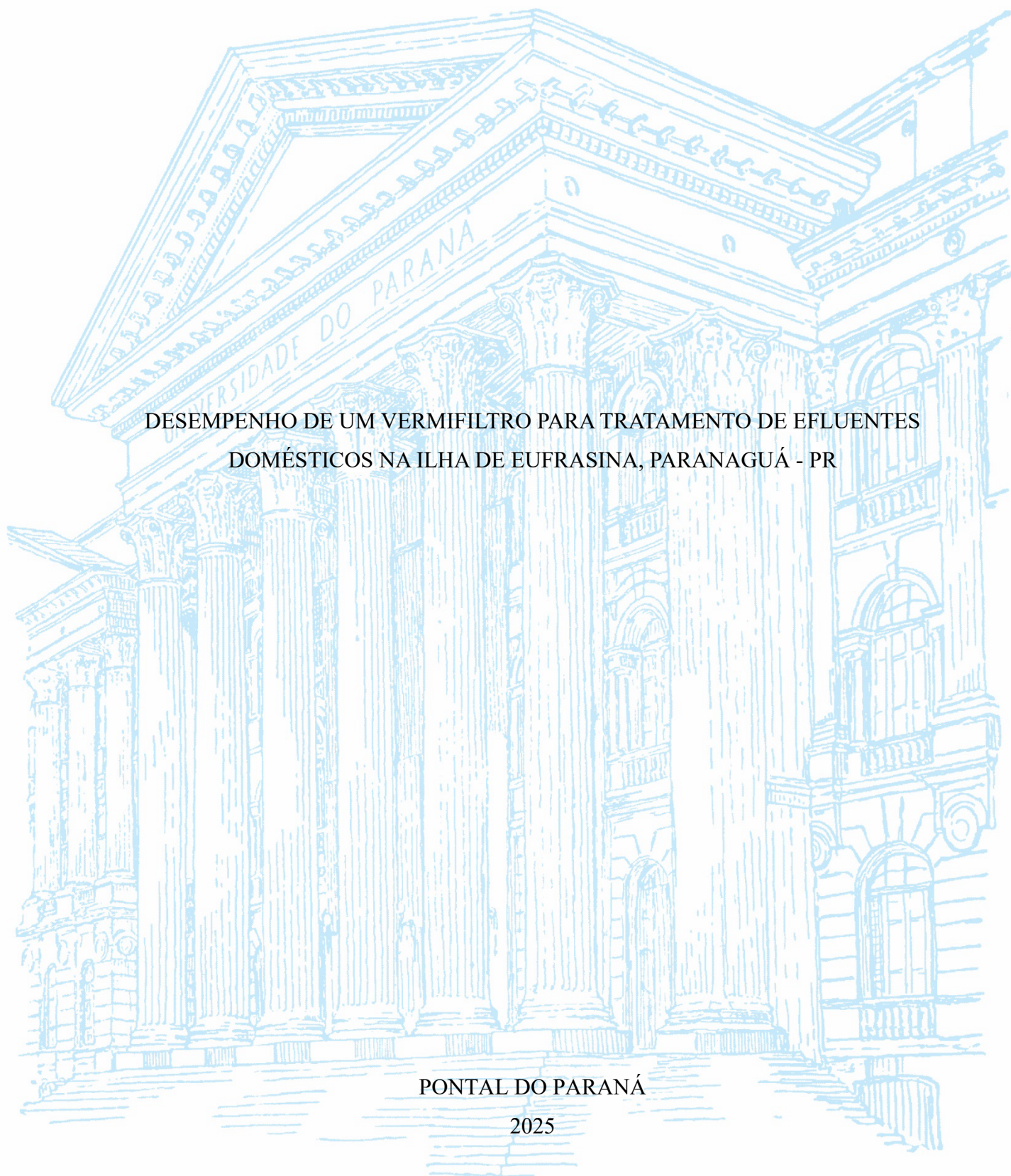
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

PABLO GUILHERMINO MAICHAK

DESEMPENHO DE UM VERMIFILTRO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES
DOMÉSTICOS NA ILHA DE EUFRASINA, PARANAGUÁ - PR

PONTAL DO PARANÁ

2025



PABLO GUILHERMINO MAICHAK

DESEMPENHO DE UM VERMIFILTRO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES
DOMÉSTICOS NA ILHA DE EUFRASINA, PARANAGUÁ – PR

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Graduação em Engenharia Ambiental e Sanitária, Campus Pontal do Paraná, Centro de Estudos do Mar, da Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a Silvia Pedroso Melegari.

PONTAL DO PARANÁ

2025

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DO CENTRO DE ESTUDOS DO MAR

Maichak, Pablo Guilhermino
M217d Desempenho de um vermifiltro para tratamento de efluentes domésticos na Ilha de
Eufrasina, Paranaguá - PR. / Pablo Guilhermino Maichak. – Pontal do Paraná, 2025.
1 arquivo [72 f.] : PDF.

Orientadora: Prof^a. Dr^a. Silvia Pedroso Melegari.

Monografia (Graduação) – Universidade Federal do Paraná, Campus Pontal do
Paraná, Centro de Estudos do Mar, Curso de Engenharia Ambiental e Sanitária.

1. Esgotos. 2. Águas residuais - Tratamento. 3. Engenharia sanitária - Brasil. 4.
Comunidades. I. Melegari, Silvia Pedroso. II. Título. III. Universidade Federal do Paraná.

CDD – 628.24



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
Avenida Deputado Anibal Khury, 2033, - Bairro Balneário Pontal do Sul, Pontal do Paraná/PR, CEP 83255-976 Telefone:
4135118600 - <https://ufpr.br/>

TERMO DE APROVAÇÃO

PABLO GUILHERMINO MAICHAK

DESEMPENHO DE UM VERMIFILTRO PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES DOMÉSTICOS NA ILHA DE EUFRASINA, PARANAGUÁ - PR.

Trabalho de Conclusão de Curso aprovado como requisito parcial para a obtenção do grau de Bacharel em Engenharia Ambiental e Sanitária, da Universidade Federal do Paraná, pela Banca formada pelos membros:

Profa. Dra. Sílvia Pedroso Melegari - UFPR Presidente
Prof. Dr. Ivan Taiatele Junior - UFPR
Prof. Dr. Fernando Augusto Silveira Armani - UFPR

Pontal do Paraná, 27 de junho de 2025.



Documento assinado eletronicamente por **IVAN TAIATELE JUNIOR, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 27/06/2025, às 14:32, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **FERNANDO AUGUSTO SILVEIRA ARMANI, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 27/06/2025, às 14:35, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



Documento assinado eletronicamente por **SILVIA PEDROSO MELEGARI, PROFESSOR DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 27/06/2025, às 14:36, conforme art. 1º, III, "b", da Lei 11.419/2006.



A autenticidade do documento pode ser conferida [aqui](#) informando o código verificador **7871262** e o código CRC **DDC66052**.

AGRADECIMENTOS

À minha mãe, **Lindinalva Guilhermino**, por sempre acreditar no meu potencial. Ao meu pai, **Estanislau Paulo Maichak**, e aos meus irmãos, **Washington Luis Guilhermino** e **Patrick Lucas Guilhermino Maichak**, pela rede de apoio familiar e pelos incentivos.

À minha fidedigna orientadora, **Prof.^a Dr.^a Silvia P. Melegari**, exemplo de profissionalismo, imparcialidade, inteligência, ética, compreensão, humanização e dedicação aos seus discentes. Sempre acreditou em mim desde os tempos de monitoria na disciplina de Qualidade da Água, estágio no Laboratório de Água e Esgoto, participação em projetos de Extensão e de Iniciação Científica ao longo de minha graduação.

Aos docentes da universidade, que me prepararam para a jornada profissional com conhecimento, responsabilidade, ética e humanidade. Aos colegas de curso, que estiveram ao meu lado nos momentos difíceis, com quem compartilhei aprendizados, estudos e alegrias.

Ao **Prof. Dr. Fernando A. S. Armani**, por me proporcionar vivências e oportunidades valiosas dentro e fora da universidade, especialmente no Projeto Comunidades Sustentáveis. E ao **Prof. Dr. Ivan Taiatele Junior**, por sua conexão e dedicação, demonstrando-se um docente exímio e sempre disposto a orientar com clareza as melhores formas de conduzir meus estudos no TCC.

Aos servidores do campus, que tornam a universidade um ambiente seguro, acolhedor e agradável. Em especial ao técnico **Ricardo**, do Laboratório LAE/CEM, que ao longo dos semestres foi como um professor para mim, instruindo-me de maneira didática e com ética. À mestrand **Ana K. K. Portela**, também pelas valiosas ajudas no laboratório.

Ao **Ministério da Educação**, pelo suporte à minha graduação, possibilitando oportunidades profissionais e de estudos multidisciplinares. Aos programas de incentivo e auxílio financeiro a bolsistas, bem como aos voltados à pesquisa científica e à extensão universitária.

À **Iris B. Martinez**, minha melhor amiga, que conheci no primeiro dia de universidade e que levo para a vida, mesmo após anos, continua sendo minha fiel confidente. Às amigas **Flávia F. Rodrigues** e **Tamiele C. Prestes**, que sempre estiveram presentes com conselhos e companhias em todas as horas.

Às minhas amigas **Camila C. Vidal**, **Jéssica D. Rosa** e **Emanuelle P. Cordeiro**, pessoas de fé e bondade, que me ajudaram não apenas com amizade e cumplicidade, mas também com apoio espiritual e incentivo religioso, fortalecendo minha fé em Jesus Cristo.

Ao **Gelson S. Neto**, com quem compartilhei quase sete anos de minha vida, sempre me auxiliando, dando força e apoio, cuidando de mim em todos os aspectos do cotidiano e me incentivando a perseguir meus sonhos. Sou eternamente grato.

Às profissionais da saúde, **Dr.^a Thelma L. S. de Souza**, que sempre me apoiou em minhas aflições, sendo referência em minha conduta moral e motivação pessoal positiva; e **Dr.^a Carolina C. Freitas**, por toda lucidez e sinceridade.

À doutrina espírita e aos seus guias da espiritualidade amiga, em especial o **Mestre Jesus**, assim como às tradições **católica**, **umbandista** e **evangélica/cristã**, que também me iluminaram. À soberana **Virgem Maria**, sempre acolhedora e terna; a **Santo Expedito**; e aos arcanjos **Miguel**, **Rafael** e **Gabriel**.

E, finalmente, ao mais importante: **Deus (YHWH)**, **Espírito Santo (Ruach Hakodesh)** e **Jesus Cristo (Yeshua)**, o único caminho...

*“Há quem passe por uma floresta e só veja
lenha para sua fogueira.”*

— Liev Tolstói

*“Os lábios da Sabedoria estão fechados,
exceto aos ouvidos do Entendimento.”*

— Hermes Trismegisto

RESUMO

A falta de acesso ao saneamento básico é um desafio crítico para a saúde pública e o meio ambiente, especialmente em comunidades afastadas. A ausência de sistemas adequados de tratamento de águas residuárias pode resultar em contaminação de recursos hídricos, propagação de doenças e degradação ambiental. Este trabalho teve como objetivo analisar o desempenho de um vermifiltro, um sistema alternativo descentralizado para o tratamento de águas residuárias de origem doméstica, implantado em uma residência na comunidade da Ilha de Eufrasina, em Paranaguá, litoral paranaense. A proposta buscou desenvolver uma solução adaptável e econômica para áreas com recursos limitados, onde as tecnologias convencionais são impraticáveis. Análises do efluente de saída do sistema, em três campanhas amostrais, incluíram as análises laboratoriais dos parâmetros temperatura, pH, turbidez, OD, condutividade, coliformes totais, *E. coli*, sólidos totais, DBO, DQO, COT, nitrogênio amoniacal, nitrito, nitrato e fósforo solúvel. A característica do efluente de saída do sistema estudado foi comparado aos valores recomendados pelas regulamentações ambientais vigentes (Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011) e a um sistema de vermifiltração de referência, estabilizado e em operação na mesma localidade. A qualidade do efluente produzido no vermifiltro estudado em comparação com uma unidade de referência, permitiu observar um desempenho técnico variável do sistema implantado, com resultados satisfatórios em alguns parâmetros, mas também com limitações que indicam a necessidade de complementação tecnológica. Embora o vermifiltro apresente simplicidade construtiva, operação acessível para a destinação de efluentes sanitários domésticos e potencial de valorização do subproduto gerado, a análise na qualidade do efluente gerado evidenciam que sua aplicação isolada não assegura, de forma contínua, o cumprimento integral dos critérios de qualidade ambiental. Essa constatação se justifica especialmente no que se refere à carga orgânica (DBO) e aos microrganismos patogênicos (*E. coli*) do efluente tratado. A abordagem adotada, proporcionou um diagnóstico detalhado da capacidade do sistema em atender aos padrões exigidos para lançamento de efluentes em corpos hídricos. Foram recomendadas melhorias no sistema estudado para a produção de efluentes com qualidade mínima para o atendimento às exigências das regulamentações ambientais vigentes.

Palavras-chave: Sistemas descentralizados; vermifiltro; esgoto sanitário; comunidades isoladas; Ilha de Eufrasina.

ABSTRACT

The lack of access to basic sanitation is a critical challenge for public health and the environment, especially in remote communities. The absence of adequate wastewater treatment systems can lead to contamination of water resources, the spread of diseases, and environmental degradation. This study aimed to analyze the performance of a vermifilter, a decentralized alternative system for treating domestic wastewater, installed in a residence in the Ilha de Eufrasina community of Paranaguá, on the coast of the state of Paraná, Brazil. The project sought to develop an adaptable and cost-effective solution for areas with limited resources, where conventional technologies are impractical. Analyses of the system's effluent in three sampling campaigns included laboratory measurements of parameters such as temperature, pH, turbidity, dissolved oxygen (DO), electrical conductivity, total coliforms, *Escherichia coli* (*E. coli*), total solids, biochemical oxygen demand (BOD), chemical oxygen demand (COD), total organic carbon (TOC), ammoniacal nitrogen, nitrite, nitrate, and soluble phosphorus. The effluent characteristics of the studied system were compared with the values recommended by current environmental regulations (Brazilian National Environment Council – CONAMA – Resolutions No. 357/2005 and No. 430/2011) and with those of a reference vermifiltration system that was stabilized and in operation in the same locality. Comparison of the studied vermifilter's effluent quality with that of the reference unit revealed a variable technical performance by the implemented system. Some parameters achieved satisfactory results, but limitations were also observed, indicating the need for additional technological measures. Although the vermifilter has simple construction, accessible operation for the disposal of domestic sanitary effluents, and the potential for valorization of the generated byproduct, the analysis of the effluent quality showed that its standalone application does not continuously ensure full compliance with environmental quality criteria. This shortfall is particularly evident with regard to organic load (BOD) and pathogenic microorganisms (*E. coli*) in the treated effluent. The adopted approach provided a detailed diagnosis of the system's capacity to meet the standards required for effluent discharge into water bodies. Improvements to the studied system were recommended to enable the production of effluents of minimally acceptable quality so as to meet the requirements of current environmental regulations.

Keywords: Decentralized systems; vermifilter; sewer; isolated communities; Eufrasina Island.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – ESQUEMA EXEMPLO DE SISTEMA DE VERMIFILTRAÇÃO COM CAIXA SINFONADA	29
FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ILHA DE EUFRASINA NO LITORAL PARANAENSE	32
FIGURA 3 – ESQUEMA EXEMPLO DO VERMIFILTRO INVESTIGADO.....	34

LISTA DE GRÁFICOS

GRÁFICO 1 – DESEMPENHO DA TUBIDEZ NO EFLUENTE DE SAÍDA DO SISTEMA DE VERMIFILTRAÇÃO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO DE REFERÊNCIA (F)	42
GRÁFICO 2 – QUANTIFICAÇÃO DOS SÓLIDOS TOTAIS NO EFLUENTE DA SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA EM OPERAÇÃO (F)	43
GRÁFICO 3 – NÍVEIS DE DQO E DBO NO EFLUENTE DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) COMPARADOS AO SISTEMA DE VERMIFILTRO DE REFERÊNCIA EM OPERAÇÃO (F)	46
GRÁFICO 4 – VALORES OBTIDOS PARA O FÓSFORO SOLÚVEL, NO EFLUENTE DA SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA (F)	53

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – PROCEDIMENTO DE REFERÊNCIA PARA ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS AMOSTRAS COLETADAS.....	36
TABELA 2 – CONDIÇÕES DE ARMAZENAMENTO E PRESERVAÇÃO DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS (P: POLIETILENO; V: VIDRO).....	36
TABELA 3 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS ANALISADOS NAS CAMPANHAS DE COLETA	38
TABELA 4 – VALORES DAS RAZÕES ENTRE DQO/DBO, DBO/COT E DQO/COT, NO EFLUENTE DE SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA (F)	48
TABELA 5 – VALORES DOS NUTRIENTES RELACIONADOS AO NITROGÊNIO E OD, NO EFLUENTE DE SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA (F)	51

LISTA DE SIGLAS

ABES	- Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT	- Associação Brasileira de Normas Técnicas
APHA	- American Public Health Association
BET	- Bacia de Evapotranspiração
BSI	- Biossistema Integrado
CEM	- Centro de Estudos do Mar
CI	- Carbono Inorgânico
CONAMA	- Conselho Nacional do Meio Ambiente
COT	- Carbono Orgânico Total
CT	- Carbono Total
DBO	- Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	- Demanda Química de Oxigênio
EMBRAPA	- Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
EPI	- Equipamento de Proteção Individual
ETE	- Estação de Tratamento de Esgotos
IBGE	- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
LAE	- Laboratório de Água e Esgoto
MAPA	- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento
NBR	- Norma Brasileira Regulamentadora
NMP	- Número mais provável
NT	- Nitrogênio Total
NTU	- Unidade de Turbidez
OD	- Oxigênio Dissolvido
ODS	- Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
OMS	- Organização Mundial da Saúde
ONU	- Organização das Nações Unidas
P&D	- Pesquisa e Desenvolvimento
PVC	- Policloreto de vinila
RAC	- Reator Anaeróbio Compartmentado

RAFA	- Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente
SAC	- Sistemas Alagados Construídos
SAC-EHSS	- SAC de Escoamento Horizontal Subsuperficial
SAC-EV	- Sistemas Alagados Construídos de Escoamento Vertical
SDT	- Sólidos Dissolvidos Totais
SS	- Sólidos Suspensos
ST	- Sólidos Totais
SMWW	- Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater
TAS	- Taxas de Aplicação Superficial
TDH	- Tempo de Detenção Hidráulica
TEvap	- Tanque de Evapotranspiração
UFPR	- Universidade Federal do Paraná
UV	- Ultravioleta
WHO	- World Health Organization

LISTA DE SÍMBOLOS E FÓRMULAS QUÍMICAS

°C	- Grau Celsius
g	- Grama
kg	- Quilograma
L	- Litro
m	- Metro
m ²	- Metro quadrado
m ³	- Metro cúbico
mg	- Miligrama
mL	- Mililitro
µg	- Micrograma
mm	- Milímetro
cm	- Centímetro
mS	- miliSiemens
Ag_2SO_4	- Sulfato de prata
H_2SO_4	- Ácido sulfúrico
HCl	- Ácido clorídrico
$HgSO_4$	- Sulfato mercúrico
$K_2Cr_2O_7$	- Dicromato de potássio
N	- Nitrogênio
Na	- Sódio
$NaOH$	- Hidróxido de sódio
N_2	- Nitrogênio gasoso
N_2O	- Óxido Nitroso
NO_2^-	- Nitrito
NO_3^-	- Nitrato
NO_4^+	- Íon Amônio
O_2	- Oxigênio
P	- Fósforo
pH	- Potencial Hidrogeniônico
PO_4^{3-}	- Íon Fosfato

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
1.1 PROBLEMÁTICA.....	17
1.2 OBJETIVOS	18
1.2.1 Objetivo geral	18
1.2.2 Objetivos específicos	18
1.3 JUSTIFICATIVA	19
2 REVISÃO DE LITERATURA	21
2.1 CARACTERIZAÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS	21
2.2 SISTEMAS DESCENTRALIZADOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM COMUNIDADES ISOLADAS.....	22
2.3 VERMIFILTRO	28
3 METODOLOGIA	32
3.1 ÁREA DE ESTUDO	32
3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE VERMIFILTRAÇÃO INVESTIGADO	34
3.3 PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA ANÁLISADOS.....	35
3.4 ANÁLISE INVESTIGATIVA E COMPARATIVA	37
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	38
4.1 PARÂMETROS ANALISADOS EM CAMPO.....	39
4.1.1 Temperatura.....	39
4.1.2 pH.....	39
4.1.3 Condutividade elétrica	40
4.1.4 OD.....	40
4.2 PARÂMETROS ANALISADOS EM LABORATÓRIO.....	41
4.2.1 Turbidez	41
4.2.2 ST	42
4.2.3 DQO e DBO	44
4.2.4 COT	47
4.2.5 Nitrogênio amoniacal.....	49
4.2.6 Nitrito	49
4.2.7 Nitrato.....	50
4.2.8 Fósforo solúvel	52

4.2.9 Coliforme totais e <i>E. coli</i>	54
4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS	56
4.3.1 Recomendações.....	58
5. CONCLUSÃO	60
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	61
APÊNDICE A - MEMORIAL DESCRITIVO DE CADA UMA DAS ANÁLISES	67

1 INTRODUÇÃO

A falta de acesso ao saneamento básico é um problema crítico que afeta a saúde pública e o meio ambiente em diversas regiões, especialmente em áreas e comunidades afastadas. Em muitos locais, o tratamento inadequado ou a ausência de sistemas de tratamento de águas residuárias pode levar à contaminação dos recursos hídricos, propagação de doenças e degradação ambiental (Von Sperling, 2014; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2020; World Health Organization, 2025). A realidade desses locais muitas vezes é marcada pela carência de infraestrutura e pela dificuldade de implementar soluções convencionais de saneamento, o que torna urgente o desenvolvimento de alternativas viáveis (Mesquita et al., 2021).

O presente trabalho de conclusão de curso desenvolveu e analisou a eficiência de um sistema alternativo descentralizado para o tratamento de esgoto doméstico em residências de comunidades isoladas. O foco está em uma solução de vermifiltro, alimentado exclusivamente por esgoto doméstico, na comunidade da Ilha de Eufrasina, no município de Paranaguá, litoral paranaense. A escolha desse tema se justifica pela necessidade de encontrar tecnologias adaptáveis e eficazes para áreas com recursos limitados, onde as soluções tradicionais podem não ser eficientes ou economicamente viáveis. O vermifiltro, composto por uma camada de substrato e vermes que ajudam na decomposição dos resíduos, pode receber águas cinzas e escuras, representando uma abordagem integrada que pode atender às necessidades específicas de comunidades afastadas (Madrid et al., 2019; Tonetti et al., 2018).

O estudo inclui a realização de análises detalhadas sobre o desempenho do sistema, com o monitoramento dos parâmetros de qualidade dos efluentes tratados. As análises laboratoriais abrangeram aspectos como pH, turbidez, sólidos, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), entre outros. O objetivo foi avaliar a eficácia do sistema em remover contaminantes e comparar os resultados com os padrões estabelecidos pela legislação ambiental.

Além disso, este estudo pretende promover a conscientização sobre a importância do tratamento adequado de águas residuárias para a preservação da saúde pública e dos recursos naturais, fornecendo recomendações para melhorias e otimizações do sistema. A implantação e análise do sistema alternativo podem contribuir significativamente para a melhoria das condições de vida em áreas remotas, demonstrando que soluções sustentáveis e descentralizadas podem ser eficazes e acessíveis (Massoud et al., 2009; Mesquita et al., 2021).

1.1 PROBLEMÁTICA

A falta de acesso a água potável e saneamento básico é um problema global que afeta milhões de pessoas. De acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a melhoria das condições de saneamento é fundamental para reduzir a carga de doenças e promover a saúde nas comunidades (World Health Organization, 2025).

O lançamento de efluentes *in natura* em corpos d'água resulta na contaminação dos recursos hídricos, propagação de doenças e comprometimento da qualidade de vida dos habitantes (Jordão; Pessoa, 2011; Von Sperling, 2005). A Lei nº 11.445/2007 estabelece diretrizes para o saneamento básico, destacando a responsabilidade do Estado em garantir o acesso a serviços de saneamento de qualidade (BRASIL, 2007), sendo regulamentada pelo Decreto nº 7.217/2010 que estabelece normas fundamentais para a execução das diretrizes de saneamento básico (BRASIL, 2010). Essas diretrizes foram atualizadas e complementadas pela Lei nº 14.026/2020, conhecida como Novo Marco Legal do Saneamento, que visa aprimorar as condições estruturais do saneamento básico no País (BRASIL, 2020). No entanto, a realidade da Ilha de Eufrasina evidencia que a implementação dessas diretrizes ainda é deficiente, e áreas remotas como essa enfrentam desafios significativos relacionados à falta de serviços de saneamento, como abastecimento de água potável, coleta de resíduos sólidos e tratamento adequado de águas residuárias.

As condições de vida dos habitantes da Ilha de Eufrasina são impactadas pela escassez de infraestrutura adequada, dificuldades no acesso a água potável e tratamento de esgoto, gerando um ciclo de vulnerabilidade social e sanitária. A contaminação por efluentes sanitários não tratados representa uma grave ameaça à saúde pública, quando o esgoto é despejado de maneira inadequada, uma variedade de patógenos pode ser liberada nos corpos hídricos, contaminando fontes de água essenciais para o consumo humano, lazer e atividades pesqueiras.

1.2 OBJETIVOS

1.2.1 Objetivo geral

O objetivo geral deste estudo foi avaliar o desempenho de um vermifiltro como sistema alternativo descentralizado para tratamento do efluente proveniente de águas cinzas e escuras, implantado na Ilha de Eufrasina – PR.

1.2.2 Objetivos específicos

Os objetivos específicos foram determinados para atingir o objetivo geral, conforme apresentados a seguir:

- Realizar monitoramento do efluente na saída do sistema de vermifiltração para avaliação do seu desempenho no tratamento de efluentes domésticos, utilizando indicadores de qualidade da água;
- Comparar o desempenho do vermifiltro estudado com um sistema de vermifiltração estabilizado, com os mesmos aspectos construtivos e implantado na mesma localidade de estudo.
- Propor aprimoramentos para a melhoria do sistema estudado, para que o efluente gerado no sistema de tratamento atinja os níveis recomendados para lançamentos em corpos receptores, considerando resoluções vigentes e literatura especializada como base.

1.3 JUSTIFICATIVA

O acesso ao saneamento básico é um direito fundamental assegurado pela Constituição Federal (BRASIL, 1988). Além disso, a Lei nº 11.445/2007, o Decreto nº 7.217/2010, e a lei do Novo Marco Legal do Saneamento estabelecem, complementam e alteram entre si, normas fundamentais para a execução das diretrizes que dizem respeito ao saneamento básico no país (BRASIL, 2007, 2010, 2020).

A Organização das Nações Unidas (ONU) instituiu a Agenda 2030 como um compromisso global para promover o desenvolvimento sustentável, com foco na erradicação da pobreza, na proteção do meio ambiente e na garantia de bem-estar para todas as pessoas, em todas as partes do mundo. A Agenda 2030, por meio dos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), busca promover um futuro mais justo, equitativo e ambientalmente responsável. Sua implementação traz benefícios para as gerações atuais e futuras, sendo baseada em compromissos legais e acordos internacionais para garantir soluções sustentáveis globalmente (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2025).

O acesso a serviços de saneamento básico é fundamental para a promoção da saúde e bem-estar da população, alinhando-se com o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável (ODS) 3 – Boa saúde e bem-estar. A melhoria das condições de saneamento também é essencial para reduzir a incidência de doenças relacionadas à falta de água potável e ao tratamento inadequado de esgoto, contribuindo para o alcance do ODS 6 – Água Limpa e Saneamento. Além disso, a proteção dos ecossistemas aquáticos e a conservação da biodiversidade, parte do ODS 14 - Vida na água, estão intrinsecamente relacionadas ao saneamento básico (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2025). Portanto, o tratamento adequado de esgotos e resíduos é fundamental para preservar a qualidade da água e garantir a saúde dos ecossistemas locais.

O desenvolvimento de comunidades sustentáveis, conforme proposto pela ONU no ODS 11, depende em grande medida da infraestrutura de saneamento básico. A falta de investimentos nessa área compromete a qualidade de vida dos habitantes e obstaculiza o alcance dos objetivos de desenvolvimento sustentável. Adicionalmente, parceria entre governos, setor privado e sociedade civil, defendida pelo ODS 17, é essencial para superar os desafios do saneamento básico (ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS, 2025). A colaboração e cooperação entre diferentes atores são fundamentais para desenvolver soluções inovadoras e sustentáveis que beneficiem a comunidade da Ilha de Eufrasina.

Nesse contexto, a pesquisa busca monitorar o desempenho do sistema descentralizado de tratamento de esgoto de uma residência situada na Ilha de Eufrasina, visando verificar se os efluentes estão em conformidade com os padrões estabelecidos principalmente pelas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011.

A Resolução CONAMA nº 357/2005 estabelece normas para a classificação e padrões de qualidade das águas no Brasil, protegendo recursos hídricos e promovendo saúde ambiental, enquanto define limites de poluentes e condições para tratamento de efluentes (BRASIL, 2005). Já a Resolução CONAMA nº 430/2011 complementa essa regulamentação, fornecendo parâmetros técnicos mais específicos para minimizar impactos ambientais decorrentes de efluentes domésticos e industriais (BRASIL, 2011).

Diante desse cenário, é urgente a geração de conhecimento científico para subsidiar a implementação efetiva dessas diretrizes. A elaboração de material acadêmico de qualidade, mediante divulgação científica, viabilizará o compartilhamento de experiências e soluções inovadoras para o tratamento de efluentes e o aprimoramento das técnicas empregadas, contribuindo para o acesso à informação.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 CARACTERIZAÇÃO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS

A água é essencial para a vida de todos os seres vivos, sendo fundamental para o funcionamento de processos biológicos vitais. No caso dos seres humanos, além de ser indispensável para a hidratação e manutenção das funções corporais, ela também desempenha um papel crucial em diversas outras atividades do cotidiano, como a agricultura, a indústria e a higiene pessoal (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2020). Nas comunidades rurais, a rotina do uso da água varia consideravelmente, refletindo as condições de acesso, a qualidade da água e a quantidade disponível para cada família ou região. Essa diversidade pode ser influenciada por práticas de consumo e até pelos métodos adotados para armazenamento e tratamento da água (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2020).

Os corpos d'água contaminados por resíduos de origem humana e animal contêm diversos patógenos, como bactérias, vírus e protozoários, que têm o potencial de causar doenças no sistema digestivo. Além disso, esses agentes podem ser prejudiciais à saúde humana não apenas por ingestão, mas também por meio de contato com a pele ou pela inalação de partículas contaminadas no ar (BRASIL, 2005; Von Sperling, 2005; Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2020)

A NBR 17076 da ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS estabelece critérios técnicos para avaliar a eficiência de diferentes tipos de equipamentos utilizados no tratamento de águas residuárias de pequeno porte, abrangendo os regimes anaeróbio, aeróbio e misto. Para os equipamentos anaeróbios, devem ser avaliados os parâmetros pH, temperatura, DBO, DQO, sólidos sedimentáveis, sólidos em suspensão totais e óleos e graxas. Já para os equipamentos aeróbios e mistos, a norma recomenda a análise dos mesmos parâmetros, com a inclusão adicional de nitrogênio amoniacal, fósforo total e oxigênio dissolvido (ABNT, 2024). Essa diferença reflete as particularidades operacionais de cada regime, especialmente no que diz respeito às condições de oxigenação e ao controle de nutrientes, garantindo o monitoramento adequado do efluente.

Águas residuais domésticas contêm uma ampla gama de microrganismos, como bactérias, vírus, protozoários e vermes, que representam riscos à saúde pública. Diante disso, o reaproveitamento de esgoto tratado exige um rigoroso controle para impedir a transmissão de doenças parasitárias, incluindo a vigilância contínua sobre os patógenos presentes e a implementação de processos de tratamento adequados (Magalhães et al., 2009).

Os corpos d'água contaminados frequentemente abrigam uma variedade de microrganismos patogênicos que podem causar diversas doenças. Entre as bactérias mais comuns, estão aquelas responsáveis por infecções como *Shigella* e *Salmonella*, além de outras como *Campylobacter* e *Vibrio*. Algumas espécies, como *Mycobacterium* e *Leptospira*, podem ser transmitidas de forma distinta, inclusive por meio de respiração ou contato com aerossóis contaminados. Além das bactérias, vírus como os da hepatite, rotavírus, entre outros, também se destacam como agentes contaminantes, podendo ser um risco significativo para a saúde humana (Meybeck; Helmer 1989).

O nitrogênio encontrado no esgoto, especialmente nas formas de ureia e amônia, é predominantemente originado de resíduos humanos. Além disso, também pode derivar da pecuária, pois está presente na alimentação de animais como bovinos, caprinos e ovinos. Esse elemento, apesar de ser utilizado como fertilizante na agricultura e na indústria, tem um grande potencial de impacto ambiental. O lançamento de efluentes ricos em nitrogênio no meio ambiente pode resultar em sérios problemas, como a eutrofização de corpos hídricos (Matsumoto, 2023).

Quando o esgoto bruto é lançado em corpos d'água, como rios ou lagos, provoca-se a formação de áreas de degradação. Essas zonas são marcadas por uma concentração elevada de matéria orgânica, o que favorece a proliferação de microrganismos. Esse aumento populacional de organismos resulta em maior demanda por oxigênio, reduzindo, assim, a quantidade de oxigênio dissolvido na água. Com a diminuição do oxigênio, o ambiente aquático sofre mudanças drásticas, prejudicando o ecossistema local e afetando a fauna e flora aquáticas (Matsumoto, 2023). Neste viés, especialmente em áreas rurais, ribeirinhas e insulares, essa contaminação é prejudicial diretamente aos ecossistemas aquáticos, devido a processos de eutrofização e seus derivados, que, como consequência, pode afetar a população local da ilha, que majoritariamente depende da pesca.

2.2 SISTEMAS DESCENTRALIZADOS PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM COMUNIDADES ISOLADAS

Segundo Tonetti et al. (2018) o conceito de "comunidades isoladas" foi introduzido pela Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES), para descrever aglomerados populacionais que não têm acesso às redes públicas de saneamento. Esse afastamento pode ser causado por limitações técnicas, financeiras ou políticas, decorrendo de fatores como distância considerável em relação ao centro urbano, dificuldade de acesso, baixa

concentração populacional, grande dispersão das residências ou irregularidade fundiária. Nesses contextos, as infraestruturas de abastecimento de água e tratamento de esgoto são inexistentes ou insuficientes, o que obriga a busca por alternativas técnicas locais, que podem ser individuais ou compartilhadas.

A adoção de práticas adequadas de saneamento é essencial, não só para a prevenção de doenças transmitidas pela água, mas também para garantir a saúde pública, preservar o meio ambiente e promover uma melhoria na qualidade de vida da comunidade (Jordão; Pessoa, 2011; Tonetti et al., 2018; World Health Organization, 2025).

Para Matsumoto (2023), devido à vasta dimensão geográfica do Brasil, é fundamental construir diversas instalações de tratamento de esgoto para garantir o acesso ao saneamento básico para todos. Contudo, a distância de algumas áreas em relação aos grandes centros urbanos compromete esse acesso. A implementação de sistemas descentralizados de tratamento nesses casos surge como uma alternativa viável. Os sistemas descentralizados são aqueles que realizam a coleta, o tratamento e a disposição ou reutilização do esgoto de forma próxima ao ponto de origem, ao contrário dos sistemas centralizados, que realizam o afastamento do esgoto desde as ligações prediais até uma estação de tratamento esgoto (ETE) e, portanto, dependem de grandes redes de infraestrutura e abrangem áreas mais extensas (Mesquita et al., 2021; Tonetti et al., 2018).

A escolha entre sistemas centralizados ou descentralizados para o tratamento de esgoto em uma determinada área demanda uma análise abrangente de vários elementos, incluindo o tipo de estrutura do sistema, as exigências quanto ao grau de tratamento, as particularidades da população beneficiada, além das despesas relacionadas à implementação, funcionamento e conservação dos sistemas, devendo-se considerar as despesas associadas à necessidade de eventuais consertos ou atualizações do sistema ao longo de sua vida útil (Massoud et al., 2009).

Uma das características mais notáveis dos sistemas descentralizados quando comparados aos sistemas de tratamento de esgoto centralizados é a separação do esgoto doméstico em duas categorias distintas, que geralmente são tratadas de forma independente: as águas residuais provenientes de atividades cotidianas, conhecidas como águas cinzas, e as águas provenientes dos sanitários, frequentemente chamadas de águas escuras (Tundisi; Matsumura-Tundisi, 2020).

Os sistemas individuais, também chamados de unifamiliares, são os projetados para atender uma única residência ou poucas casas próximas entre si. Já os sistemas semicoletivos destinam-se ao tratamento de esgoto de pequenos grupos de edificações, como residências ou

estabelecimentos comerciais e de serviços essenciais, atendendo até 20 indivíduos. Em determinadas situações, a implementação e operação desses sistemas podem ocorrer sem a necessidade de licenciamento ambiental, por conta de sua simplicidade, o que representa uma vantagem em relação aos sistemas convencionais, de maior porte (Tonetti et al., 2018). Entretanto, normas técnicas estabelecem critérios e regras para dimensionamento destes sistemas, cujas diretrizes devem ser seguidas para que haja uma operação ideal do sistema (ABNT, 2024). A definição da tecnologia mais apropriada para o tratamento de esgoto exige uma análise criteriosa das condições locais, recursos acessíveis e as demandas específicas das populações. Para áreas rurais com forte presença de atividades agropecuárias, a fossa séptica biodigestora se apresenta como uma alternativa adequada (Bezerra, 2024).

Para Tonetti et al. (2018) a escolha de tecnologias específicas para o tratamento de esgoto doméstico em comunidades isoladas, varia considerando características específicas do sistema de esgoto e as condições locais. O primeiro ponto avaliado é se há mistura entre o esgoto do vaso sanitário e a água utilizada em outros cômodos, como chuveiro e pia. Caso haja mistura, as opções recomendadas incluem tecnologias para o tratamento de esgoto doméstico, como sistemas alagados construídos, reatores anaeróbicos (RAFA), tanques sépticos, filtros anaeróbicos, vermifiltros e biodigestores. Quando o esgoto de vasos sanitários é tratado separadamente, a decisão é direcionada ao tratamento de águas escuras, ou ao tratamento de fezes e urina, com opções específicas como círculo de bananeiras, fossa verde, fossa séptica, biodigestor, banheiro seco compostável e sistemas de estocagem para uso agrícola. Essa abordagem sistemática ajuda a identificar soluções sustentáveis e eficazes, adaptadas às condições locais e às necessidades específicas da comunidade.

Mesquita et al. (2021), evidencia que a deficiência nos serviços de tratamento de esgoto é mais pronunciada em áreas periféricas e rurais, as quais se distinguem por sua localização afastada dos centros urbanos e por apresentarem uma densidade populacional reduzida. A implementação de tecnologias de saneamento em áreas remotas, zonas rurais e periferias enfrenta diversos obstáculos, como a dispersão geográfica dos pontos de instalação, a resistência dos moradores à adoção das soluções tecnológicas disponíveis e a distribuição das responsabilidades pela gestão do sistema. Além disso, esse processo pode ser condicionado à exigência de licenciamento ambiental para a viabilidade dos sistemas planejados em casos específicos, com sistemas maiores, ou em municípios com legislação ambiental mais restritiva (Tonetti et al., 2018).

Embora os sistemas descentralizados ofereçam diversas vantagens quando comparados aos centralizados, a implementação desses sistemas enfrenta uma série de desafios que precisam ser superados para garantir sua eficácia, viabilidade e segurança, particularmente em comunidades isoladas e nos sistemas de menor porte. O principal obstáculo inicial é a seleção das tecnologias mais apropriadas para o tratamento de esgoto em cada contexto específico, um processo que se caracteriza pela complexidade, pois requer a consideração de múltiplas variáveis de forma concomitante (Tonetti et al., 2018).

Dentre as várias condições ambientais e da área de implantação que devem ser levadas em consideração ao selecionar a tecnologia mais apropriada para o tratamento de esgoto, destacam-se a presença de água nos banheiros, ou seja, a disponibilidade de água encanada, o tipo de esgoto gerado, que pode ser de vasos sanitários, águas cinzas ou esgoto doméstico em geral, e a área disponível para a instalação do sistema, considerando tanto suas dimensões quanto a inclinação do terreno. Além disso, o tipo de solo, como arenoso ou argiloso, distância de poços de abastecimento e a profundidade do lençol freático também são fatores determinantes. A existência de nascentes ou cursos d'água superficiais, bem como as condições climáticas da região, também influenciam diretamente na escolha da tecnologia de tratamento mais adequada (Martinetti, 2015).

Esses fatores físicos e ambientais interferem diretamente na eficiência e segurança do sistema de tratamento adotado. Em solos muito arenosos, por exemplo, há maior risco de infiltração rápida dos efluentes, o que pode comprometer a qualidade da água subterrânea se não houver um tratamento adequado. Já em solos argilosos, a baixa permeabilidade pode dificultar a infiltração, exigindo soluções alternativas para a disposição final dos efluentes. A profundidade do lençol freático é igualmente relevante, pois em locais onde se encontra mais próximo da superfície, deve-se adotar tecnologias que impeçam que o efluente tratado atinja o lençol por infiltração e percolação, ou que ofereçam maior barreira de proteção. Além disso, a presença de nascentes ou corpos d'água superficiais nas proximidades impõe a necessidade de distanciamento e maior cuidado com a escolha e dimensionamento do sistema, de forma a evitar a contaminação hídrica e garantir a proteção ambiental. As condições climáticas da região também influenciam diretamente na escolha da tecnologia de tratamento mais adequada (BRASIL, 2012a; Cauduro et al., 2019; Martinetti, 2015; Mbae Id et al., 2024).

O lençol freático é a camada que indica o ponto de saturação do solo, onde todos os espaços vazios entre as partículas do solo estão preenchidos por água. Sua profundidade varia ao longo do ano, influenciada por fatores como a ocorrência de chuvas e secas, a presença de

vegetação, as áreas de infiltração das águas pluviais e o uso da água subterrânea pela comunidade local. Compreender essa profundidade é essencial para a escolha da técnica de disposição final mais adequada, pois um lençol freático muito superficial reduz a distância entre os efluentes lançados no solo e a água subterrânea (Tonetti et al., 2018).

No Brasil, diversos sistemas descentralizados de tratamento de esgoto têm sido implementados em comunidades isoladas, nas quais a infraestrutura de saneamento convencional é escassa ou inexistente. Conforme descrito na literatura, destacam-se, entre os mais adotados, os seguintes sistemas: Fossa Seca, Banheiro Seco Compostável, Estocagem e Uso da Urina, Sistemas Alagados Construídos (SAC), Círculo de Bananeiras, Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) compacto, Fossa Verde (Bacia de Evapotranspiração - BET), Fossa Séptica Biodigestora, Tanque Séptico, Filtro Anaeróbio, Filtro de Areia, Vermifiltro, Biodigestores, Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC) e Biossistema Integrado (BSI) (Madrid et al., 2019; Martinetti, 2015; Matos et al., 2010; Matsumoto, 2023; Tonetti et al., 2018; Trein et al., 2015). Esses sistemas visam atender à necessidade de tratamento de esgoto em áreas que carecem de soluções tradicionais de saneamento, proporcionando alternativas eficazes e sustentáveis de manejo dos efluentes.

Segundo Tonetti et al. (2018) a contratação de profissionais da própria comunidade é uma prática vantajosa, pois além de promover a geração de emprego e renda, esses trabalhadores locais tendem a oferecer preços mais acessíveis e estão sempre disponíveis para realizar reparos ou ajustes nos sistemas, caso necessário. Em relação aos custos, a operação e a manutenção dos sistemas descentralizados costumam ser relativamente baixos. Contudo, é importante considerar que alguns sistemas exigem a substituição periódica de materiais filtrantes, poda regular de vegetação e descarte do lodo gerado. Em determinados casos, também pode haver custos com energia, especialmente quando o esgoto precisa ser bombeado de áreas de menor altitude para locais mais elevados. Para assegurar a continuidade e a qualidade dos serviços, acordos de colaboração entre os moradores, o município e/ou a empresa responsável pela operação do sistema devem ser cuidadosamente planejados (Tonetti et al., 2018).

Para diversos cenários, iniciativas de desenvolvimento fornecem suporte financeiro para a instalação de sistemas, que posteriormente são administrados pela própria comunidade. No entanto, quando a infraestrutura construída não recebe acompanhamento técnico contínuo, corre-se o risco de uso inadequado ou até de deterioração devido à falta de manutenção regular (Tonetti et al., 2018).

É imprescindível a instalação da caixa de gordura antes de qualquer outro sistema, seja ele unifamiliar ou semicoletivo. Sua função é receber as águas residuais da cozinha, prevenindo o acúmulo de gordura e resíduos sólidos nos encanamentos, o que poderia comprometer o desempenho das unidades de tratamento subsequentes. A frequência com que a caixa de gordura deve ser limpa varia conforme o uso da cozinha domiciliar ou comercial, especialmente se houver o preparo de alimentos que envolvem grandes quantidades de óleos e gorduras. É recomendado que a caixa seja inspecionada a cada seis meses, para avaliar se há necessidade de limpeza ou algum tipo de manutenção. Quando o acúmulo de gordura for excessivo a ponto de obstruir as tubulações e provocar transbordamentos, pode ser necessário substituir a caixa por uma maior ou até mesmo adicionar uma unidade extra. Quanto ao descarte dos resíduos da limpeza, é essencial garantir que sejam eliminados de forma adequada. Isso pode ser feito contratando uma empresa especializada para fazer a limpeza e destinar o material a um local apropriado. Alternativamente, pode-se realizar a limpeza manual e descartar o resíduo no lixo comum, enviando-o para um aterro sanitário, ou, em alguns casos, proceder ao enterro do material no solo, desde que feito de maneira apropriada (ABNT, 2024; Tonetti et al., 2018).

Após as fossas rudimentares, a segunda solução mais empregada no Brasil para tratamento descentralizado é o tanque séptico. Esses sistemas podem ser descritos como reatores anaeróbios, projetados para reter e decompor os sólidos que se depositam no fundo ou flutuam na água (ABNT, 1997; Tonetti et al., 2018). Ainda existem duas alternativas principais para a disposição final do esgoto em comunidades isoladas: disposição no solo e disposição em corpos hídricos.

Quando o esgoto tratado é aplicado ao solo, ele penetra através dos pequenos vazios das camadas mais secas e não saturadas. Durante essa infiltração, o esgoto passa por um tratamento adicional, auxiliado por processos físicos, químicos e biológicos (Tonetti et al., 2018).

Segundo a NBR 13969 da ABNT (1997), para calcular o tamanho adequado do sumidouro ou da vala de infiltração, é imprescindível realizar um teste de percolação do solo. Esse teste permite avaliar com precisão a capacidade do solo de absorver e filtrar o esgoto tratado, assegurando que o sistema de disposição final seja eficiente e adequado às condições locais. Complementando tal abordagem sobre normatização técnica, a NBR 17076 estabelece diretrizes para sistemas de tratamento local de efluentes em áreas não atendidas por redes centralizadas de esgotamento sanitário. Esta norma especifica alternativas técnicas para o tratamento de esgoto com vazão diária de até 12.000 L/dia e carga orgânica total de até 3,80 kgDBO/dia, considerando as particularidades de cada projeto (ABNT, 2024).

Quando se opta pela disposição final do esgoto tratado em corpos d'água, como lagos, rios ou córregos, é crucial que a qualidade do efluente esteja em conformidade com os padrões ambientais estabelecidos nas legislações vigentes, tanto ao nível federal quanto estadual. Isso é necessário para minimizar os impactos ecológicos e evitar a contaminação das fontes de água que abastecem as comunidades (BRASIL, 2005 e Tonetti et al., 2018).

Para Tonetti et al. (2018), embora todos os sistemas de tratamento de esgoto resultem na produção de algum tipo de lodo, em algumas tecnologias essa quantidade é mínima e fica acumulada dentro do próprio sistema. No entanto, alguns modelos de tratamento, produzem uma quantidade considerável de lodo ao longo de seu funcionamento, que deve ser periodicamente removido para garantir a eficácia do sistema. Exemplos dessas tecnologias incluem o Tanque Séptico, o Filtro Anaeróbio, o Reator Anaeróbio de Fluxo Ascendente (RAFA) compacto, o Biossistema Integrado, o Biodigestor, e o Reator Anaeróbio Compartimentado (RAC). Assim, sistemas como os tanques sépticos e filtros anaeróbios, tendem a produzir lodos com grande concentração de água. Como resultado, o lodo gerado apresenta uma consistência aquosa, o que torna difícil distingui-lo do esgoto bruto.

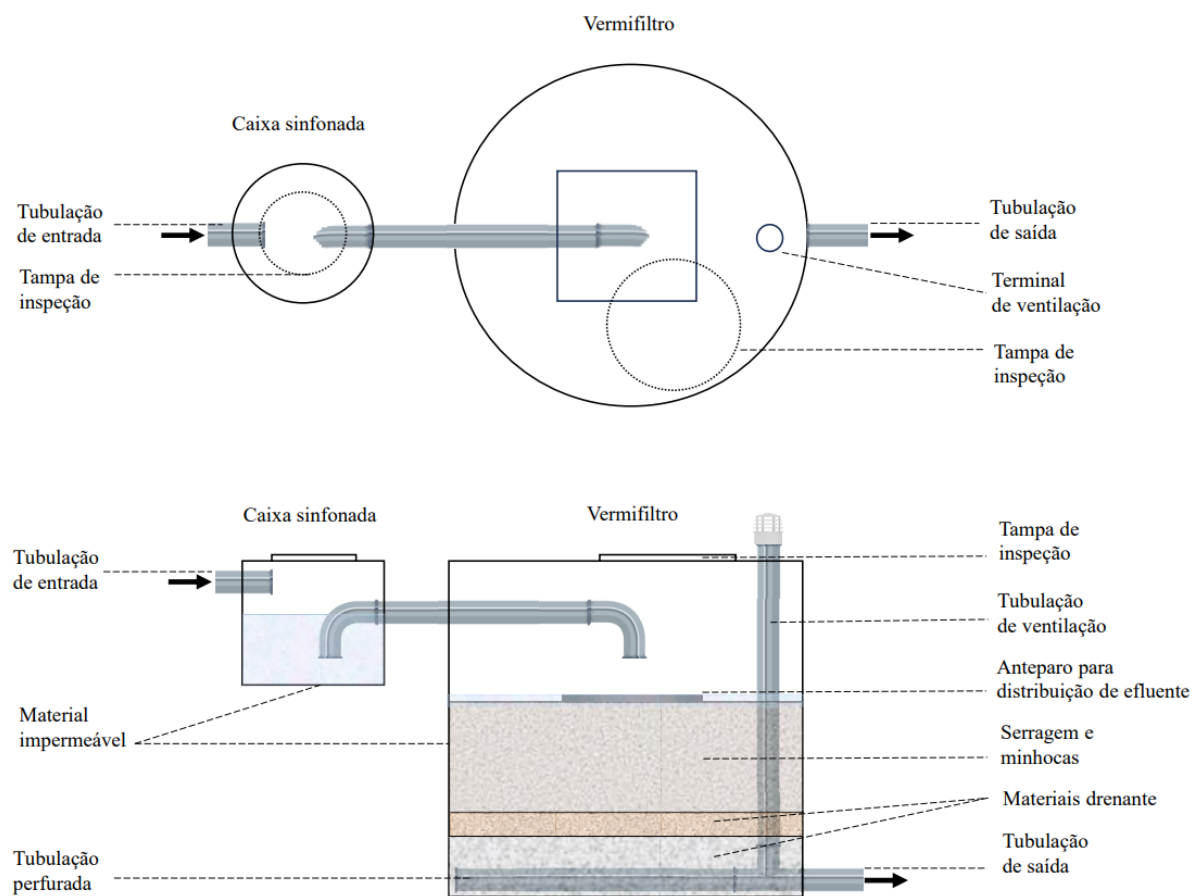
Em regiões com maior disponibilidade de espaço, o tanque de evapotranspiração (TEvap) pode ser utilizado, sendo recomendado para aqueles que não desejam reusar os efluentes tratados. O sistema de zona de raízes, por sua vez, ocupa uma área reduzida e é eficaz em determinadas situações. Para locais com escassez hídrica, o banheiro seco se torna a escolha mais eficiente (Bezerra, 2024). A implementação dessas soluções pode não só melhorar a infraestrutura sanitária em regiões afastadas, mas também contribuir para a melhoria da qualidade de vida, reduzindo problemas relacionados ao saneamento inadequado e estimulando o crescimento social e econômico dessas áreas muitas vezes marginalizadas (Bezerra, 2024).

2.3 VERMIFILTRO

O vermifiltro é uma unidade de tratamento que processa águas residuais de diferentes fontes, como esgoto doméstico, águas de vaso sanitário ou águas cinzas. Ele é estruturado em duas partes: a superior, composta por uma mistura de serragem, húmus e minhocas; e a inferior, formada por materiais filtrantes como brita ou seixos rolados, organizados em camadas com diferentes tamanhos de diâmetros, exemplificado na FIGURA 1. As minhocas auxiliam na decomposição inicial da matéria orgânica, e a etapa final da degradação é realizada por microrganismos presentes nos filtros. Uma das vantagens desse sistema é a produção de

vermicomposto (húmus de minhoca), um fertilizante natural, que pode ser coletado manualmente da camada superior e utilizado como adubo em áreas agrícolas ou jardins. No entanto, a utilização desse material como adubo em atividades agrícolas deve atender às exigências sanitárias e ambientais estabelecidas pela legislação vigente. No Brasil, a Instrução Normativa nº 61/2020 do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) define critérios técnicos para o uso seguro de biofertilizantes, com foco na proteção da saúde pública, dos solos e das culturas (Magalhães et al., 2009; BRASIL, 2020).

FIGURA 1 – ESQUEMA EXEMPLO DE SISTEMA DE VERMIFILTRAÇÃO COM CAIXA SINFONADA



FONTE: Adaptado da ABNT NBR nº 17076 de 2024, (2025).

O esgoto é distribuído na parte superior do vermifiltro de forma intermitente, ou seja, com intervalos entre as aplicações. Ao ser aplicado, o efluente passa primeiro por uma camada superior formada por serragem e minhocas, antes de se filtrar através de camadas de materiais como brita ou seixo rolado, localizadas na parte inferior. Esse processo permite que o esgoto seja tratado progressivamente, utilizando os processos biológicos de decomposição para eliminar os resíduos (Tonetti et al., 2018). A vermifiltração é um sistema de tratamento

alternativo que funciona como filtro biológico aeróbio, com fluxo descendente e intermitente, facilitando a drenagem do efluente tratado. O efluente tratado é então direcionado para a tubulação de saída localizada na parte inferior do sistema (Madrid et al., 2019).

O vermifiltro pode ser concebido com diversos materiais que garantam a impermeabilização do sistema, como anéis de concreto, alvenaria, bombonas plásticas ou caixas d'água. A profundidade interna do sistema geralmente é de aproximadamente 0,8 metro. A estrutura do vermifiltro é projetada para facilitar o tratamento eficiente de águas residuais, criando um ambiente adequado para o processo de degradação biológica (Tonetti et al., 2018).

Após o esgoto passar pelas camadas de filtragem, ele é coletado por uma tubulação posicionada no fundo do vermifiltro, com orifícios pequenos que permitem a drenagem eficiente do efluente tratado. As minhocas, especialmente as espécies *Eisenia andrei* e *Eisenia fetida*, desempenham um papel essencial nesse processo, ao se alimentar de matéria orgânica e promover a aeração natural do sistema. Essa característica já havia sido observada no século XIX por Darwin (1881), que reconheceu a capacidade dos anelídeos de permitir a penetração do ar no solo em seu estudo sobre as minhocas, entre outras características ecológicas desses organismos. Elas também favorecem a formação de uma comunidade de microrganismos que são responsáveis pela degradação da matéria, auxiliando no tratamento adequado do esgoto (Enebe; Erasmus, 2023b; Omokaro, 2024; Tonetti et al., 2018).

Para tratar o esgoto residencial, pode-se utilizar um tanque séptico antes do vermifiltro, o que ajuda a diminuir os efeitos da variação de temperatura e dos produtos de limpeza que podem prejudicar as minhocas. O esgoto deve ser aplicado no vermifiltro de forma intercalada durante o dia. Em sistemas individuais, isso ocorre naturalmente, pois o esgoto é gerado de maneira periódica. No entanto, em sistemas coletivos de menor porte, é crucial implementar um mecanismo para regular a quantidade de esgoto aplicada, como a caixa sifonada, a fim de garantir uma distribuição equilibrada sobre o vermifiltro (Tonetti et al., 2018).

De acordo com Tonetti et al., (2018), o vermifiltro pode ser projetado para receber uma quantidade diária de esgoto por metro quadrado variando entre 400 e 1.000 litros. Além disso, deve possuir uma camada de serragem e minhocas com profundidade mínima de 40 cm, e as camadas filtrantes devem ser compostas por materiais de diferentes granulometrias, somando no total, pelo menos, 40 cm de espessura. A cada seis meses, deve-se retirar o excesso de vermicomposto da camada superior e repor a serragem para manter a altura original e uma quantidade mínima de material estruturante, rico em carbono, visando propiciar uma relação entre carbono e nitrogênio ideal para os microrganismos aeróbios envolvidos no processo. É

importante utilizar Equipamentos de Proteção Individual (EPIs), como luvas, durante esse procedimento. O vermicomposto retirado pode ser colocado em um local com boa exposição solar para secar. Depois de seco, o material pode ser utilizado como fertilizante, mas é desaconselhável usá-lo em hortas.

O vermifiltro oferece a vantagem de não gerar lodo em seu interior, em vez disso, a produção de um composto orgânico abundante em nutrientes, o qual pode ser reaproveitado como adubo (desde que esteja de acordo com a Instrução Normativa nº 61/2020 do MAPA). Isso resulta na redução de custos com o tratamento e descarte dos resíduos sólidos. O efluente tratado também pode ser utilizado para fins não potáveis, como na descarga de sanitários, irrigação de áreas verdes e limpeza de calçadas (Sinha et al., 2008). Outro ponto positivo do sistema é a ausência de odores desagradáveis, pois a aeração proporcionada pelo sistema, intensificada pela atividade das minhocas, evita a proliferação de microrganismos anaeróbios responsáveis pela emissão de gases com odores desagradáveis, como mercaptanas e o sulfeto de hidrogênio (Sinha et al., 2008).

Após o processo de tratamento do esgoto no vermifiltro, é essencial avaliar para onde será direcionado o efluente, considerando sua qualidade e os requisitos estabelecidos pelas normas ambientais. Além disso, é crucial adotar procedimentos apropriados para a disposição do efluente, levando em conta as características e exigências ambientais da área em questão (Tonetti et al., 2018). Destaca-se, ainda, que a capacidade dos vermifiltros em suportar altas taxas de aplicação superficial (TAS) posiciona a vermifiltração como um sistema que requer uma área de leito significativamente menor em relação a outras tecnologias (Madrid et al., 2019).

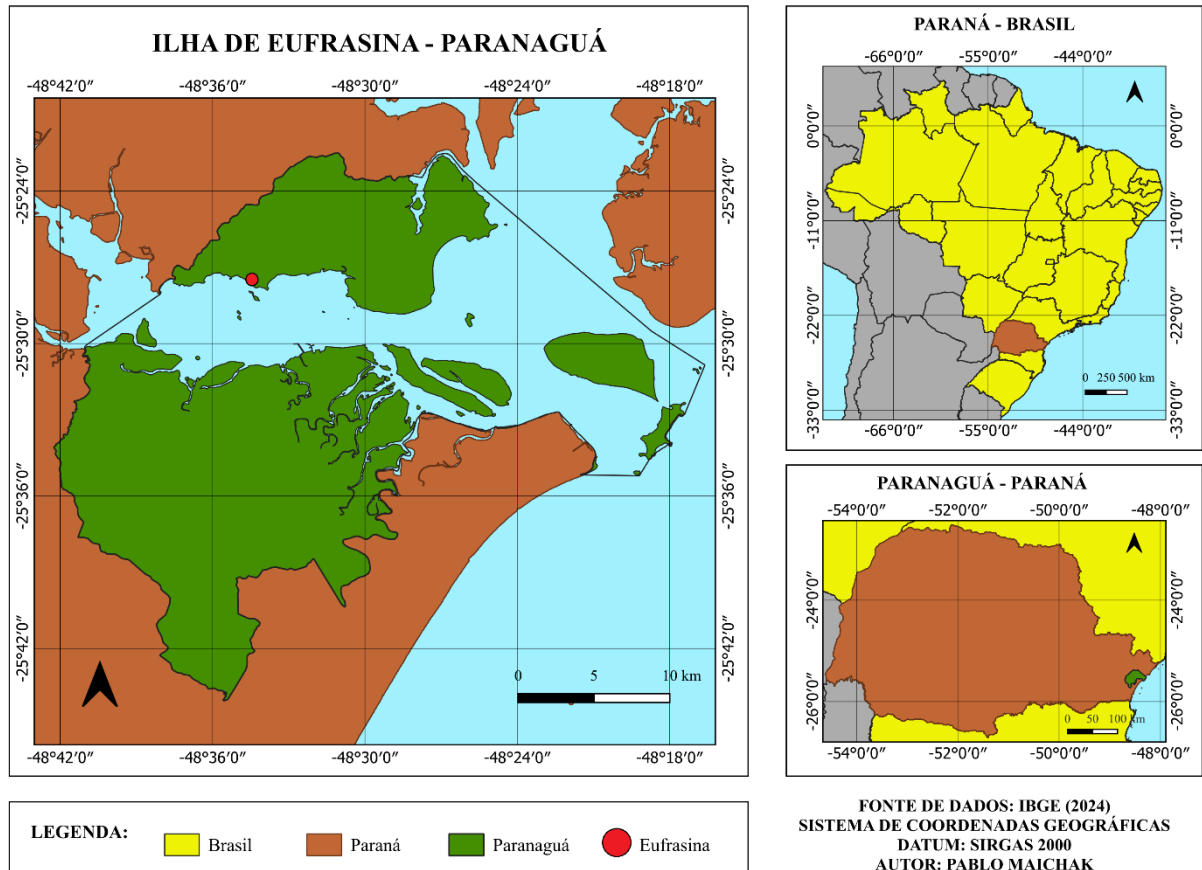
De acordo com Madrid et al., (2019), enquanto a NBR 13969 (ABNT, 1997) estabelece que o tratamento descentralizado de efluentes sanitários deve ser executado em duas etapas, utilizando um tanque séptico seguido de um reator biológico, os vermifiltros demonstram, todavia, a capacidade de alcançar desempenhos equivalentes na remoção de matéria orgânica como DBO e DQO, ao tratar o esgoto bruto de forma direta, sem a necessidade de um reator que o anteceda. Quanto à sua estrutura, ainda não existem diretrizes sobre as especificações de granulometria ou os materiais recomendados para o leito filtrante de um vermifiltro, tanto a nível nacional quanto internacional.

3 METODOLOGIA

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A Ilha de Eufrasina, localizada na Baía de Paranaguá, é uma comunidade tradicional inserida em área de preservação ambiental no litoral do Estado do Paraná. Com coordenadas aproximadas de 25°27'40" de latitude Sul e 48°34'35,3" de longitude Oeste, a ilha caracteriza-se por sua condição de região isolada, acessível predominantemente por transporte marítimo, o que reforça seu perfil de localidade remota. A localização geográfica da ilha está representada na FIGURA 2.

FIGURA 2 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ILHA DE EUFRASINA NO LITORAL PARANAENSE



FONTE: O autor (2025).

A comunidade é composta por aproximadamente 70 famílias que vivem na ilha, desenvolvendo práticas socioculturais fortemente vinculadas ao território, como a pesca artesanal, principal atividade econômica local. Apesar de sua pequena escala, a infraestrutura da comunidade inclui escola, pequenos comércios e pousadas de perfil familiar, voltadas ao

turismo de base comunitária (PORTOS DO PARANÁ, 2021; Universidade Federal do Paraná, 2025). O modo de vida local reflete uma relação direta com o meio ambiente, o que confere à Ilha de Eufrasina não apenas relevância ecológica, mas também valor cultural e social.

O clima predominante na região é classificado como subtropical úmido (Cfa), segundo a tipologia de Köppen. Nesse sistema, a sigla Cfa indica clima temperado com verão quente (C), ausência de estação seca definida (f), e verão com temperaturas médias superiores a 22 °C (a). Essa configuração climática é caracterizada por verões quentes e úmidos, e invernos amenos, com temperaturas médias inferiores a 18 °C (smaABC - Climatologia - Classificação Climática - Paraná).

A residência onde foi implantado o sistema investigado neste estudo está situada em área costeira da ilha, sob influência direta do ambiente marinho, o que amplia a necessidade de controle rigoroso dos efluentes gerados. A instalação do sistema integra as ações do projeto Comunidades Sustentáveis, uma iniciativa de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) coordenada pelo Centro de Estudos do Mar (CEM) da Universidade Federal do Paraná (UFPR), em parceria com a empresa pública Portos do Paraná (Universidade Federal do Paraná, 2025). O projeto visa promover soluções descentralizadas de saneamento básico em comunidades tradicionais, contribuindo para a universalização do acesso ao saneamento e a proteção de áreas sensíveis sob a ótica da sustentabilidade socioambiental.

Atualmente, estima-se que cerca de 70% das moradias habitadas da Ilha de Eufrasina já contam com algum sistema de tratamento de esgoto implantado por meio do projeto. Cada unidade requer, em média, um período de três meses para atingir eficiência operacional adequada. O processo de implantação envolve licenciamento ambiental, execução física do sistema, capacitação adequada dos moradores e monitoramento da eficiência, com base em análises físico-químicas e microbiológicas dos efluentes (Universidade Federal do Paraná, 2025).

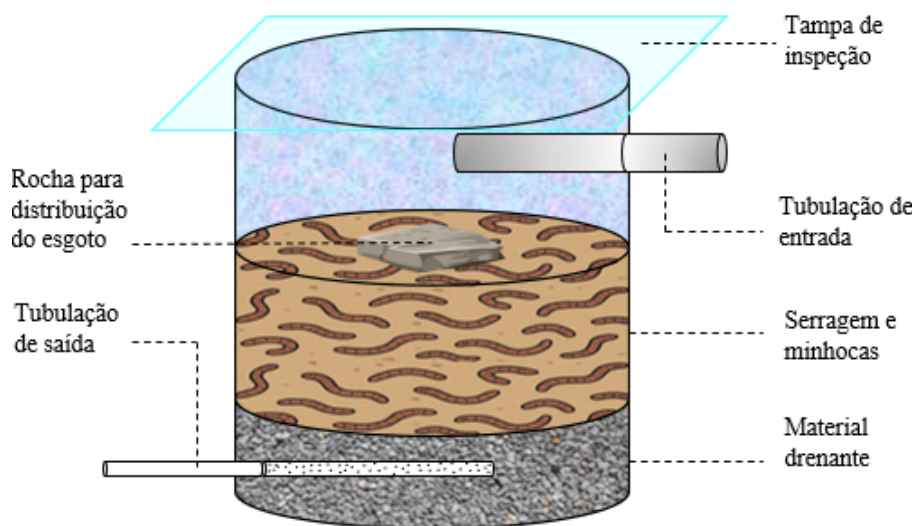
As amostragens foram realizadas diretamente nos pontos de saída do sistema instalado na ilha e transportadas sob condições controladas até o Laboratório de Água e Esgoto (LAE) do CEM/UFPR, localizado na Unidade Pontal do Sul do Campus Pontal do Paraná, onde foram conduzidas as análises de qualidade da água. A infraestrutura laboratorial qualificada e a adoção de protocolos analíticos normatizados asseguram a confiabilidade dos resultados e a comparabilidade dos dados obtidos com os parâmetros de qualidade estabelecidos pela legislação ambiental vigente.

3.2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA DE VERMIFILTRAÇÃO INVESTIGADO

O sistema de tratamento descentralizado de esgoto doméstico estudado foi implantado no mês de maio de 2024, na residência da família do morador Esmeraldo, sendo habitada por três pessoas. A unidade doméstica é atendida por um sistema de saneamento individual composto por um vermifiltro, alimentado por águas escuras e cinzas. A configuração adotada representa uma solução descentralizada, de baixo custo e adaptada às restrições ambientais, geográficas e estruturais da região costeira.

A escolha da tecnologia de vermifiltração (esquematisada na FIGURA 3) foi motivada pela fragilidade ecológica da área, devido à sua proximidade com o mar e pela limitação de espaço físico para instalação de alternativas convencionais. O sistema foi projetado para operar com uma contribuição diária estimada de 100 litros por habitante, totalizando 300 litros por dia. Foi estabelecido um tempo de detenção hidráulica (TDH) de 24 horas, o que levou à definição de uma capacidade volumétrica total de 500 litros, proporcionando margem de segurança para variações na carga hidráulica.

FIGURA 3 – ESQUEMA EXEMPLO DO VERMIFILTRO INVESTIGADO



FONTE: O autor (2025).

Para sua construção, foram utilizados materiais de fácil acesso e custo reduzido, o que favorece sua replicação em outras residências da comunidade. Entre os componentes empregados, destacam-se duas caixas com capacidade de 250 litros cada, tubulações de PVC nos diâmetros de 100 mm e 50 mm, uma conexão em "T" de PVC, dois joelhos de 90°, uma

redução de 100 mm para 40 mm, um terminal de respiração em PVC de 40 mm, uma mangueira de 20 mm e uma saída de mesmo diâmetro.

O vermifiltro esquematizado na FIGURA 3, é composto por camadas de substrato filtrante com brita grossa na base, seguida por pedras locais e uma camada superficial de serragem, dispostas de forma a promover a filtração e aeração do efluente. A parte superior do leito abriga minhocas da espécie *E. fetida*, responsáveis pela digestão da matéria orgânica e a manutenção da porosidade do material. O sistema possui cobertura simples para proteção contra chuva direta, garantindo estabilidade do meio filtrante e conforto térmico aos anelídeos.

Posteriormente, o efluente tratado é disposto em um tanque, designado apenas para armazenamento e dispersão do volume excedente para o meio externo, existindo em sua composição válvula de retenção de esgoto para evitar problemas com refluxos, sendo o lançamento configurado pela gravidade, por meio de uma mangueira de polietileno, direcionada ao costão rochoso da praia adjacente. A extremidade da mangueira se encontra próxima ao nível do mar, e sua efetividade de escoamento está diretamente condicionada à sazonalidade da maré no local.

3.3 PARÂMETROS DA QUALIDADE DA ÁGUA ANÁLISADOS

A investigação do sistema foi realizada por meio da coleta de amostras do efluente na saída do vermifiltro em três campanhas de coleta. Essas amostras passaram por análises laboratoriais destinadas à determinação de diversos parâmetros físico-químicos e biológicos, tais como: variáveis analisadas in situ, sendo pH, temperatura, condutividade elétrica e OD, que refletem as condições imediatas do meio líquido, e em laboratório, turbidez, nitrito, nitrato, amônio, fósforo total (na forma solúvel), *Escherichia coli* e coliformes totais, além de, sólidos totais, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (COT).

Os testes foram conduzidos no LAE da UFPR, com o uso de metodologias padronizadas e consolidadas como procedimentos SMWW (Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater) e NBR, conforme detalhado na TABELA 1 (APHA, 2022). Esses procedimentos visam assegurar a precisão dos resultados e a confiabilidade na avaliação do desempenho do sistema de tratamento de águas residuais. Todo o processo de amostragem foi realizado seguindo estritamente os critérios estabelecidos pela norma NBR 9898, que trata da coleta e preservação de efluentes líquidos e corpos receptores, garantindo conformidade legal

em todos os procedimentos adotados, observada na TABELA 2 (ABNT, 1987). O memorial descritivo de cada uma das análises se encontra no APÊNDICE A deste documento.

TABELA 1 - PROCEDIMENTO DE REFERÊNCIA PARA ANÁLISE DOS PARÂMETROS DE QUALIDADE DA ÁGUA NAS AMOSTRAS COLETADAS

Parâmetro	Método de Referência
Condutividade	SMWW 2510 B
Oxigênio Dissolvido (OD)	SMWW 4500 - O G
pH	SMWW 4500 H ⁺ B
Temperatura	SMWW 2550 B
Turbidez	SMWW 2130 B – Nephelometric Method
Sólidos totais	SMWW 2540 B
DBO _{5,20}	Respirométrico (VELP [®])
DQO	SMWW 5220 B (22 ^a ed)
COT	SMWW 5310 B
N- Amoniacal	SMWW 4500 NH ₃ F (22 ^a ed)
N-Nitrito	SMWW 4500 NO ₂ ⁻ B (22 ^a ed.)
N-Nitrato	NBR 12.620/1992
Fósforo Solúvel (fosfato)	SMWW 4500 P B, D
Coliformes totais e <i>E. coli</i>	Colilert [®]

FONTE: O autor (2025).

TABELA 2 - CONDIÇÕES DE ARMAZENAMENTO E PRESERVAÇÃO DE AMOSTRAS PARA ANÁLISE DOS PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS (P: POLIETILENO; V: VIDRO)

Parâmetro	Frasco	Volume (mL)	Preservação	Prazo
Condutividade	P, V	500	Refrigerar a 4°C	28 dias
Oxigênio Dissolvido (OD)	V	300	2 mL sol. sulfato manganoso e 2 mL sol. álcali iodeto-azida	8 horas
pH	P, V	200	Refrigerar a 4°C	6 horas
Turbidez	P, V	200	Refrigerar e manter ao abrigo da luz	24 horas
DBO _{5,20}	P, V	2000	Refrigerar a 4°C	7 dias
DQO	P, V	100	H ₂ SO ₄ até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias
COT	V	100	H ₂ SO ₄ ou HCl até pH < 2. Refrigerar a 4°C	7 dias
N- Amoniacal	P, V	1000	H ₂ SO ₄ conc. até pH < 2. Refrigerar a 4°C	24 horas
N-Nitrito	P, V	100	Refrigerar a 4°C	74 horas
N-Nitrato	P, V	200	H ₂ SO ₄ até pH = 2. Refrigerar a 4°C	48 horas
Fósforo Solúvel (fosfato)	V	200	H ₂ SO ₄ até pH < 2. Refrigerar a 4°C	24 horas

FONTE: Adaptado da ABNT NBR nº 9898 de 1987.

Os resultados obtidos foram analisados para determinar se estão em conformidade com os critérios estabelecidos pelas Resolução CONAMA 357/2005 e Resolução CONAMA nº 430

de 2011. Estas resoluções, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), definem os parâmetros de qualidade da água para diferentes tipos de corpos hídricos no Brasil e padrões de lançamento de diversos efluentes (BRASIL; 2005, 2011).

3.4 ANÁLISE INVESTIGATIVA E COMPARATIVA

Os resultados obtidos por meio das análises físico-químicas e microbiológicas do efluente tratado pelo sistema de vermifiltração instalado na Ilha de Eufrasina foram submetidos a uma abordagem investigativa e comparativa, com o propósito de avaliar o desempenho do sistema e sua adequação aos parâmetros legais de qualidade ambiental.

Inicialmente, os dados foram confrontados com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA n.º 357/2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento. Também foi considerada, a Resolução CONAMA n.º 430/2011, que dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes.

Além da comparação com os limites normativos, foi conduzida uma análise comparativa com dados experimentais obtidos em outro sistema de vermifiltração doméstico, instalado na Pousada Formiga, situada nas imediações. As análises dessa unidade foram realizadas no mês de dezembro de 2024 e serviram como referência empírica complementar, considerando-se as semelhanças quanto a configuração do sistema, tipo de efluente tratado e condições ambientais da região.

Essa abordagem comparativa permitiu não apenas verificar o atendimento aos padrões legais de qualidade do efluente, mas também avaliar o desempenho relativo entre dois sistemas similares operando sob contextos ambientais e operacionais equivalentes.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos nas três campanhas (realizadas respectivamente nas datas 10/04/25, 30/04/25 e em 22/05/25) de amostragem do efluente tratado pelo sistema de vermifiltração permitiram avaliar seu desempenho na remoção de poluentes e na melhoria da qualidade do esgoto doméstico gerado na residência analisada. Para fins comparativos, os dados das campanhas de coleta do vermifiltro em estudo foram confrontados com uma amostra pontual coletada em 04 de dezembro de 2024, no vermifiltro de referência (COLETA F), instalada na mesma localidade, com as mesmas características de projeto, e em operação a mais de 21 meses. Os dados obtidos foram analisados com base nos critérios definidos pelas Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011. A seguir, a TABELA 3 sintetiza os valores obtidos para os parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados nas campanhas amostrais mencionadas.

TABELA 3 – RESULTADOS DOS PARÂMETROS ANALISADOS NAS CAMPANHAS DE COLETA

VERMIFILTRO – RESULTADOS DAS ANÁLISES LABORATORIAIS				
PARÂMETROS	COLETA 1	COLETA 2	COLETA 3	COLETA F
T (°C)	22,80	24,90	20,60	22,70
pH	8,00	7,40	8,10	8,30
CONDUTUTIVIDADE (mS/cm)	1,16	1,17	0,71	2,25
OXIGÊNIO DISSOLVIDO (OD; mg/L)	8,70	1,60	1,23	-
TURBIDEZ (NTU)	87,60	754,00	515,00	227,00
SÓLIDOS TOTAIS (ST; g/L)	0,312	1,52	3,698	2,008
DQO (mg/L)	697,62	8499,00	716,00	8371,00
DBO (mg/L)	52,40	126,00	355,00	3405,00
COT (mg/L)	50,43	33,10	152,75	101,10
AMÔNIO (mg N-NH ₄ ⁺ /L)	0,607	1,405	2,262	0,64
NITRITO (mg N-NO ₂ ⁻ /L)	0,1851	0,0178	0,1114	0,008
NITRATO (mg N-NO ₃ ⁻ /L)	0,0207	0,0472	0,0361	0,009
FÓSFORO SOL. (mg P-PO ₄ ³⁻ /L)	3,117	12,15	7,470	25,130
COLIFORMES TOTAIS (NMP/100mL)	12,997 x 10 ⁶	24,196 x 10 ⁶	9,804 x 10 ⁶	1,523 x 10 ⁶
<i>E. COLI</i> (NMP/100mL)	7,701 x 10 ⁶	5,748 x 10 ⁶	9,804 x 10 ⁶	0,189 x 10 ⁶

FONTE: O autor (2025).

Os parâmetros selecionados abrangem aspectos fundamentais da caracterização de efluentes, permitindo uma avaliação abrangente da eficiência do sistema. Entre eles, destacam-se variáveis analisadas *in situ*, como pH, temperatura, condutividade elétrica e OD, que refletem as condições imediatas do meio líquido. Também foram determinados em laboratório indicadores associados à carga orgânica (DBO, DQO e COT), presença de nutrientes (fósforo, amônio, nitrato e nitrito), turbidez, sólidos totais e indicadores microbiológicos (*E. coli* e coliformes totais).

4.1 PARÂMETROS ANALISADOS EM CAMPO

4.1.1 Temperatura

Os valores de temperatura registrados nas três campanhas de amostragem, na saída do efluente, foram de 22,80 °C, 24,90 °C e 20,60 °C, respectivamente. Todos os resultados permanecem abaixo do limite máximo de 40 °C estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para lançamento de efluentes em corpos receptores, indicando conformidade com os parâmetros legais (BRASIL, 2011).

As variações observadas foram discretas e compatíveis com as condições ambientais no momento das coletas, refletindo a influência da temperatura externa sobre o sistema, uma vez que o vermifiltro operava em ambiente não climatizado. O valor medido no sistema de referência (22,70 °C) demonstrou semelhança térmica com as médias obtidas no sistema estudado, reforçando a estabilidade térmica do processo.

Segundo Holanda, (2013), a espécie de minhoca *E. fetida* apresenta desempenho metabólico satisfatório em temperaturas variando entre 15 °C e 22 °C, sendo esse intervalo ideal para sua atividade biológica. Embora dois dos valores obtidos tenham ultrapassado ligeiramente esse intervalo adequado, não foram observadas evidências de comprometimento do funcionamento do sistema devido à temperatura, possivelmente em razão da capacidade adaptativa da *E. andrei*, que permanece ativa em uma ampla faixa térmica, suportando temperaturas de 0°C até 35 °C (Dominguez; Edwards, 2011).

4.1.2 pH

Os dados de pH obtidos nas três campanhas de amostragem foram de 8,00; 7,40; e 8,10, respectivamente. A amostra coletada no sistema de referência, apresentou pH de 8,30. Todos

os resultados encontram-se dentro da faixa permitida para lançamento de efluentes, definida pela Resolução CONAMA nº 430/2011, que estabelece limites entre 5,0 e 9,0 (BRASIL, 2011).

A manutenção do pH próximo da neutralidade é essencial para o adequado desenvolvimento da microbiota responsável pelo tratamento. No processo digestivo da minhoca *E. fetida*, ocorre a neutralização da acidez inicial dos resíduos, por meio da secreção de substâncias alcalinas, resultando em húmus de minhoca com pH neutro ou levemente alcalino (Holanda, 2013). O vermicomposto levemente alcalino está mantendo o pH do efluente do reator em uma faixa acima de 7,0. O comportamento do sistema quanto à regulação do pH demonstrou-se compatível com os resultados apresentados por Sinha; Bharambe; Chaudhari, (2008), que observaram variações de pH entre 7,0 e 7,35 em sistemas semelhantes.

4.1.3 Condutividade elétrica

De acordo com Borges; Costa; Gontijo, (2019), a condutividade elétrica está diretamente relacionada à concentração de sais dissolvidos na água, funcionando como um indicador do grau de salinidade. Os valores de condutividade elétrica obtidos para o efluente tratado nas três campanhas de amostragem foram de 1,16 mS/cm, 1,17 mS/cm e 0,71 mS/cm, respectivamente. Na coleta de referência realizada no sistema de referência, registrou-se um valor de 2,25 mS/cm.

Cabe destacar que a Resolução CONAMA nº 430/2011 não estabelece um limite específico para a condutividade elétrica no lançamento de efluentes, embora esse parâmetro seja relevante para a caracterização do efluente, especialmente no que se refere à presença de íons dissolvidos. Entretanto, na presente avaliação não houve uma variação significativa, nem prejudicial ao destino final do efluente tratado, pois o corpo receptor é caracterizado por possuir elevada condutividade elétrica. Além disso, é possível concluir desses dados que a água do mar não está infiltrando no sistema do vermifiltro e afetando o processo de tratamento. Essa condição era uma preocupação quando o sistema foi implantado, devido a proximidade e contato do vermifiltro com a água do mar em marés mais altas.

4.1.4 OD

Os valores de OD apresentaram variação considerável entre as campanhas, com registros de 8,70 mg/L na primeira coleta, 1,60 mg/L na segunda coleta e 1,23 mg/L na terceira coleta. Embora o valor inicial possa sugerir condições altamente aeradas, concentrações

superiores a 8 mg/L são incomuns em efluentes sanitários, inclusive em sistemas que utilizam aeração forçada, o que levanta a hipótese de possível erro analítico de leitura do instrumento de medição. Já os valores registrados nas campanhas seguintes, entre 1,23 e 1,60 mg/L, situam-se próximos do limite mínimo necessário para a ocorrência do processo de nitrificação. Segundo Metcalf & Eddy (2014) esse processo biológico demanda, idealmente, concentrações entre 1,5 e 2,0 mg/L de OD, sendo que valores abaixo de 1,0 mg/L já comprometem as taxas de conversão de amônio em nitrito e nitrato.

Apesar de as minhocas promoverem aeração natural no substrato do vermifiltro, e estimular o estabelecimento de comunidades microbianas, cuja atuação é fundamental nos processos biológicos de decomposição da matéria orgânica (Tonetti et al., 2018), o resultado da primeira coleta para OD, também pode ser supostamente explicado, devido maior taxa de carga de efluente gerada no momento da coleta, pelos moradores da residência presentes na data e horário em questão, promovendo maior aeração do esgoto doméstico.

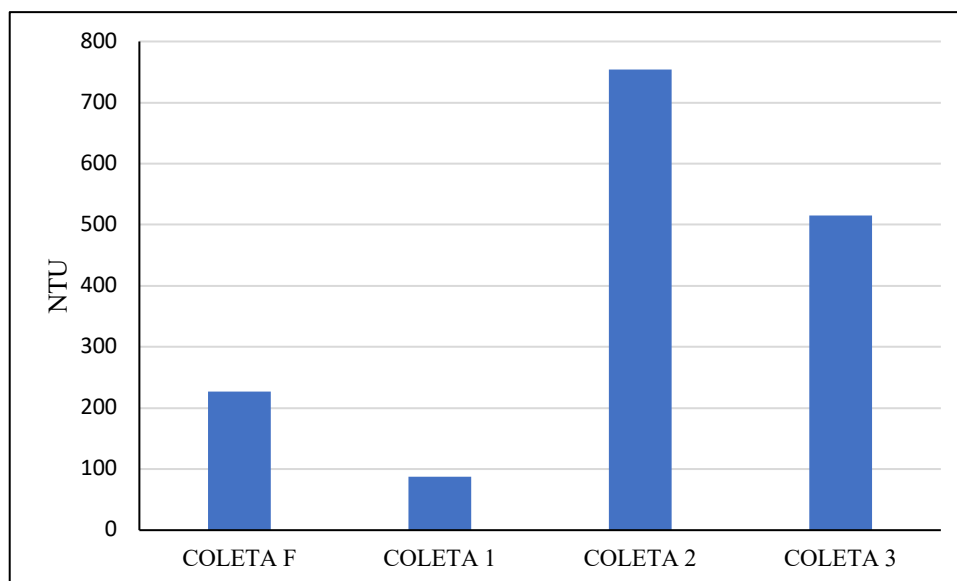
4.2 PARÂMETROS ANALISADOS EM LABORATÓRIO

4.2.1 Turbidez

Segundo Borges; Costa e Gontijo, (2019), a turbidez é um parâmetro indicativo da presença de partículas em suspensão na água. A investigação conduzida no vermifiltro em análise neste estudo revelou variações expressivas entre as diferentes campanhas de amostragem. Na coleta 1, o valor registrado na saída do sistema foi de 87,60 NTU; nas campanhas subsequentes, os resultados foram significativamente mais elevados, com 754,00 NTU na coleta 2, e 515,00 NTU na coleta 3. Para fins comparativos, no sistema de referência, observou-se um valor de 227,00 NTU (GRÁFICO 1).

Tal comportamento na coleta 2 pode estar relacionado a uma interrupção temporária na rotina de alimentação do sistema. Durante o período correspondente à segunda campanha de amostragem, houve a ausência dos moradores da residência atendida, ainda que por poucos dias, o que resultou na redução ou suspensão momentânea da carga hidráulica afluente ao vermifiltro. Tal descontinuidade pode ter favorecido o acúmulo de matéria orgânica e sólidos no interior do meio filtrante, os quais, uma vez submetidos à retomada do fluxo, foram mobilizados e arrastados, elevando substancialmente os níveis de turbidez observados nas amostras subsequentes.

GRÁFICO 1 – DESEMPENHO DA TURBIDEZ NO EFLUENTE DE SAÍDA DO SISTEMA DE VERMIFILTRAÇÃO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO DE REFERÊNCIA (F)



FONTE: O autor (2025).

Além disso, conforme observado por Souza, (2018), vermifiltros contendo minhocas tendem a produzir efluentes com coloração escura e aspecto turvo, fato atribuído à presença de materiais orgânicos em suspensão e à atividade biológica intensificada no interior do leito filtrante.

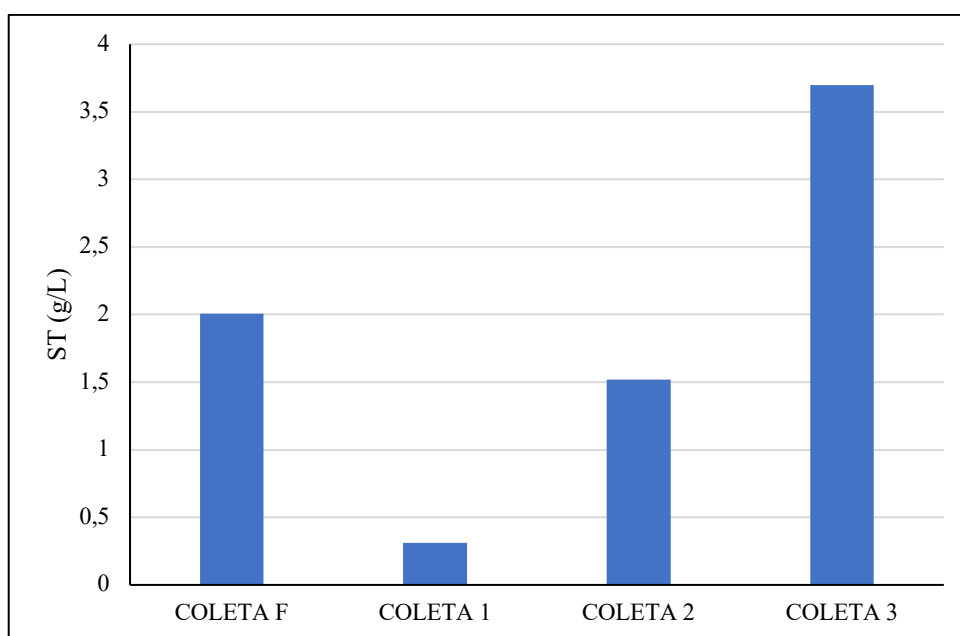
Embora as Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011 estabeleçam critérios técnicos e legais para o lançamento de efluentes e para a preservação da qualidade dos corpos hídricos, não há, nos referidos normativos, a definição de um limite máximo específico para o parâmetro turbidez no efluente final. A Resolução CONAMA nº 357/2005 não menciona valores limites de turbidez para lançamento de efluente, assim como a Resolução CONAMA nº 430/2011, mas determinam que o despejo não comprometa o atendimento às condições de qualidade exigidas para o enquadramento do corpo hídrico onde o efluente será lançado (BRASIL; 2005, 2011).

4.2.2 ST

No que se refere aos ST, os dados obtidos revelaram uma tendência crescente entre as três campanhas de amostragem, refletindo a influência de fatores operacionais e ambientais sobre o desempenho do sistema de tratamento (GRÁFICO 2). Na primeira coleta, o ST no

efluente foi relativamente baixo (0,312 g/L); entretanto, na segunda campanha, observou-se um aumento abrupto da concentração de ST, atingindo valores de 1,520 g/L. Tal elevação pode estar associada à presença de partículas sólidas provenientes das águas cinzas, além do acúmulo de sólidos no interior do leito filtrante do vermifiltro, com o aumento do uso do sistema pelo aporte de carga orgânica do afluente. Na terceira campanha, os valores de ST se estabeleceram ainda mais elevados, atingindo 3,698 g/L na saída do sistema. Para comparação entre sistemas de vermifiltração, o valor obtido na amostragem do sistema de referência (F) foi de 2,008 g/L, se mostrando um valor intermediário entre as amostragens 2 e 3.

GRÁFICO 2 – QUANTIFICAÇÃO DOS SÓLIDOS TOTAIS NO EFLUENTE DA SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA EM OPERAÇÃO (F)



FONTE: O autor (2025).

Uma possível explicação, configura que o acúmulo de sólidos no topo do leito pode ser retido por ação físico-biológica, sendo inicialmente fragmentado pela atividade das minhocas e, posteriormente, processado por microrganismos distribuídos ao longo do biofiltro (Sinha et al., 2008). Além disso, Borges; Costa e Gontijo, (2019) também ressaltam que concentrações elevadas de ST podem estar associadas ao aumento da matéria orgânica no sistema, afetando diretamente a eficiência do tratamento e a qualidade final do efluente. Além disso, o vermifiltro em análise pode ainda está no início da operação e com variabilidade de alimentação, e ainda não atingiu uma estabilidade biológica esperada, quando poderá ser comparável à valores próximos do vermifiltro de referência (F).

Embora a Resolução CONAMA nº 357/2005 e a Resolução CONAMA nº 430/2011 não estabelecem valores máximos de ST para lançamento de efluentes, estas determinam que efluentes lançados por emissários submarinos apresentem remoção mínima de 20% de sólidos suspensos (SS) após o tratamento preliminar, além de ausência de materiais flutuantes e sólidos grosseiros. Ainda que o sistema de vermifiltração não se enquadre diretamente nessas condições específicas de lançamento, a avaliação dos ST permanece fundamental para a caracterização da carga orgânica e inorgânica presente no efluente tratado (BRASIL 2005, 2011).

4.2.3 DQO e DBO

A DQO expressa a quantidade total de matéria orgânica oxidável presente em uma amostra, abrangendo tanto a fração biodegradável quanto compostos orgânicos refratários. Esse parâmetro é amplamente utilizado para estimar o impacto potencial de efluentes sobre os corpos receptores, especialmente em contextos nos quais a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), por si só, não é suficiente para descrever a totalidade da carga poluidora (Von Sperling, 2005). No presente estudo, os valores de DQO do efluente tratado pelo sistema de vermifiltração em estudo apresentaram variações expressivas entre as três campanhas conforme evidenciado no GRÁFICO 3 (barra azul), refletindo oscilações na carga orgânica afluenta e, conseqüentemente, na eficiência do sistema ao longo do tempo.

Na Coleta 1, o valor obtido foi de 697,62 mg/L, enquanto na coleta 2 esse valor aumentou de forma expressiva para 8.499,00 mg/L. Essa elevação pode estar associada à retomada da alimentação do sistema após período de inatividade, uma vez que, segundo informações levantadas *in loco*, os moradores haviam se ausentado da residência nos dias anteriores à coleta. Tal situação pode ter provocado o acúmulo temporário de matéria orgânica e sua liberação concentrada quando o sistema voltou a ser utilizado. Na coleta 3, o valor de DQO retornou a patamares semelhantes aos iniciais, com resultado de 716,00 mg/L.

Em comparação, o sistema de referência (F) apresentou DQO elevada (8.371,00 mg/L), semelhante à registrada na Coleta 2 do sistema em estudo. No entanto, diferentemente deste, os indicadores microbiológicos do sistema da de referência (F) foram significativamente melhores, sugerindo que a atividade biológica mais intensa do leito, favorecida pela ação das minhocas e da microbiota associada (Enebe; Erasmus, 2023b; Omokaro, 2024; Sinha et al., 2008), foi capaz de promover maior remoção de patógenos, mesmo na presença de elevada carga orgânica. No

sistema de vermifiltro em estudo, tal correlação positiva não foi observada, indicando menor resiliência microbiológica frente às oscilações da carga afluente.

Ainda que a Resolução CONAMA nº 430/2011 não estipule limites específicos para DQO em lançamentos de esgoto doméstico, a Resolução CEMA nº 70/2009, que era válida para o estado do Paraná, estabelecia valores de referência para DQO entre 200 mg/L e 350 mg/L, a depender da atividade geradora (PARANÁ, 2009). Ressalte-se que essa resolução foi revogada pelo Decreto nº 9541, de 10 de abril de 2025 (PARANÁ, 2025). Considerando o perfil estritamente doméstico da residência avaliada, tais limites podem ser utilizados como parâmetro comparativo. Dessa forma, todos os valores obtidos ao longo das campanhas ultrapassaram significativamente os limites sugeridos pela regulamentação estadual revogada recentemente, evidenciando que o sistema, embora promissor, ainda apresenta limitações quanto à remoção da carga orgânica oxidável.

A $DBO_{5,20}$ é definida como a quantidade de oxigênio consumida pela atividade biológica para decompor a matéria orgânica carbonácea, presente em uma amostra de água durante um período de cinco dias, sob condições padronizadas de temperatura e aeróbias (Metcalf & Eddy, 2014). Esse parâmetro é amplamente utilizado na avaliação da qualidade de efluentes domésticos e industriais, pois permite quantificar a carga orgânica biodegradável e monitorar a eficiência dos processos biológicos de tratamento de águas residuárias (Jordão; Pessoa, 2011). Além disso, a DBO é fundamental para prever o potencial impacto ambiental do lançamento de efluentes nos corpos d'água receptores, uma vez que níveis elevados indicam maior consumo de oxigênio dissolvido, o que pode representar risco à fauna aquática (Metcalf & Eddy, 2014).

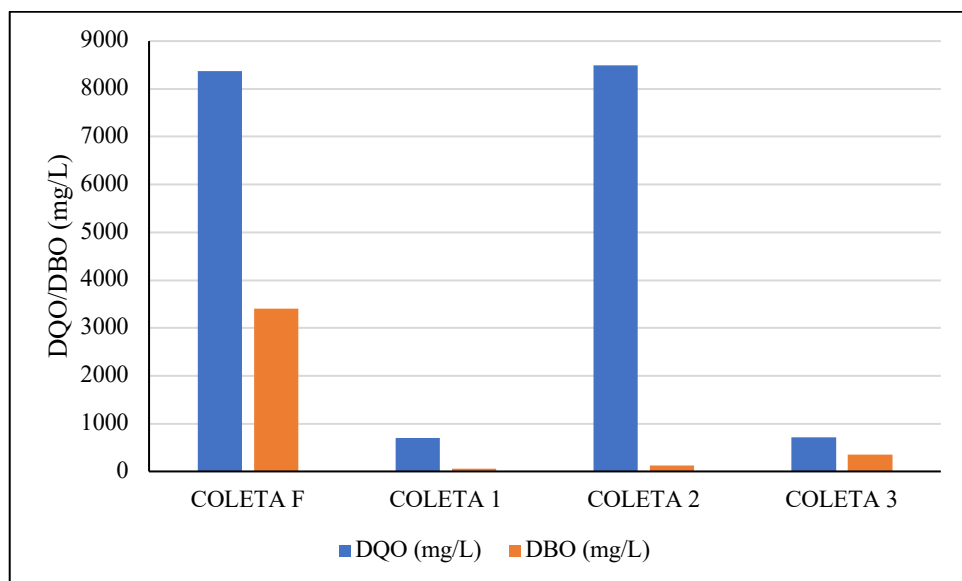
No presente estudo, os valores de DBO observados nas três campanhas foram significativamente distintos (GRÁFICO 3; Barra laranja) e crescentes: 52,40 mg/L na primeira coleta, 126,00 mg/L na segunda coleta e 355,00 mg/L na terceira coleta. O efluente do sistema de referência (F) apresentou valor extremamente elevado de 3.405,00 mg/L. De acordo com a Resolução CONAMA nº 430/2011, o limite máximo admissível para lançamento de esgoto sanitário tratado é de 120 mg/L de DBO, condicionado à comprovação de eficiência mínima de 60% na remoção do parâmetro. Esse limite pode ser alterado mediante estudo específico de autodepuração que justifique a compatibilização com o enquadramento do corpo receptor (BRASIL, 2011).

Assim, observa-se na GRÁFICO 3 (quantificação da DQO e DBO), que apenas a primeira campanha (52,40 mg/L) atendeu plenamente aos requisitos legais, situando-se abaixo

do limite estabelecido e refletindo desempenho satisfatório do sistema de vermifiltração naquele momento. Já a segunda campanha (126,00 mg/L) ultrapassou levemente o valor permitido, embora de forma pontual. O dado referente à terceira campanha (355,00 mg/L) apresentou resultado quase três vezes superior ao limite normativo. O efluente do sistema de referência apresentou o maior valor entre todos os dados coletados. Com isso é possível concluir que o vermifiltro estudado não produz efluente que atenda aos níveis máximos recomendados pelas resoluções.

Outro aspecto relevante é a relação entre DQO e DBO. Valores de DQO muito superiores à DBO (GRÁFICO 3), como verificado especialmente na segunda campanha, indicam uma alta presença de compostos orgânicos de baixa biodegradabilidade, o que compromete o desempenho de sistemas baseados principalmente em processos biológicos (Metcalf & Eddy, 2014), como é o caso dos vermifiltros.

GRÁFICO 3 – NÍVEIS DE DQO E DBO NO EFLUENTE DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) COMPARADOS AO SISTEMA DE VERMIFILTRO DE REFERÊNCIA EM OPERAÇÃO (F)



FONTE: O autor (2025).

Vários fatores podem ter contribuído para o aumento acentuado da DBO observado na terceira campanha e na amostra comparativa, incluindo sobrecarga hidráulica temporária, uso intensificado do sistema, diminuição da atividade microbológica e da fauna de minhocas (*E. fetida*), além do acúmulo excessivo de matéria orgânica não degradada. Alterações nas condições físico-químicas do meio, como variações de pH, temperatura e oxigenação, também

influenciam diretamente a eficiência do metabolismo aeróbio no sistema de vermifiltração (Dominguez; Edwards, 2011; Sinha et al., 2008; Souza, 2018).

A fauna de minhocas, fundamental para o processo de biodegradação, pode sofrer redução de atividade devido a condições adversas, comprometendo a dinâmica microbiana e a degradação da matéria orgânica (Dominguez; Edwards, 2011; Omokaro, 2024). Tais fatores evidenciam a importância do monitoramento contínuo e da manutenção preventiva para assegurar o bom funcionamento do vermifiltro, evitando falhas operacionais e garantindo a sustentabilidade do tratamento biológico (Souza, 2018).

A relação entre DQO e DBO₅ é amplamente utilizada para indicar o grau de biodegradabilidade da matéria orgânica em efluentes. Valores inferiores a 2,5 sugerem predominância de compostos biodegradáveis, sendo o tratamento biológico indicado. Relações entre 2,5 e 4,0 apontam biodegradabilidade moderada e requerem verificação da eficiência do processo. Já valores superiores a 4,0 indicam predominância de substâncias recalcitrantes, recomendando-se o uso de tecnologias físico-químicas ou complementares (Von Sperling, 2014). Essas relações foram calculadas e são apresentadas na TABELA 4. Para o sistema de referência (F) obteve índice de 2,46, e a terceira coleta do vermifiltro do estudo em estudo obteve-se uma relação de 2,02, o melhor índice dentre todas as amostragens, indicando que na última coleta o sistema estudado estava adequado para um tratamento biológico posterior.

4.2.4 COT

O Carbono Orgânico Total (COT) é um parâmetro que expressa a concentração total de carbono presente em compostos orgânicos, tanto dissolvidos quanto particulados, em uma amostra de água ou esgoto (Metcalf & Eddy, 2014). Por englobar toda a matéria orgânica, independentemente de sua biodegradabilidade, o COT oferece uma estimativa abrangente da carga orgânica de um efluente, sendo particularmente útil em situações em que se deseja avaliar a eficiência global de remoção da matéria orgânica, inclusive aquela de natureza refratária (Jordão; Pessôa, 2011).

Diferentemente da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e da Demanda Química de Oxigênio (DQO), que dependem de reações específicas com microrganismos ou agentes oxidantes, o COT é determinado por métodos diretos de combustão ou oxidação catalítica, proporcionando resultados mais rápidos e reprodutíveis (Metcalf & Eddy, 2014; Von Sperling, 2005). Dessa forma, seu monitoramento é amplamente recomendado como complemento aos

demais indicadores, sobretudo em sistemas de tratamento que lidam com variações de carga e tipos diversos de matéria orgânica.

No presente estudo, os valores de COT obtidos nas três campanhas foram: 50,43 mg/L na primeira, 33,10 mg/L na segunda e 152,75 mg/L na terceira. Já o efluente do sistema de referência apresentou valores de 101,10 mg/L de COT. Apesar de a Resolução CONAMA nº 430/2011 não estabelecer limites específicos para COT em efluentes lançados, a Resolução CONAMA nº 357/2005 determina valores máximos aceitáveis de COT para o enquadramento de águas salinas e salobras, variando conforme a classe de uso: 3,00 mg/L para Classe 1; 5,00 mg/L para Classe 2; e 10,00 mg/L para Classe 3 (BRASIL, 2005). Na TABELA 4, observa-se os valores comparativos para as razões entre os parâmetros COT, DBO e DQO.

TABELA 4 – VALORES DAS RAZÕES ENTRE DQO/DBO, DBO/COT E DQO/COT, NO EFLUENTE DE SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA (F)

VALORES DA RAZÃO ENTRE DQO/DBO, DBO/COT E DQO/COT				
RAZÃO	COLETA 1	COLETA 2	COLETA 3	COLETA F
COT (mg/L)	50,43	33,10	152,75	101,10
DQO/DBO	13,31	67,45	2,02	2,46
DBO/COT	1,04	3,81	2,32	33,68
DQO/COT	13,83	256,77	4,69	82,80

FONTE: O autor (2025).

A literatura indica que a relação DBO/COT pode ser utilizada como um indicador da fração biodegradável da carga orgânica, enquanto a relação DQO/COT fornece uma estimativa da quantidade total de compostos oxidáveis presentes no efluente. Quando se observa um valor elevado de COT associado a uma baixa relação DBO/COT, infere-se que a maior parte do carbono orgânico presente nas amostras de efluente é de natureza recalcitrante, ou seja, pouco suscetível à degradação biológica convencional (como observa-se na coleta 1, na TABELA 4) (Aguilar-Torrejón et al., 2023; Metcalf & Eddy, 2014; Wojnárovits et al., 2024).

A relação entre DBO, DQO e COT compõe uma poderosa ferramenta diagnóstica da eficiência do sistema de tratamento. A razão DQO/COT, por exemplo, é reconhecida como indicador da saúde do processo, pois revela alterações na carga orgânica total que não são identificadas isoladamente. Estudos demonstram que o DQO geralmente excede o DBO, refletindo a presença de compostos recalcitrantes, e que a comparação entre esses indicadores oferece diagnóstico mais completo. Em sistemas de vermifiltração, a avaliação de frações de

carga (DQO, DBO e COT) permite entender se houve redução efetiva da matéria orgânica biodegradável, e que ainda restam moléculas refratárias (Gutiérrez et al., 2023).

4.2.5 Nitrogênio amoniacal

Em relação ao nitrogênio amoniacal, os resultados das três campanhas de amostragem indicaram uma tendência de aumento nas concentrações ao longo do tempo, o que sugere aporte crescente de nutrientes proveniente do uso do sistema. Na coleta 1, a concentração registrada na saída do vermifiltro foi de 0,607 mg N-NH₄⁺/L. Na coleta 2, esse valor aumentou para 1,405 mg N-NH₄⁺/L, possivelmente pelo aporte de carga orgânica de uso do sistema, somado à deficiência de processos de nitrificação, especialmente pelos baixos níveis de OD do sistema, não favorecendo os processos de oxidação do íon amônio à nitrito e, posteriormente, à nitrato. Na coleta 3, observou-se um novo acréscimo, com concentração de 2,262 mg N-NH₄⁺/L. Para fins comparativos, no sistema de referência (F) foi observado valores de 0,640 mg N-NH₄⁺/L, níveis de N-NH₄⁺ próximo ao registrado na primeira campanha do sistema investigado, onde os níveis de OD ainda estavam elevados. Possivelmente o aporte de carga orgânica pelo uso do sistema sobrecarregou o processo natural de biodegradação pelas minhocas nas duas últimas coletas.

Apesar da elevação gradual das concentrações, todos os valores permaneceram significativamente abaixo do limite máximo de 20 mg/L estipulado pela Resolução CONAMA nº 430/2011 para o lançamento de efluentes sanitários. Esse resultado indica que, sob o ponto de vista regulatório, o sistema de vermifiltração operou dentro dos padrões aceitáveis de qualidade quanto ao nitrogênio amoniacal. No entanto, as variações observadas reforçam a importância do monitoramento contínuo desse parâmetro, uma vez que ele reflete diretamente a eficiência da oxidação biológica de compostos nitrogenados e a estabilidade dos processos aeróbios no interior do leito filtrante (Metcalf & Eddy, 2014).

4.2.6 Nitrito

O nitrito é um composto intermediário no processo de nitrificação, no qual o nitrogênio amoniacal é convertido, sob condições aeróbias, inicialmente em nitrito e posteriormente em nitrato, por ação sequencial de bactérias nitrificantes autotróficas, principalmente dos gêneros *Nitrosomonas* e *Nitrobacter* (Metcalf & Eddy, 2014). A presença de nitrito no efluente tratado

constitui um importante indicador da eficiência bioquímica das etapas aeróbias no interior do leito filtrante do sistema.

Durante a campanha de monitoramento, os valores observados para a concentração de nitrito na saída do vermifiltro variaram entre as coletas: 0,1851 mg/L na primeira, 0,0178 mg/L na segunda e 0,1114 mg/L na terceira. Já no sistema de referência (F), o valor mensurado foi de 0,008 mg/L. Apesar das oscilações, todos os resultados permaneceram amplamente abaixo do limite máximo de 1,0 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para corpos hídricos de classes 1 e 3, destinados a águas doces, e do limite de 0,2 mg/L para a classe 2, referente a águas salinas e salobras, evidenciando que o sistema apresenta bom desempenho na capacidade de evitar o acúmulo deste composto, descrito como potencialmente tóxico (BRASIL, 2005; Camargo; Alonso, 2006).

A concentração de nitrito na coleta 1 sugere que a etapa inicial da nitrificação, mediada por bactérias do gênero *Nitrosomonas*, ocorre de maneira eficiente, com conversão sequencial de amônio para nitrito, possivelmente facilitada pela presença de oxigênio dissolvido, que se mostrou mais elevado na primeira coleta, além de estar dentro da faixa de pH considerada ideal para o processo de nitrificação, entre 7,5 e 8,0 (Metcalf & Eddy, 2014, p. 629). A expressiva redução no oxigênio dissolvido nas coletas subsequentes (1,60 mg/L e 1,23 mg/L), associada às variações de pH (7,4 e 8,10), sugere que a nitrificação foi temporariamente limitada, o que pode explicar os picos do íon amônio observados nas coletas 2 e 3 (TABELA 5). Outro fator que pode limitar a nitrificação é a alcalinidade. Esse parâmetro não foi mensurado neste estudo, mas pode ser compensado no sistema para favorecer processos de nitrificação. Contudo, os dados indicam que o sistema de vermifiltração operou dentro de uma faixa segura para esse parâmetro, contribuindo para a proteção ambiental do corpo receptor.

4.2.7 Nitrato

O nitrato (NO_3^-) constitui o produto final do processo de nitrificação em sistemas aeróbios, sendo resultante da oxidação do nitrito (NO_2^-) por bactérias nitrificantes autotróficas, notadamente do gênero *Nitrobacter* (Metcalf & Eddy, 2014). A presença desse íon no efluente tratado é frequentemente interpretada como um indicativo de que a conversão do nitrogênio amoniacal está sendo concluída de forma eficaz, desde que prevaleçam condições ambientais favoráveis à atividade microbiana, como pH adequado e disponibilidade de oxigênio dissolvido.

Durante as campanhas de amostragem, as concentrações de nitrato aferidas na saída do sistema de vermifiltração variaram entre 0,0207 mg/L (Coleta 1), 0,0472 mg/L (Coleta 2) e 0,0361 mg/L (Coleta 3), sendo ainda inferior no sistema de referência (0,009 mg/L). Todos os resultados permaneceram amplamente abaixo do limite máximo de 10 mg/L estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para o enquadramento das classes 1 e 3 de águas doces. Embora esse valor não configure um padrão específico para lançamento de efluentes sanitários, sua utilização como parâmetro comparativo permite avaliar o potencial risco ambiental da presença de nitrato no corpo receptor (BRASIL, 2005).

Considerando que o destino final do efluente tratado é um ambiente marinho, com possível enquadramento em classes salinas e salobras, os valores obtidos também se mantêm muito abaixo dos limites estabelecidos tanto para águas salinas quando salobras de classe 1 (0,40 mg/L) e classe 2 (0,70 mg/L), reforçando que o sistema, mesmo diante de oscilações, não representa fonte significativa de nitrato para o ecossistema costeiro (BRASIL, 2005).

É importante destacar que a concentração de OD exerce influência direta sobre o desempenho da nitrificação. Os menores teores de OD observados nas Coletas 2 (1,60 mg/L) e 3 (1,23 mg/L) possivelmente limitaram a conversão completa de amônio em nitrato, conforme observado na TABELA 5, que correlaciona os valores obtidos para amônio, nitrito e nitrato, tal condição que pode ter favorecido a formação de zonas com baixa oxigenação no interior do leito filtrante. Nessas regiões, o estabelecimento de microambientes anóxicos tende a viabilizar processos localizados de desnitrificação, nos quais o nitrato é convertido em nitrogênio gasoso (N_2), contribuindo adicionalmente para a remoção de compostos nitrogenados do sistema (José Peña y Lillo Madrid, 2016).

TABELA 5 – VALORES DOS NUTRIENTES RELACIONADOS AO NITROGÊNIO E OD, NO EFLUENTE DE SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA (F)

VALORES ESTIMADOS DO NITROGÊNIO TOTAL E OD				
PARÂMETROS	COLETA 1	COLETA 2	COLETA 3	COLETA F
OD	8,70	1,60	1,23	-
AMÔNIO (mg N-NH₄⁺/L)	0,607	1,405	2,262	0,640
NITRITO (mg N-NO₂⁻/L)	0,185	0,018	0,111	0,008
NITRATO (mg N-NO₃⁻/L)	0,021	0,047	0,036	0,009
NITROGÊNIO TOTAL (mg N/L) *	0,813	1,470	2,409	0,657

* O parâmetro Nitrogênio Total (mg N/L) corresponde à somatória das formas nitrogenadas analisadas: amônio (N-NH₄⁺), nitrito (N-NO₂⁻) e nitrato (N-NO₃⁻).

FONTE: O autor (2025).

Adicionalmente, é relevante considerar o papel dos nutrientes no metabolismo das bactérias nitrificantes. Segundo Nowak; Svardal e Kroiss, (1996), a *Nitrobacter*, em especial, apresenta capacidade limitada para oxidar nitrito a nitrato na ausência de fosfatos. Este fator pode explicar, ao menos em parte, os menores valores de nitrato observados na Coleta 1, que coincidiu com a menor concentração de fósforo solúvel entre todas as amostragens, sugerindo uma possível correlação entre a disponibilidade de fósforo e a eficiência da nitrificação final.

Visando assegurar a quantificação do Nitrogênio total no efluente dos sistemas avaliados, este parâmetro foi estimado pela soma das formas de N, e seus os valores podem ser observados na TABELA 5. Os valores totais ainda se mostram dentro da faixa aceitável de 20 mg/L de Nitrogênio amoniacal total, observadas na Resolução CONAMA nº 4302/2011.

4.2.8 Fósforo solúvel

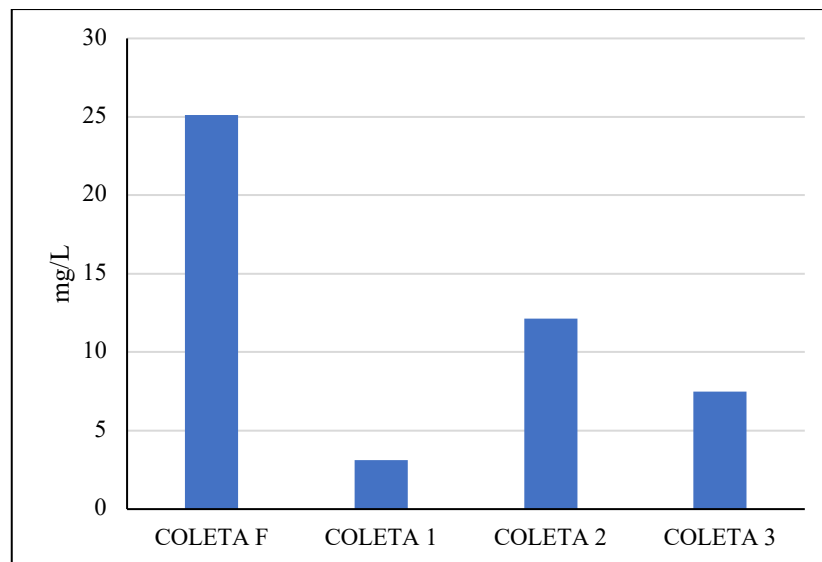
O fósforo, nutriente essencial ao metabolismo biológico, quando presente em excesso nos corpos hídricos, atua como um dos principais agentes promotores da eutrofização, favorecendo a proliferação descontrolada de algas e cianobactérias e comprometendo o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos (Von Sperling, 2005).

Nas três campanhas de amostragem realizadas no sistema de vermifiltração estudado, as concentrações de fósforo solúvel (fosfato) oscilaram de forma expressiva: 3,117 mg P-PO₄³⁻/L na Coleta 1, 12,15 mg P-PO₄³⁻/L na Coleta 2 e 7,470 mg P-PO₄³⁻/L na Coleta 3. Tais valores superam em larga escala os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 para fósforo total, os quais variam, a depender do tipo de corpo hídrico e sua classificação, de 0,020 mg de P/L (águas doces de classe 1, ambientes lênticos) a 0,186 mg de P/L (águas salobras de classe 2, ambientes lóticos). Ainda que a referida norma não estipule limites diretos para o lançamento de efluentes sanitários quanto ao fósforo, a comparação com os padrões de qualidade da água reforça o potencial risco de aporte desse nutriente ao corpo receptor, sobretudo em áreas de baixa renovação hídrica ou ambientalmente sensíveis BRASIL (2005).

Em comparação, o sistema de referência (F) apresentou concentração ainda mais elevada de fósforo solúvel, atingindo 25,130 mg P-PO₄³⁻/L (GRÁFICO 4). Essa discrepância pode estar relacionada à maior atividade biológica do leito do vermifiltro do sistema de referência (F), especialmente em função da atividade das minhocas, que, ao intensificarem sua atividade metabólica, não apenas favorecem a dinâmica da microbiota responsável pela

degradação da matéria orgânica e remoção microbiológica, como também promovem a liberação de nutrientes, dentre os quais o fósforo. A literatura aponta que as minhocas, ao processarem a matéria orgânica e estimularem a proliferação de microrganismos benéficos, tendem a aumentar a disponibilidade de nutrientes, como o fósforo no meio, seja por excreção direta ou pela mineralização microbiana facilitada em suas galerias e fezes (Le Bayon; Binet, 2006; Enebe; Erasmus, 2023a; Holanda, 2013; Omokaro, 2024). Assim, embora a concentração de fósforo tenha sido mais elevada nesse sistema, tal fato talvez possa ser interpretado como um indicativo indireto da intensa atividade biológica do leito, responsável por seu melhor desempenho nos parâmetros microbiológicos.

GRÁFICO 4 – VALORES OBTIDOS PARA O FÓSFORO SOLÚVEL, NO EFLUENTE DA SAÍDA DO VERMIFILTRO (1, 2 E 3) E COMPARAÇÃO COM O VERMIFILTRO REFERÊNCIA (F)



FONTE: O autor (2025).

A persistência de teores elevados de fosforo solúvel, mesmo após a etapa de vermifiltração, indica que, embora o sistema se mostre eficiente na remoção de matéria orgânica, não dispõe de mecanismos eficazes para a retenção ou eliminação do fósforo solúvel. Além disso, a composição das águas cinzas tratadas, frequentemente enriquecidas com detergentes e produtos de higiene contendo fosfatos (Potivichayanon et al., 2021), pode ter contribuído para os altos valores observados, especialmente na Coleta 2, na qual também foi registrada elevação expressiva no resultado da DQO.

Cabe mencionar que, diferentemente do nitrogênio, o fósforo não possui rotas relevantes de eliminação via gaseificação ou transformação biológica irreversível. Sua remoção depende

majoritariamente de mecanismos físico-químicos, como a precipitação com ferro, alumínio ou cálcio, ou a adsorção em materiais específicos, como zeólitas, argilas modificadas e “biochar”, além da assimilação microbiana temporária em processos anaeróbicos. A literatura também aponta que a atividade de organismos do leito, como as minhocas, pode influenciar tanto na retenção quanto na liberação de fósforo, a depender de seu estado metabólico e da composição da microbiota associada (Metcalf & Eddy, 2014; Sinha et al., 2008).

4.2.9 Coliforme totais e *E. coli*

A avaliação microbiológica dos efluentes é fundamental para verificar a segurança sanitária e a eficácia dos processos de tratamento de esgoto. Dentre os principais indicadores utilizados, destacam-se os coliformes totais e *E. coli*, microrganismos associados à contaminação fecal e à possível presença de agentes patogênicos (Von Sperling, 2005). A *E. coli*, por ser de origem exclusivamente fecal e estar presente em altas concentrações nas excretas humanas, é considerada o marcador mais confiável de poluição fecal recente (BRASIL, 2005).

De acordo com a Resolução CONAMA nº 357/2005, os limites máximos para coliformes termotolerantes (*E. coli*) variam conforme a classe e o tipo de corpo hídrico. Nas águas doces, o limite para classe 1 é de 200 NMP de coliformes termotolerantes por 100 mL em ao menos 80% das amostras, com possibilidade de substituição por *E. coli*. Nas classes 2 e 3, os limites aumentam para 1.000 e entre 2.500 a 4.000 NMP de coliformes/100 mL, respectivamente, dependendo do uso específico. Nas águas salobras, a classe 1 estipula limite de 200 NMP de coliformes termotolerantes por 100 mL para irrigação de hortaliças consumidas cruas e áreas de contato direto, e até 1.000 NMP de coliformes/100 mL para demais usos. As classes 2 e 3 estabelecem limites de 2.500 e 4.000 NMP de coliformes/100 mL, respectivamente.

Para águas salinas (marinhas), a classe 1 fixa o limite máximo em 1.000 NMP de coliformes termotolerantes por 100 mL para uso recreativo de contato primário, além de critérios rigorosos para cultivo de moluscos bivalves, com média geométrica máxima de 43 NMP de coliformes por 100 mL e percentil 90% de 88 coliformes, monitorados anualmente. As classes 2 e 3 estabelecem limites máximos de 2.500 e 4.000 NMP de coliformes termotolerantes por 100 mL, respectivamente, com possibilidade de substituição pela análise de *E. coli*, conforme autorizado pelo órgão ambiental competente (BRASIL, 2005).

Já a Resolução CONAMA nº 430/2011 exige, de forma complementar, que o lançamento de esgoto sanitário seja precedido de tratamento adequado, sem especificar limites numéricos para *E. coli*, delegando essa responsabilidade ao órgão ambiental competente (BRASIL, 2011).

Os resultados analisados demonstraram elevada carga microbiológica: para coliformes totais, os valores nas três campanhas de coletas foram $12,997 \times 10^6$, $24,196 \times 10^6$ e $9,804 \times 10^6$ NMP/100 mL, respectivamente para as coletas 1, 2 e 3. O efluente do sistema de referência apresentou $1,523 \times 10^6$ NMP/100 mL. Para *E. coli*, os valores foram $7,701 \times 10^6$, $5,748 \times 10^6$ e $9,804 \times 10^6$ NMP/100 mL, respectivamente para as coletas 1, 2 e 3. O efluente do sistema de referência apresentou valor significativamente menor, de $0,189 \times 10^6$ NMP/100 mL. Esses resultados indicam elevada contaminação microbiológica nos efluentes avaliados, ultrapassando largamente os limites estabelecidos pela legislação para todos os tipos de corpos hídricos.

Observa-se que a terceira campanha apresentou redução importante na concentração de coliformes totais quando comparada com as coletas anteriores, embora ainda distante dos padrões aceitáveis. A comparação com o sistema de referência reforça a necessidade de melhorias, já que mesmo este sistema, com menores concentrações de *E. coli* que as demais amostras, excede o limite de 1.000 NMP/100 mL recomendado para águas doces de classe 2.

Diante da dificuldade de identificar diretamente os diversos microrganismos patogênicos em amostras ambientais, adota-se com frequência o uso de indicadores microbiológicos como forma indireta de monitoramento da contaminação fecal. Nesse contexto, os coliformes totais e a *E. coli* são amplamente empregados, pois sua presença pode indicar a possível existência de resíduos de origem fecal e, conseqüentemente, de outros agentes infecciosos. Embora os coliformes totais não representem uma medida direta da presença de patógenos, esses indicadores sinalizam o risco sanitário associado à poluição por esgoto doméstico. *E. coli*, por ser um patógeno de origem exclusivamente fecal e facilidade de detecção laboratorial, é considerada um marcador confiável nesse tipo de avaliação (Jordão; Pessôa, 2011).

Segundo Jordão e Pessôa (2011), a concentração típica de coliformes totais no esgoto bruto situa-se na faixa de 10^6 a 10^{10} NMP/100 mL, refletindo a elevada carga microbiológica desses efluentes. No caso da *E. coli*, cuja presença é exclusiva do trato intestinal de animais homeotérmicos, os autores apontam que o esgoto bruto pode conter aproximadamente 10^9 *E. coli* por grama de fezes, configurando-se, portanto, como um indicador altamente específico de

contaminação fecal. Considerando esses valores como base, observa-se que tanto os efluentes tratados pelo sistema de vermifiltração, como o sistema de referência (F) apresentaram valores de coliformes totais da ordem de 10^6 NMP/100 mL. Em relação à *E. coli*, os valores observados para o vermifiltro estudado foram na ordem 10^6 NMP/100 mL, contra 10^5 NMP/100 mL para o sistema de referência, o que já é 1 log de redução quando comparado ao sistema estudado.

Apesar de ainda elevados frente aos limites da Resolução CONAMA nº 357/2005, os dados obtidos mostram-se compatíveis com as características esperadas do esgoto bruto, conforme descrito por Jordão e Pessoa (2011), o que sugere que houve redução microbiológica significativa. Essa constatação reforça a hipótese de que o sistema de vermifiltração promoveu algum grau de tratamento dos efluentes analisados.

Embora as concentrações obtidas permaneçam acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005, a comparação com os valores típicos do esgoto bruto, que podem alcançar até 10^{10} NMP/100 mL de coliformes totais e 10^9 NMP/100mL de *E. coli* por grama de fezes (Jordão; Pessoa, 2011), permite inferir que houve redução da carga microbiológica, principalmente para *E. coli*. Ainda que não tenha sido possível estimar a eficiência percentual do sistema, os dados sugerem a ocorrência de tratamento com redução de pelo menos uma ou duas ordens de grandeza, o que é compatível com remoções de 90% a 99%, conforme apontado na literatura.

4.3 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os parâmetros mais relevantes que precisam ser removidos em esgotos de origem predominantemente doméstica, devido à sua importância no contexto ambiental e sanitário, incluem os sólidos, os indicadores de matéria orgânica, o nitrogênio, o fósforo e os indicadores de contaminação fecal (Von Sperling; 2005, 2014). É importante destacar que o sistema estudado foi executado para operar em condições de campo, sem controle automatizado de temperatura ou aeração forçada, o que confere maior sensibilidade a flutuações de carga e clima, podendo interferir na estabilidade das reações biológicas. No que se refere aos parâmetros analisados *in situ*, observou-se que a temperatura da água tratada variou entre 20,60 °C e 24,90 °C, mantendo-se dentro de uma faixa adequada para a atividade biológica no leito filtrante e abaixo do limite máximo de 40 °C estabelecido pela Resolução CONAMA nº 430/2011. O pH das amostras, por sua vez, oscilou entre 7,40 e 8,10, estando em conformidade com o intervalo permitido para lançamento de efluentes entre 5,0 e 9,0. A condutividade elétrica, ainda que não possua valor de referência legal para efluentes domésticos, apresentou

variações discretas entre as coletas (0,71 a 1,17 mS/cm), permanecendo abaixo do valor obtido na amostra de comparação do sistema de referência (2,25 mS/cm). Em contrapartida, o parâmetro oxigênio dissolvido (OD) apresentou comportamento decrescente ao longo das campanhas, com valores entre 8,70 mg/L e 1,23 mg/L. Este declínio pode estar associado ao acúmulo de matéria orgânica no leito ou à redução da taxa de aplicação intermitente do efluente.

A turbidez e a concentração de sólidos totais apresentaram aumentos significativos nas campanhas posteriores à primeira coleta, refletindo variações relevantes no desempenho do sistema ao longo do tempo. De acordo com Souza (2018), vermifiltros contendo minhocas tendem a produzir efluentes escuros e de aspecto turvo, fato atribuído à presença de materiais orgânicos em suspensão e à intensificação dos processos biológicos no interior do leito filtrante. No caso dos sólidos totais, os valores passaram de 0,312 g/L para 3,698 g/L entre a primeira e a terceira campanha, o que sugere um carregamento adicional de resíduos oriundos da degradação de matéria orgânica e da ausência de manutenção do meio filtrante. A turbidez elevada observada neste estudo, em conjunto com as altas concentrações de sólidos totais, pode ser atribuída à presença de resíduos acumulados e à ausência temporária de uso contínuo do sistema, resultando em uma lavagem abrupta do leito filtrante com a retomada do fluxo hidráulico.

Os resultados dos parâmetros orgânicos revelaram informações relevantes para a compreensão da eficiência do sistema. A DQO variou amplamente, com valores de até 8499 mg/L, indicando uma carga elevada de matéria orgânica, especialmente na segunda campanha. A DBO apresentou aumento progressivo ao longo das coletas, alcançando 355 mg/L na terceira coleta, enquanto o valor do vermifiltro de referência foi de 3405 mg/L. Esses valores evidenciam que, embora elevado, o sistema investigado apresentou desempenho consideravelmente superior para remoção de MO quando comparado ao sistema de referência, mas ainda não atingiu níveis recomendados pelas resoluções para lançamento de efluentes (máx. de 120 mg/L). A análise integrada da relação DBO/COT indicou um pico de eficácia na terceira campanha (2,02), demonstrando maior biodegradabilidade da matéria orgânica presente naquele período. Esses resultados evidenciam o potencial do sistema para promover a estabilização do esgoto bruto, embora demandem ajustes operacionais para estabilizar os ciclos de carga e repouso do vermifiltro.

Quanto aos nutrientes nitrogenados, os dados indicaram baixos níveis de nitrito e nitrato em todas as campanhas, enquanto o amônio apresentou tendência crescente, com pico de 2,262 mg/L na amostragem comparativa. Esses valores, ainda que estejam dentro dos limites

estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 430/2011 (20 mg/L para N-amoniaco), apontam para uma eficiência limitada do processo de nitrificação. A baixa conversão de amônio para nitrato está possivelmente relacionada à redução dos níveis de OD e à curta profundidade do leito de filtração.

Os teores de fósforo solúvel, por sua vez, mantiveram-se elevados em todas as campanhas, com pico de 12,15 mg/L na segunda coleta. Diferentemente do nitrogênio, o fósforo não é removido de forma eficaz por processos biológicos no interior do vermifiltro, o que explica sua persistência no efluente tratado. A intensa atividade biológica promovida pelas minhocas pode intensificar a mineralização da matéria orgânica, favorecendo a liberação de fósforo solúvel no meio filtrante. Soma-se a isso a contribuição das águas cinzas domésticas, especialmente aquelas provenientes de pias e lavanderias, que frequentemente transportam fosfatos presentes em detergentes e produtos de limpeza, constituindo fonte adicional desse nutriente (Metcalf & Eddy, 2014; Potivichayanon et al., 2021; Sinha et al., 2008). Tais fatores justificam os valores observados e indicam a necessidade de adequações complementares ao sistema, caso se pretenda reduzir significativamente a carga de fósforo no efluente final.

A análise microbiológica demonstrou elevada concentração de *E. coli* e coliformes totais com resultados acima de 10^6 NMP/100 mL em todas as campanhas, ultrapassando significativamente os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005. Tais resultados evidenciam que o sistema de vermifiltração estudado, além de não apresentar potencial satisfatório para remoção de carga orgânica (DBO), não foi eficaz na remoção de parâmetros microrganismos patogênicos, sendo recomendada a implementação de etapa adicional de tratamento para garantir o aprimoramento do efluente tratado.

4.3.1 Recomendações

Em função das limitações observadas no sistema de vermifiltração estudado, e considerando a restrição de espaço e a proximidade com o ambiente marinho, entende-se que o sistema precisa de melhorias para aprimorar o seu desempenho de operação. Baseado na literatura especializada, propõe-se que etapas complementares ao tratamento atual devem ser implementadas. Um sistema preliminar ao vermifiltro pode ser implementado para auxiliar na digestão de parte da carga orgânica do efluente, como um biodigestor em escala reduzida. Pode ser implantado ainda um sistema de polimento após o vermifiltro, reaproveitando o tanque de armazenamento e dispersão do efluente do vermifiltro. Este dispositivo pode ser convertido em

um filtro de areia de dupla camada (camada grossa de cascalho e camada fina de areia) com fluxo ascendente, o qual promoverá retenção de sólidos em suspensão e poderá melhorar a qualidade do efluente final.

Para controle específico do fósforo solúvel, recomenda-se incorporar ao leito filtrante do vermifiltro ou filtro de areia, um aditivo adsorvente, tal como zeólita ou biochar, ampliando a retenção do nutriente por adsorção físico-química e diminuindo sua concentração no efluente final (Onyango et al., 2007; Perez-Mercado et al., 2018; Yao et al., 2011).

A manutenção programada do leito original de vermifiltro deve incluir, a cada seis meses, a retirada de excesso de vermicomposto e serragem enriquecidos de minhocas, a fim de preservar a porosidade e o desempenho hidráulico do sistema (Tonetti et al., 2018). Esta prática evita o acúmulo excessivo de sólidos totais e previne a lavagem abrupta do leito quando o fluxo se retoma após longos períodos de inatividade, além da possibilidade de uso do vermicomposto como fertilizante.

Outra medida inovadora e sustentável, que pode ser explorada pela particularidade do sistema, é a incorporação de uma caixa filtradora compacta contendo ostras, inspirada em experiências internacionais como o *Billion Oyster Project*, desenvolvido na cidade de Nova York. Esse projeto comunitário tem como objetivo restaurar recifes de ostras em toda a orla da cidade de Nova York e arredores, promovendo benefícios ambientais significativos, como a melhoria da qualidade da água por meio da filtração natural de poluentes, a redução da turbidez, o aumento da biodiversidade marinha e a recuperação de ecossistemas costeiros degradados (“Billion Oyster Project”, 2025). Tais resultados previamente alcançados evidenciam o potencial desses organismos como agentes biológicos de purificação da água, servindo de inspiração para soluções descentralizadas de saneamento em regiões costeiras.

No âmbito do sistema investigado, a adoção de uma caixa filtradora com ostras poderia ser testada em diferentes posições do arranjo, atuando como etapa preliminar de pré-tratamento ou como fase de polimento após a vermifiltração, com o objetivo de avaliar seu potencial como etapa complementar de tratamento. Dessa forma, a proposta se configura como uma sugestão para estudos futuros, voltada à ampliação do conhecimento técnico sobre a integração de organismos filtradores em sistemas descentralizados de tratamento de esgoto doméstico.

Por fim, recomenda-se a continuidade do monitoramento por meio de campanhas trimestrais, permitindo assim, avaliar a eficácia do filtro de areia modificado e do material adsorvente ao longo do tempo, garantindo decisões técnicas embasadas para ajustes operacionais em função das condições locais e da sazonalidade da maré.

5. CONCLUSÃO

Considerando que a Zona Costeira brasileira é reconhecida como patrimônio nacional, conforme o Art. 11-A da Lei nº 12.727/2012, e que sua ocupação deve ocorrer de forma ecologicamente sustentável (BRASIL, 2012b), destaca-se que a adoção de soluções apropriadas para o tratamento de esgoto em áreas litorâneas, particularmente em regiões insulares e de difícil acesso, representa uma medida estratégica para a conservação dos recursos hídricos e para a promoção do desenvolvimento sustentável. A implementação de tecnologias compatíveis com a fragilidade ecológica dessas regiões torna-se, portanto, uma ação prioritária frente aos desafios sanitários e ambientais que ainda persistem em muitos territórios costeiros brasileiros.

O estudo conduzido a partir de três campanhas de amostragem e da comparação com uma unidade de referência, permite observar um desempenho técnico variável do sistema implantado, com resultados satisfatórios em alguns parâmetros, mas também com limitações que indicam a necessidade de complementação tecnológica. A abordagem adotada fundamentada em normas técnicas e legais, com destaque para as Resoluções CONAMA nº 357/2005 e nº 430/2011, proporcionam um diagnóstico detalhado da capacidade do sistema em atender aos padrões exigidos para lançamento de efluentes em corpos hídricos e à manter os padrões de qualidade para águas doces e salobras.

Embora o vermifiltro apresente simplicidade construtiva, operação acessível para a destinação de efluentes sanitários domésticos e potencial de valorização do subproduto gerado, as análises da qualidade do efluente gerado evidenciaram que sua aplicação isolada não assegura, de forma contínua, o cumprimento integral dos critérios de qualidade ambiental, especialmente no que se refere à carga orgânica (DBO) e aos microrganismos patogênicos do efluente tratado.

A vinculação dos resultados aos objetivos do trabalho confirma a relevância da proposta como alternativa inicial de tratamento, ao mesmo tempo em que reforça a importância da inserção desse tipo de sistema em arranjos modulares mais completos. Para além da aplicação isolada, sistemas de vermifiltração devem ser integrados a outras soluções descentralizadas, compondo unidades complementares dentro de um mesmo conjunto de tratamento. A escolha e a combinação dessas tecnologias devem considerar, de forma criteriosa, as características locais de geração de esgoto, bem como a disponibilidade de materiais e a viabilidade de implantação em harmonia com as condições ambientais do território.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

A IMPORTÂNCIA DA MEDIÇÃO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO (DBO) EM ÁGUAS E ÁGUAS RESIDUAIS. Disponível em: <<https://www.velp.com/en-ww/the-importance-of-measuring-the-biochemical-oxygen-demand-bod-in-water-and-wastewater.aspx?srsltid=AfmBOooim4MQT7s6jJPfo1fmnxPR2dyjZ8rwYZyvlXR7zWWasjhUsCuz>>. Acesso em: 13/6/2025.

ABNT. **NBR 9898: Preservação e técnicas de amostragem de afluentes líquidos e corpos receptores**. Rio de Janeiro, 1987.

ABNT. **NBR 13969: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro, 1997.

ABNT. **NBR 17076: Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - Requisitos**. Rio de Janeiro, 2024.

AGUILAR-TORREJÓN, J. A.; BALDERAS-HERNÁNDEZ, P.; ROA-MORALES, G.; et al. Relationship, importance, and development of analytical techniques: COD, BOD, and, TOC in water—An overview through time. **SN Applied Sciences**, v. 5, n. 4, p. 1–13, 2023. Springer Nature. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s42452-023-05318-7>>. Acesso em: 8/6/2025.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 24th ed. ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 2022.

LE BAYON, R. C.; BINET, F. Earthworms change the distribution and availability of phosphorous in organic substrates. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 38, n. 2, p. 235–246, 2006. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/223835619_Earthworm_changes_the_distribution_and_availability_of_phosphorus_in_organic_substrates>. Acesso em: 8/6/2025.

BEZERRA, L. DE O. Sistemas descentralizados de tratamento de esgoto para residências unifamiliares isoladas em áreas rurais: uma revisão bibliográfica. , 2024. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Disponível em: <<https://repositorio.ufrn.br/handle/123456789/59609>>. Acesso em: 29/10/2024.

Billion Oyster Project. Disponível em: <<https://www.billionoysterproject.org/>>. Acesso em: 24/7/2025.

BORGES, T. N.; COSTA, R. M.; GONTIJO, H. M. Caracterização do efluente de uma indústria de laticínios: proposta de tratamento. **Research, Society and Development**, v. 8, n. 1, p. e5081742, 2019. Research, Society and Development. Acesso em: 5/6/2025.

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**. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, ano 142, n. 53, p. 58-63, 2005.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nº 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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, ano 144, n. 5, p. 3-7, 2007.

BRASIL. Decreto nº 7.217, de 21 de junho de 2010. Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1 - Edição Extra, ano 147, n. 117-A, p. 1-7, 2010.

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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, ano 148, n. 92, p. 89-91, 2011.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, ano 149, n. 102, p. 1-8, 2012a.

BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166- 67, de 24 de agosto de 2001 [...]. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, ano 149, n. 202, p. 1-3, 2012b.

BRASIL. INSTRUÇÃO NORMATIVA Nº 61, DE 8 DE JULHO DE 2020. Estabelece as regras sobre definições, exigências, especificações, garantias, tolerâncias, registro, embalagem e rotulagem dos fertilizantes orgânicos e dos biofertilizantes, destinados à agricultura. Brasília, DF: Diário Oficial da União, Seção 1, ano 158, n. 134, p. 5-17, 2020a.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico [...]. Brasília, DF: Diário Oficial da União, seção 1, ano 158, n. 135, p. 1-8, 2020b.

BRASIL. [CONSTITUIÇÃO (1988)]. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Brasília, DF: Presidência da República, [2023].

CAMARGO, J. A.; ALONSO, Á. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. **Environment International**, v. 32, n. 6, p. 831–849, 2006. Pergamon. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0160412006000602>>. Acesso em: 7/6/2025.

CAUDURO, F.; SARTOR, M.; MÜLLER, C. R. Tratamento de efluentes sanitários em áreas alagadiças e/ou com lençol freático superficial – Estudo de caso. **Águas Subterrâneas**, v. 33, n. 3, 2019. ABAS - Brazilian Association of Groundwater. Disponível em: <<https://aguassubterraneas.abas.org/asubterraneas/article/view/29573>>. Acesso em: 9/6/2025.

Colilert - IDEXX Brasil. Disponível em: <<https://www.idexx.com.br/pt-br/water/water-products-services/colilert/>>. Acesso em: 4/6/2025.

DARWIN, C. R. **The formation of vegetable mould, through the action of worms, with observations on their habits.** London: John Murray, Albemarle street, 1881.

DOMINGUEZ, J.; EDWARDS, CLIVE A. Biology and Ecology of Earthworm Species Used for Vermicomposting. In: C. A. Edwards; N. Q. Arancon; R. L. Sherman (Orgs.); **ermiculture Technology: Earthworms, Organic Wastes, and Environmental Management**. p.27–40, 2011. Florida: CRC Press.

ENEBE, M. C.; ERASMUS, M. Mediators of biomass transformation – A focus on the enzyme composition of the vermicomposting process. **Environmental Challenges**, v. 12, p. 100732, 2023a. Elsevier. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2667010023000562>>. Acesso em: 8/6/2025.

ENEBE, M. C.; ERASMUS, M. Vermicomposting technology - A perspective on vermicompost production technologies, limitations and prospects. **Journal of Environmental Management**, v. 345, p. 118585, 2023b. Academic Press. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479723013737>>. Acesso em: 8/6/2025.

GUTIÉRREZ, V.; MONSALVES, N.; GÓMEZ, G.; VIDAL, G. Performance of a Full-Scale Vermifilter for Sewage Treatment in Removing Organic Matter, Nutrients, and Antibiotic-Resistant Bacteria. **Sustainability (Switzerland)**, v. 15, n. 8, p. 6842, 2023. MDPI. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2071-1050/15/8/6842/htm>>. Acesso em: 8/6/2025.

HOLANDA, P. C. **Compostagem e Minhocultura**. 1. ed ed. Fortaleza: Fundação Demócrito Rocha, 2013.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6ª edição ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011.

JOSÉ PEÑA Y LILLO MADRID, F. **Aplicação da vermifiltração no tratamento de esgoto sanitário**, 16. fev. 2016. Limeira, SP: Universidade Estadual de Campinas.

MADRID, F. J. P. Y L.; SCHNEIDER, J.; MARQUES, M. M. DA S.; et al. Vermifiltração: o uso de minhocas como uma nova alternativa para o tratamento de esgoto. **Revista DAE**, v. 67, n. 220, p. 128–140, 2019.

MAGALHÃES, V. C.; PIRES, M. S. G.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R.; KAWAZOE, U. SISTEMA DE PÓS - TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO PELO MÉTODO DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL PARA REMOÇÃO DE PATÓGENOS. **Revista Brasileira de Engenharia de Biossistemas**, v. 3, n. 2, p. 127–132, 2009. Universidade Estadual Paulista - Campus de Tupa. Disponível em: <<https://seer.tupa.unesp.br/index.php/BIOENG/article/view/69>>. Acesso em: 30/10/2024.

MARTINETTI, T. H. **Análise da sustentabilidade de sistemas locais de tratamento de efluentes sanitários para habitações unifamiliares**, 24. abr. 2015. Disponível em: <<https://repositorio.ufscar.br/handle/ufscar/4197>>. Acesso em: 21/11/2024.

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, n. 1, p. 652–659, 2009.

MATOS, A. T. DE; ABRAHÃO, S. S.; MONACO, P. A. V. LO; SARMENTO, A. P.; MATOS, M. P. DE. Capacidade extratora de plantas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias de laticínios. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 12, p. 1311–1317, 2010.

MATSUMOTO, A. C. L. Uso de sistemas descentralizados comparados a sistemas centralizados para tratamento de esgotos. 2023. Universidade Estadual Paulista (Unesp). Disponível em: <<http://hdl.handle.net/11449/239048>>. Acesso em: 30/10/2024.

MBAE ID, M.; HANSEN ID, P.; ID, C. W.; et al. Onsite sanitation systems and contamination of groundwater: A systematic review of the evidence for risk using the source-pathway-receptor model. **PLOS Water**, v. 3, n. 7, p. e0000167, 2024. Public Library of Science. Disponível em: <<https://journals.plos.org/water/article?id=10.1371/journal.pwat.0000167>>. Acesso em: 9/6/2025.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; GOMES, U. A. F.; BORGES, A. C. Gestão descentralizada de soluções de esgotamento sanitário no Brasil: aspectos conceituais, normativos e alternativas tecnológicas. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 56, p. 46–66, 2021. Universidade Federal do Paraná 1. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/made/article/view/72908>>. Acesso em: 30/10/2024.

METCALF & EDDY. **Wastewater Engineering Treatment and Resource Recovery**. 5º ed. New York: McGraw-Hill Education, 2014.

MEYBECK, M.; HELMER, R. The quality of rivers: From pristine stage to global pollution. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 75, n. 4, p. 283–309, 1989.

NOWAK, O.; SVARDAL, K.; KROISS, H. The impact of phosphorus deficiency on nitrification - Case study of a biological pretreatment plant for rendering plant effluent. **Water Science and Technology**, v. 34, n. 1-2-2 pt 1, p. 229–236, 1996. IWA Publishing. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/250141346_The_impact_of_phosphorus_deficiency_on_nitrification-Case_study_of_a_biological_pretreatment_plant_for_rendering_plant_effluent>. Acesso em: 8/6/2025.

OMOKARO, G. Effects of Earthworms on Microbial Communities and Their Castings as Soil Amendments: A Review. **Journal of Earth & Environmental Waste Management**, 2024.

ONYANGO, M. S.; KUCHAR, D.; KUBOTA, M.; MATSUDA, H. Adsorptive removal of phosphate ions from aqueous solution using synthetic zeolite. **Industrial and Engineering Chemistry Research**, v. 46, n. 3, p. 894–900, 2007. American Chemical Society. Disponível em: </doi/pdf/10.1021/ie060742m>. Acesso em: 14/6/2025.

ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável no Brasil**. BRASIL, 2025.

PARANÁ. **Resolução CEMA nº 70, de 2 de junho de 2009. Dispõe sobre o licenciamento ambiental, estabelece condições e critérios e dá outras providências para empreendimentos industriais**. Curitiba, 2009.

PARANÁ. **Decreto nº 9.541, de 10 de abril de 2025. Regulamenta a Lei nº 22.252, de 12 de dezembro de 2024, que dispõe sobre normas gerais para o licenciamento ambiental no Estado do Paraná**. Curitiba, 2025.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. DE F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 1º ed. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2011.

PEREZ-MERCADO, L. F.; LALANDER, C.; BERGER, C.; DALAHMEH, S. S. Potential of Biochar Filters for Onsite Wastewater Treatment: Effects of Biochar Type, Physical Properties and Operating Conditions. **Water** **2018**, Vol. **10**, Page **1835**, v. 10, n. 12, p. 1835, 2018. Multidisciplinary Digital Publishing Institute. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2073-4441/10/12/1835/htm>>. Acesso em: 14/6/2025.

PORTOS DO PARANÁ. **O RETRATO DAS COMUNIDADES DA BAÍA DE PARANAGUÁ**. Paranaguá, 2021.

POTIVICHAYANON, S.; SITTITOON, N.; VINNERÅS, B. Exposure assessment of treated greywater reused for irrigation. **Water Supply**, v. 21, n. 8, p. 4404–4417, 2021. IWA Publishing. Disponível em: <<http://iwaponline.com/ws/article-pdf/21/8/4404/970561/ws021084404.pdf>>. Acesso em: 8/6/2025.

Série TOC-L : Shimadzu Brasil .Disponível em: <<https://www.shimadzu.com.br/analitica/produtos/analisadores-de-carbono-organico-total/analizador-toc/serie-toc-l/index.html>>. Acesso em: 13/6/2025.

SINHA, R. K.; BHARAMBE, G.; CHAUDHARI, U. Sewage treatment by vermifiltration with synchronous treatment of sludge by earthworms: a low-cost sustainable technology over conventional systems with potential for decentralization. **The Environmentalist**, v. 28, n. 4, p. 409–420, 2008.

smaABC - Climatologia - Classificação Climática - Paraná. .Disponível em: <https://sma.fundacaoabc.org/climatologia/classificacao_climatica/parana>. Acesso em: 3/6/2025.

SOUZA, M. F. DE. Tratamento de esgoto sanitário por vermifiltração : avaliação da interferência do substrato da camada superior na qualidade do efluente. , 2018. [s.n.]. Acesso em: 6/6/2025.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. 3º ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Vol. 1. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4º ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2014.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. Y L.; et al. **TRATAMENTO DE ESGOTOS DOMÉSTICOS EM COMUNIDADES ISOLADAS referencial para a escolha de soluções**. 1º ed. Campinas, SP: Biblioteca Unicamp, 2018.

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, p. 351–367, 2015. Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído - ANTAC. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/ac/a/SMTDXL8p9MZsNCHDP7NXQsp/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 30/10/2024.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **A Água**. São Carlos: Editora Scienza, 2020.

Universidade Federal do Paraná. Disponível em: <<https://ufpr.br/projeto-da-ufpr-e-premiado-por-levar-saneamento-a-comunidade-tradicional-de-eufirasina/>>. Acesso em: 3/6/2025.

WOJNÁROVITS, L.; HOMLOK, R.; KOVÁCS, K.; TEGZE, A.; TAKÁCS, E. Wastewater Characterization: Chemical Oxygen Demand or Total Organic Carbon Content Measurement? **Molecules**, v. 29, n. 2, p. 405, 2024. Multidisciplinary Digital Publishing Institute (MDPI). Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1420-3049/29/2/405/htm>>. Acesso em: 8/6/2025.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. Water, sanitation and hygiene (WASH). Disponível em: <https://www.who.int/health-topics/water-sanitation-and-hygiene-wash#tab=tab_1>. Acesso em: 9/6/2025.

YAO, Y.; GAO, B.; INYANG, M.; et al. Removal of phosphate from aqueous solution by biochar derived from anaerobically digested sugar beet tailings. **Journal of Hazardous Materials**, v. 190, n. 1–3, p. 501–507, 2011. Elsevier. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0304389411003864?via%3Dihub>>. Acesso em: 14/6/2025.

APÊNDICE A - MEMORIAL DESCRITIVO DE CADA UMA DAS ANÁLISES

- Condutividade, oxigênio dissolvido, pH e temperatura

Para a determinação dos parâmetros analisados, foram utilizados os seguintes equipamentos portáteis: condutímetro, oxímetro medidor de oxigênio dissolvido, phmetro digital para medição de pH e temperatura. Para a condutividade o aparelho foi calibrado e 500 mL das amostras foram adicionados em um becker para leitura da condutividade. As mesmas etapas foram repetidas para os outros parâmetros, calibração do oxímetro no ar atmosférico e pHmetro digital calibrado com as soluções tampões de ácido (pH 4), neutro (pH 7,0) e básico (pH 10), presentes no kit do equipamento. Todos quatro parâmetros foram analisados *in situ*, seguindo rigorosamente a NBR 9898, que recomenda sempre que possível, analisar imediatamente o pH, e para OD prazo máximo para análise de 8 horas, preservada em solução específica, preferindo assim realizar tais análises no momento da coleta, para obtenção de dados mais concretos (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

- Turbidez e sólidos totais

Para leitura da turbidez o turbidímetro de bancada foi calibrado com as soluções tampões de 0.1, 10, 100 e 800 NTU. Após a calibração, as amostras foram adicionadas ao recipiente do aparelho para sua determinação. Para a determinação da concentração de sólidos totais (ST), inicialmente procedeu-se à pesagem das cápsulas de porcelana (P1) previamente secas em estufa a 200 °C por no mínimo 15 minutos e armazenadas em dessecador, assegurando a estabilização da massa. Em seguida, foram adicionados 50 mL (V) da amostra líquida em cada cápsula, as quais foram submetidas à secagem em estufa a 180 °C por aproximadamente 2 horas, ou até a completa evaporação da água. Após o resfriamento em dessecador, as cápsulas foram novamente pesadas (P2), permitindo o cálculo da massa de sólidos remanescente (equação 1).

$$ST(\text{mg/L}) = \frac{(P_2 - P_1)(g) \times 10^6}{V(\text{mL})} \quad (1)$$

A concentração de ST foi então expressa em mg/L com base no volume analisado, e convertido para g/L.

- Parâmetros DQO, DBO e COT

A quantificação da Demanda Química de Oxigênio (DQO) foi conduzida por método colorimétrico, utilizando solução de digestão composta por dicromato de potássio ($K_2Cr_2O_7$) em meio ácido com sulfato de mercúrio ($HgSO_4$), associada a um reagente ácido à base de ácido sulfúrico concentrado contendo sulfato de prata (Ag_2SO_4). A curva de calibração foi elaborada a partir de diluições de solução padrão de biftalato de potássio ($HOOC_6H_4COOK$), abrangendo a faixa de concentrações desejadas.

Para cada ponto da curva e para as amostras, foram transferidos para tubos de ensaio com tampa: 1,5 mL da solução de digestão, 2,5 mL da amostra (ou padrão) e, posteriormente, 3,5 mL do reagente ácido com Ag_2SO_4 . Os tubos foram cuidadosamente homogeneizados e, em seguida, acondicionados em bloco digestor, onde permaneceram à temperatura constante de 150 °C por um período de 2 horas.

Após a digestão, os tubos foram retirados do bloco e deixados em repouso até o resfriamento e sedimentação completa das partículas presentes. O conteúdo foi então transferido para cubetas de vidro, sendo realizada a leitura espectrofotométrica no comprimento de onda de 600 nm, previamente ajustado e calibrado com a solução branco da curva, utilizada para o "zero" do equipamento.

A concentração de DQO, expressa em mg O_2 /L, foi diretamente obtida a partir da leitura no espectrofotômetro, com base em curva analítica construída para o método. A equação da reta obtida foi $y=3139x-54.63$, com coeficiente de determinação $r^2=0.993$, para o procedimento analítico.

Já para a determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) por meio de sensores respirométricos baseia-se na atividade metabólica de microrganismos presentes ou inoculados na amostra. Esses microrganismos, ao degradarem matéria orgânica biodegradável sob condições aeróbias, consomem oxigênio e liberam dióxido de carbono (CO_2) como subproduto (Jordão; Pessoa, 2011).

Durante a análise, o CO_2 gerado é absorvido por uma solução alcalina posicionada em um compartimento específico no gargalo do frasco de incubação. A remoção contínua do dióxido de carbono provoca uma redução da pressão interna no sistema fechado, a qual é

monitorada continuamente pelo sensor respirométrico. Essa variação de pressão é proporcional ao oxigênio consumido pelos microrganismos e, portanto, relacionada à carga orgânica da amostra, sendo os resultados expressos em mg O₂/L (A IMPORTÂNCIA DA MEDIÇÃO DA DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXIGÊNIO EM ÁGUAS E ÁGUAS RESIDUAIS).

O volume de amostra a ser utilizado é determinado com base na faixa de DQO previamente medida, de modo a garantir que o consumo de oxigênio esteja dentro da capacidade de leitura do sensor. Essa faixa é especificada pelo fabricante do equipamento, sendo normalmente limitada a 400 mL por frasco. Para cada ensaio, adiciona-se o KOH na cápsula de absorção, posicionada entre o gargalo do frasco e o sensor, que é conectado hermeticamente ao sistema.

Durante os cinco dias de incubação (padrão do ensaio DBO₅), os frascos contendo as amostras são mantidos sobre um agitador magnético acoplado a uma fonte de energia contínua. Em seu interior, insere-se um bastonete magnético (peixinho), que promove a agitação constante do conteúdo, assegurando adequada homogeneização e disponibilidade de oxigênio durante todo o período da análise. Ao final dos cinco dias, o equipamento realiza a leitura da variação de pressão e calcula automaticamente o valor da DBO da amostra.

Para a quantificação do Carbono Orgânico Total (COT) foi realizada utilizando-se um analisador automático do tipo Shimadzu TOC-L, que emprega a técnica de oxidação catalítica em alta temperatura para promover a conversão dos compostos orgânicos presentes na amostra em dióxido de carbono (CO₂), permitindo sua posterior detecção por infravermelho não dispersivo (NDIR).

O equipamento opera com base em duas medições distintas: Carbono Total (CT) e Carbono Inorgânico (CI). A determinação do COT é obtida de forma indireta pela diferença entre esses dois parâmetros, conforme a equação 2:

$$COT = CT - CI \quad (2)$$

Na análise de CT, a amostra líquida é injetada em um reator tubular aquecido a 680 °C, contendo um catalisador de platina suportado em óxido de alumínio. Nessa etapa, o carbono presente em compostos orgânicos é completamente oxidado a CO₂, o qual é conduzido por arraste gasoso até o detector infravermelho, onde sua concentração é registrada. A determinação do CI é realizada em uma câmara separada, na qual a amostra é tratada com ácido fosfórico para promover a conversão dos íons carbonato e bicarbonato presentes (formas inorgânicas de

carbono) em CO₂. Esse gás também é quantificado pelo mesmo princípio de detecção. O método aplicado permite a quantificação precisa do conteúdo de carbono orgânico em uma ampla faixa de concentração, variando de 4 µg L⁻¹ a 30.000 mg L⁻¹, sendo apropriado tanto para amostras de água com baixa carga orgânica quanto para efluentes mais concentrados (Série TOC-L : Shimadzu Brasil).

A metodologia adotada é adequada para avaliação da carga orgânica em águas residuárias, uma vez que fornece uma medida global dos compostos orgânicos presentes, independentemente de sua estrutura química individual (PARRON et al., 2011).

As amostras destinadas às análises de Carbono Orgânico Total (COT) e Demanda Química de Oxigênio (DQO) foram preservadas por acidificação com ácido sulfúrico (H₂SO₄) até atingir pH inferior a 2, sendo posteriormente armazenadas sob refrigeração a 4 °C. O prazo máximo para a realização dessas análises é de até 7 dias.

Para a determinação da Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), as amostras foram igualmente refrigeradas a 4 °C e analisadas dentro do mesmo intervalo de tempo, porém sem necessidade de acidificação prévia. Em relação ao volume mínimo exigido para amostragem, foram utilizados no mínimo 100 mL para COT e DQO, e 2.000 mL para DBO (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

- Fósforo solúvel e nitrogênio nas formas de nitrato, nitrito e amônio

A quantificação do fósforo solúvel foi realizada por meio de procedimento colorimétrico com detecção espectrofotométrica. Inicialmente, a amostra foi homogeneizada, sendo retirada uma alíquota e transferida para béquer. Para remover partículas em suspensão, foi utilizado um sistema de filtração composto por kitassato, bomba de vácuo e membrana de porosidade 0,45 µm, com filtração de aproximadamente 100 mL de amostra.

Posteriormente, 50 mL da amostra filtrada foram transferidos para um béquer ou proveta de 100 mL. Caso a concentração de fósforo ultrapassasse 1,3 mg P – PO₄⁻³/L, procedeu-se à diluição adequada. À amostra foi adicionada uma pequena quantidade de fenolftaleína (cerca de quatro gotas), seguida da adição gradual de solução de hidróxido de sódio (NaOH 6 N) até o aparecimento de coloração rósea. Em seguida, a neutralização foi realizada com ácido sulfúrico 5 N, evitando-se o excesso do reagente ácido.

Na sequência, adicionaram-se 8 mL do reagente combinado, cuja preparação deve ser realizada diariamente, respeitando a seguinte proporção e ordem de adição: 60 mL de ácido

sulfúrico 5 N, 20 mL de antimônio-tartarato de potássio, 20 mL de molibdato de amônio e, por fim, 0,7 g de ácido ascórbico. A reação foi mantida em repouso por 10 minutos, para o pleno desenvolvimento da coloração azul.

As leituras foram realizadas em espectrofotômetro, com comprimento de onda ajustado em 880 nm. A quantificação foi realizada por meio de curva analítica construída a partir de padrões preparados por diluição da solução estoque de fosfato. A equação da reta obtida foi $y=1300x_A+2.624$, com coeficiente de determinação $r^2 = 0.991$.

A quantificação do nitrogênio amoniacal foi realizada por meio de técnica colorimétrica, utilizando o reagente de Nessler. Para cada determinação, foram transferidos 5 mL da amostra líquida para tubo de ensaio, ao qual se adicionou 1 gota do reagente de Nessler (solução alcalina de tetraiodomercurato II de potássio). A reação foi conduzida em temperatura ambiente, com tempo de repouso de aproximadamente 10 minutos, permitindo o completo desenvolvimento da coloração característica.

A leitura espectrofotométrica foi efetuada a 400 nm, e os valores de absorbância foram comparados com curva de calibração previamente construída. Esta curva foi obtida a partir de soluções padrão de amônio, em concentrações variando de 4,2 a 56,03 mg N-NH₃/L. A equação da reta ajustada aos pontos experimentais foi $y = 875.6x_A+11.29$, apresentando coeficiente de determinação $r^2 = 0.924$.

Já o nitrogênio na forma de nitrito foi analisado também pelo método colorimétrico, utilizando 2 gotas dos reagentes ácido sulfanílico e N-1-naftil-etilenodiaminadicloro, adicionados à 5 mL da amostra. O produto da reação foi analisado em 543 nm, após 10 minutos. A curva de calibração construída para quantificação foi feita com soluções padrão de nitrito nas concentrações de 4,2 a 56,03 mg N – NO₂⁻/L e a equação da reta obtida foi $y=455.3x_A-5.902$, com coeficiente de correlação $r^2=0.998$.

Para a concentração de nitrato, foi determinada por meio de método colorimétrico, empregando reagente à base de brucina (2%) em solução com sulfato de sódio, combinada com ácido sulfúrico concentrado P.A. Para a reação, 1,5 mL da amostra foi transferido para tubo de ensaio, ao qual se adicionou uma pequena quantidade de brucina sólida, seguida de 5 mL de ácido sulfúrico concentrado. A mistura foi mantida em repouso por aproximadamente 10 minutos, a fim de permitir o completo desenvolvimento da coloração.

A leitura da absorbância foi realizada em espectrofotômetro, com comprimento de onda ajustado para 420 nm. A quantificação foi baseada em curva de calibração obtida a partir de soluções padrão de nitrato, com concentrações variando entre 4,2 e 14,01 mg N – NO₃⁻/L. A

equação da reta da curva analítica foi $y=89.77x-0.007$, apresentando coeficiente de determinação $r^2 = 0.988$.

As amostras foram preservadas conforme recomendado pela NBR 9898. Para a análise de nitrito, as amostras foram mantidas a 4 °C e analisadas em até 74 horas. As amostras destinadas à análise de nitrato foram acidificadas com H₂SO₄ até pH 2 e conservadas a 4 °C, com prazo máximo de 48 horas. Para o nitrogênio amoniacal, o pH foi ajustado para abaixo de 2 com H₂SO₄, com conservação a 4 °C por até 24 horas. As amostras de fósforo foram igualmente acidificadas a pH < 2 e refrigeradas, sendo o tempo máximo de análise de 24 horas para fósforo total dissolvido e até 28 dias para fósforo total (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS, 1987).

- Avaliação microbiológica de coliformes totais e *Escherichia coli*

A quantificação de coliformes totais e *Escherichia coli* nas amostras provenientes do vermifiltro foi realizada utilizando o método Colilert® (IDEXX), baseado na tecnologia de Substrato Definido (DST), que emprega os reagentes ONPG e MUG para detecção colorimétrica e fluorométrica.

Inicialmente, as amostras foram submetidas a uma diluição de 1:10.000, sendo transferido um volume de 0,01 mL da amostra concentrada para 99,99 mL de água destilada esterilizada. Em seguida, adicionou-se o reagente Colilert® diretamente ao volume da amostra diluída, homogeneizando-se a solução resultante. Essa mistura foi distribuída em um sistema Quanti-Tray® 2000, o qual foi selado adequadamente e incubado a 35 °C por 24 horas. Após o período de incubação, a contagem dos compartimentos foi realizada sob luz branca, para identificação da coloração amarela indicativa da presença de coliformes totais, e sob luz ultravioleta, para detecção da fluorescência característica de *E. coli*. Com base no número de compartimentos positivos, o Número Mais Provável (NMP) de unidades formadoras de colônia por 100 mL foi estimado por meio da tabela de interpretação fornecida pelo fabricante (Colilert - IDEXX Brasil).