UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA

DIGESTOR INTEGRADO A LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO: CONCEPÇÃO, MONITORAMENTO SIMPLIFICADO E RECUPERAÇÃO DE RECURSOS NO CONTEXTO DO SANEAMENTO DESCENTRALIZADO

Lucas Sampaio Lopes
Doctor Scientiae

VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024

LUCAS SAMPAIO LOPES

DIGESTOR INTEGRADO A LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO: CONCEPÇÃO, MONITORAMENTO SIMPLIFICADO E RECUPERAÇÃO DE RECURSOS NO CONTEXTO DO SANEAMENTO DESCENTRALIZADO

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

Orientador: Alisson Carraro Borges

Coorientadores: Andre Pereira Rosa
Fernando F da Cunha

VIÇOSA - MINAS GERAIS
2024

Ficha catalográfica elaborada pela Biblioteca Central da Universidade Federal de Viçosa - Campus Viçosa

T
L864d
2024

Lopes, Lucas Sampaio, 1987-
Digestor integrado a leito de evapotranspiração: concepção, monitoramento simplificado e recuperação de recursos no contexto de saneamento descentralizado / Lucas Sampaio Lopes. – Viçosa, MG, 2024.
1 tese eletrônica (148 f.): il. (algumas color.).

Inclui apêndices.
Orientador: Alisson Carraro Borges.
Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Departamento de Engenharia Agrícola, 2024.
Inclui bibliografia.
DOI: https://doi.org/10.47328/ufvbbt.2024.727
Modo de acesso: World Wide Web.

1. Instalações hidráulicas e sanitárias. 2. Água - Qualidade. 3. Saneamento doméstico. 4. Saneamento rural. 5. Biodigestores. I. Borges, Alisson Carraro, 1977-. II. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Agrícola. Programa de Pós-Graduação em Microbiologia Agrícola. III. Título.

CDD 22. ed. 696.12

Bibliotecário(a) responsável: Euzébio Luiz Pinto CRB-6/3317

LUCAS SAMPAIO LOPES

DIGESTOR INTEGRADO A LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO: CONCEPÇÃO, MONITORAMENTO SIMPLIFICADO E RECUPERAÇÃO DE RECURSOS NO CONTEXTO DO SANEAMENTO DESCENTRALIZADO

Tese apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, para obtenção do título de *Doctor Scientiae*.

APROVADA: 27 de junho de 2024.

Assentimento:

_____

Lucas Sampaio Lopes
Autor

_____

Alisson Carraro Borges
Orientador

Essa tese foi assinada digitalmente pelo autor em 30/10/2024 às 15:27:11 e pelo orientador em 30/10/2024 às 15:29:52. As assinaturas têm validade legal, conforme o disposto na Medida Provisória 2.200-2/2001 e na Resolução nº 37/2012 do CONARQ. Para conferir a autenticidade, acesse https://siadoc.ufv.br/validar-documento. No campo 'Código de registro', informe o código **V496.UIRY.7CN1** e clique no botão 'Validar documento'.

Aos meus pais, ao meu irmão, à Júlia e aos grandes amigos com todo amor dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a Deus, pela vida e saúde, pela força para lutar, pela coragem, esperança e serenidade que me concedeu para trilhar o caminho do sucesso. Sou grato por cada oportunidade de viver e celebrar esses momentos de conquista.

A minha mãe Ilva, pela infinita fonte de incentivo, força, coragem, carinho e amor incondicional. Obrigado por sempre acreditar em meu potencial e por me fortalecer nos momentos de dúvida. Ao meu pai Paulo, pelo exemplo de integridade e ética. Ao meu irmão Gustavo, por seu apoio constante e seus conselhos valiosos, mesmo à distância.

Aos meus avós (in memoriam) Antônio de Moura, João Augusto, e à querida vó Ilva, agradeço pelos ensinamentos de humildade, carinho, compaixão e perseverança que sempre me guiaram.

À Júlia, minha companheira, amiga e confidente, sou eternamente grato por seu amor, conforto, coragem e pelos sonhos que compartilhamos. Sua presença iluminou todos os momentos desta caminhada.

Ao meu orientador, Alisson, exemplo de entusiasmo, incentivo e inspiração profissional. Agradeço por todo apoio, mesmo de longe, e pela amizade que se fortaleceu ao longo do caminho, enriquecendo tanto os momentos bons quanto os desafiadores com seus conselhos valiosos.

À equipe de estagiários, agradeço a dedicação e esforços. Em especial, a Thaís Alves, exemplo de resiliência e coragem, e à Amanda, por sua confiança, inteligência e carinho no trabalho. À Hemily pela dedicação, agilidade, versatilidade, organização e a Bruna, pelos momentos de amizade e descontração. Ao Márcio e ao André, pela companhia e empenho. À Carol e Ana, pelos momentos e experiências compartilhadas durante o projeto.

Aos meus grandes amigos, apesar da distância, pela constante presença e palavras de apoio. Em especial ao Augusto, Pablo, Ramon e família, por sempre acreditarem no meu potencial e serem espectadores das minhas conquistas, desejando sempre o melhor. A Elisa (in memoriam) por sua ternura e palavras doces, iluminando nossos momentos de ansiedade e estresse.

À Universidade Federal de Viçosa, especialmente ao Departamento de Engenharia Agrícola, pelo ensino de qualidade. Aos membros do Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA), pela ajuda, convivência e ricas discussões. Em especial, ao Éder, pela amizade e apoio incansável.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos.
Por fim, a todos que por mais que tenham dispendido um pequeno gesto durante um dia qualquer, influenciaram de maneira positiva para que eu pudesse chegar aqui de maneira sábia e madura.
O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

RESUMO

LOPES, Lucas Sampaio, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, junho de 2024. **Digestor integrado a leito de evapotranspiração: concepção, monitoramento simplificado e recuperação de recursos no contexto do saneamento descentralizado**. Orientador: Alisson Carraro Borges. Coorientadores: Andre Pereira Rosa e Fernando Franca da Cunha.

A carência de saneamento, especialmente no que tange aos serviços de coleta e tratamento de esgoto é acentuada em regiões periurbanas e rurais. A implementação de sistemas centralizados de tratamento, comuns em grandes centros urbanos e áreas densamente povoadas, revela-se economicamente inviável para atender essas populações. Nessas áreas, a adoção de sistemas unifamiliar, particularmente aqueles baseados na natureza (SBN), pode ser uma solução ambientalmente apropriada e economicamente viável, pois além de simplificar o tratamento, há o aproveitamento de recursos naturais e locais. No entanto, essas soluções enfrentam desafios tanto em relação ao cumprimento da legislação ambiental vigente quanto ao monitoramento de seu desempenho. Desse modo, este estudo teve como objetivo desenvolver equipamento compacto de tratamento de esgoto doméstico (ECTE) baseado na natureza, denominado digestor integrado a leito de evapotranspiração (DIET), concebido para escala unifamiliar, e avaliar seu desempenho em comparação a ECTE comercializados no Brasil. Além disso, avaliar um pós-tratamento com sistemas alagados construídos e aplicar a escala cinza, desenvolvida por von Sperling (2020) como ferramenta de baixo custo para monitoramento. Para isso, as unidades de tratamento foram monitoradas continuamente ao longo de 270 dias, divididos em três fases de 90 dias. Em cada fase, foram aplicadas diferentes vazões e tempos de retenção hidráulica para avaliar o desempenho dos sistemas sob distintas condições operacionais. Os ECTE apresentaram uma eficiência na remoção de poluentes e recomenda-se uma vazão de operação de 600 litros por dia. O DIET 1 apresentou-se como uma alternativa viável para a expansão do saneamento em áreas periurbanas e rurais, destacando-se por ser economicamente e ambientalmente eficiente. Os sistemas alagados construídos cultivados com ora-pro-nóbis (*Pereskia aculeata*) e citronela (*Cymbopogon winterianus*), operados sob taxas de carregamento orgânico específicas, apresentaram desempenho satisfatório na remoção de poluentes. A citronela, em particular, adaptou-se bem às condições de

alagamento permanente, demonstrando uma planta potencialmente promissora para uso nesses sistemas. A aplicação da escala cinza mostrou-se útil na simplificação do monitoramento dos efluentes, facilitando a identificação de problemas operacionais e contribuindo para a manutenção eficiente dos sistemas descentralizados. Portanto, a pesquisa sublinha a importância de sistemas descentralizados de tratamento de esgoto evidenciando-os como uma solução prática e viável para áreas periurbanas e rurais. Essa pesquisa contribui para o campo do saneamento ambiental, apresentando novas abordagens e tecnologias que podem transformar a gestão de esgoto em comunidades carentes e afastadas. Com essas inovações (DIET 1 e DIET 2), a tese propõe um caminho promissor para um futuro mais sustentável e inclusivo no saneamento.

Palavras-chave: recuperação de recursos, saneamento, tratamento descentralizado de esgoto, soluções baseada na natureza, remoção de carga orgânica.

ABSTRACT

LOPES, Lucas Sampaio, D.Sc., Universidade Federal de Viçosa, June, 2024. **Digester integrated with evapotranspiration bed: design, simplified monitoring and resources recovery in the context of decentralized sanitation**. Adviser: Alisson Carraro Borges. Co-advisers: Andre Pereira Rosa and Fernando Franca da Cunha.

The lack of sanitation, especially regarding sewage collection and treatment services, is accentuated in peri-urban and rural regions. The implementation of centralized treatment systems, common in large urban centers and densely populated areas, proves to be economically unfeasible to serve these populations. In these areas, the adoption of single-family systems, particularly those based on nature (NBS), can be an environmentally appropriate and economically viable solution, since in addition to simplifying treatment, there is the use of natural and local resources. However, these solutions face challenges both in terms of complying with current environmental legislation and monitoring their performance. The aim of this study was to develop a nature-based compact wastewater treatment equipment (CWTE), called a digester integrated with an evapotranspiration bed (DIET), designed for a single-family scale, and to evaluate its performance in comparison to ECTEs sold in Brazil. In addition, to evaluate post-treatment with constructed wetland systems and apply the gray scale developed by von Sperling (2020) as a low-cost monitoring tool. To this end, the treatment units were monitored continuously over 270 days, divided into three 90-day phases. In each phase, different flow rates and hydraulic retention times were applied to assess the performance of the systems under different operating conditions. The CWTEs were efficient in removing pollutants and an operating flow rate of 600 liters per day is recommended. DIET 1 proved to be a viable alternative for expanding sanitation in peri-urban and rural areas, standing out for being economically and environmentally efficient. The constructed wetland systems cultivated with ora-pro-nóbis (*Pereskia aculeata*) and citronela (*Cymbopogon winterianus*), operated under specific organic loading rates, showed satisfactory performance in removing pollutants. Citronella adapted well to the conditions of permanent flooding, demonstrating that it is a potentially promising plant for use in these systems. The application of the grey scale proved useful in simplifying effluent monitoring, facilitating the identification of operational

problems and contributing to the efficient maintenance of decentralized systems. The research therefore underlines the importance of decentralized sewage treatment systems, highlighting them as a practical and viable solution for peri-urban and rural areas. This research contributes to the field of environmental sanitation by presenting new approaches and technologies that can transform wastewater management in poor and remote communities. With these innovations (DIET 1 and DIET 2), the thesis proposes a promising path towards a more sustainable and inclusive future in sanitation.

Keywords: resource recovery, sanitation, decentralized sewage treatment, nature-based solutions, organic load removal.

LISTA DE FIGURAS

Figura 2.1 - Digestor integrado a leito de evaportranspiração (DIET 1).....25

Figura 2.2 - Digestor integrado a leito de evaportranspiração (DIET 2).....26

Figura 2.3 - Remoção de DBO, DQO, SST e NAT para os DIET 1 e DIET 2 nas fases I, II e III. 32

Figura 3.1 - Sistemas de tratamento descentralizados formado pelos ECTE (A, B e C) e pelos DIET (D e E). 45

Figura 3.2 - Concentração de demanda bioquímica de oxigênio para cada unidade, ao longo de todo o período.....59

Figura 3.3 - Concentração de demanda química de oxigênio para cada unidade, ao longo de todo o período.....60

Figura 3.4 - Concentração de sólidos suspensos totais para cada unidade, ao longo de todo o período.....61

Figura 3.5 - Concentração de nitrogênio amoniacal (NAT) para cada unidade, ao longo de todo o período.....61

Figura 3.6 - Valores de pH encontrados no efluente das ETEs ao longo do experimento. 62

Figura 3.7 - Temperatura dos efluentes das ETEs ao longo do experimento.....63

Figura 3.8 - Comportamento do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) em cada fase do experimento. 63

Figura 3.9 - Comportamento do nitrogênio amoniacal (NAT) em cada fase do experimento. 64

Figura 3.10 - Comportamento do fósforo total (PT) em cada fase do experimento.....65

Figura 3.11 - Comportamento dos sólidos totais (ST) em cada fase do experimento.....65

Figura 3.12 - Comportamento dos sólidos dissolvidos totais (SDT) em cada fase do experimento. 66

Figura 3.13 - Comportamento dos sólidos suspensos totais (SST) em cada fase do experimento. 66

Figura 3.14 - Análise de agrupamento dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto doméstico.....68

Figura 4.1 – ECTE (ao fundo) e sistemas alagados construídos cultivados com citronela e ora-pro-nóbis.....78

Figura 4.2 – Comparação das temperaturas médias dos efluentes nos alagados construídos cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II. 84

Figura 4.3 - Parâmetros físicos avaliados nos alagados construídos com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II: (A) condutividade, (B) turbidez, (C) cor, (D) sólidos totais, (E) sólidos suspensos totais, (F) sólidos dissolvidos totais. 85

Figura 4.4 - pH dos efluentes dos alagados construídos cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II. 88

Figura 4.5 - Valores de DQO efluente obtidos nos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II. 89

Figura 4.6 - Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amoniacal total (NAT) dos efluentes aos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II. 91

Figura 4.7 - Concentração de fósforo total (PT) efluente dos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II. 92

Figura 4.8 - Concentração dos microrganismos de referência encontrados nos efluentes dos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II. 94

Figura 5.1 - Exemplos da classificação das amostras por meio da escala cinza realizada pelos estudantes. 113

Figura 5.2 - Classificação dos efluentes de acordo com a escala cinza proposta pelo von Sperling et . al (2020). 115

Figura 5.3 - Valores de Turbidez, SST, DQO e DBO obtidos no laboratório em cada sistema de tratamento avaliado e os valores correspondentes as faixas da escala cinza proposta por von Sperling et al (2020) 117

Figura 5.4 - Boxplot para DBO, DQO e SST considerando-se os valores monitorados e os estimados pelos modelos. 124

Figura 5.5 - Razões entre os valores observados e estimado para os modelos propostos. 126

Figura A.1 - Esquema representativo e funcionamento geral do DIET 1. 140

Figura A.2 - Planta baixa e hidráulica do Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 1) na escala 1:30. 141

Figura A.3 - Cortes Esquemáticos e Detalhamento do DIET 1. 142

Figura A.4 - Isometria do Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração 1 143

Figura A.5 - Esquema representativo e funcionamento geral do DIET 2. 144

Figura A.6 - Cortes Esquemáticos e Detalhamento do DIET 2. 145

Figura A.7 - Planta baixa e hidráulica do Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 1) na escala 1:30. 146

Figura B. 1 - Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 1). 147

Figura B. 2 - Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 2). 148

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto (EB), DIET 1 e 2 na fase I. 29

Tabela 2.2 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto (EB), DIET 1 e DIET 2 na fase II. 29

Tabela 2.3 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto (EB), DIET 1 e DIET 2 na fase III. 30

Tabela 2.4 - Quantitativo de materiais e mão de obra para construção do DIET 1.....34

Tabela 2.5 - Quantitativo de materiais e mão de obra para construção do DIET 2.....35

Tabela 3.1 - Resumo das características das unidades de tratamento de esgoto avaliadas. 46

Tabela 3.2 - Volume de cada unidade, vazão afluente (Q), tempo de retenção hidráulica (TRH) aplicados em cada fase de monitoramento. 47

Tabela 3.3 - Parâmetros e frequência de análise. 48

Tabela 3.4 - Caracterização do esgoto afluente às ECTE.....50

Tabela 3.5 - Parâmetros físicos e químicos dos efluentes avaliados na fase I. 52

Tabela 3.6 - Parâmetros físicos e químicos dos efluentes avaliados na fase II. 53

Tabela 3.7 - Parâmetros físicos e químicos dos sistemas avaliados na fase III.....53

Tabela 3.8 - Valores percentuais médios (%) de remoção de turbidez, DBO, DQO, SST, NAT dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto. 56

Tabela 4.1 - Vazão afluente, taxa de aplicação hidráulica superficial (TAH) e tempo de retenção hidráulica (TRH) aplicados em cada SAC. 80

Tabela 4.2 - Parâmetros médios do afluente aos alagados construídos nas fases I e II.....80

Tabela 4.3 - Valores médios e desvios-padrão dos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos efluentes dos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN). 83

Tabela 4.4 - Produtividade de matéria seca de toda parte da planta de citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) cultivadas nos SAC 95

Tabela 4.5 - Teor médio de macronutrientes e patógenos encontradas no tecido foliar de citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) cultivadas nos SAC. 96

Tabela 4.6 - Taxa de macronutrientes extraídos (kg ha^{-1} ano^{-1}) via parte aérea da citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) cultivadas nos SAC. 98

Tabela 5.1 - Parâmetros de monitoramento operacional dos ECTE.....112

Tabela 5.2 - Escala cinza e os valores estimados de turbidez, DBO particulada e DQO particulada para cada nível de escala proposto por von Sperling et al (2020). 113

Tabela 5.3 - Entradas e saídas dos modelos preditivos. 114

Tabela 5.4 - Modelos preditivos de concentrações de DBO, DQO e SST para efluentes tratados em ECTE. 122

Tabela 5.5 - Resultados da avaliação de desempenho dos modelos utilizando dados do ECTE 2. 123

CONTEÚDO

CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS **16**
1 INTRODUÇÃO **16**
2 OBJETIVOS **19**
2.1 Objetivo Geral 19
2.2 Objetivos específicos 19
REFERÊNCIAS **20**
CAPÍTULO II: DIGESTORES INTEGRADOS A LEITOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO **22**
1 INTRODUÇÃO **23**
2 MATERIAL E MÉTODOS **24**
2.1 Digestores integrados a leitos de evapotranspiração experimental (DIET) 24
2.2 Operação, manutenção e monitoramento 27
2.3 Avaliação do protótipo 28
2.4 Análise estatística 28
2.5 Análise de custo e desafios operacionais 28
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO **29**
3.1 Eficiência de remoção de poluentes sob diferentes vazões 29
3.2 Estimativa do custo do sistema 34
4 CONCLUSÃO **36**
REFERÊNCIAS **37**
CAPÍTULO III: EFICIÊNCIA DE DIGESTORES INTEGRADOS A LEITOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E EQUIPAMENTOS COMPACTOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COMERCIAIS **41**
1 INTRODUÇÃO **42**
2 MATERIAL E MÉTODOS **44**
2.1 Local 44
2.2 Material 45
2.3 Arranjo experimental 47
2.4 Monitoramento das unidades 48
2.6 Avaliação do desempenho das ETEs 49
2.7 Análise estatística 49
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO **50**
3.1 Caracterização física e química do afluente e das ECTE 50
3.2 Eficiências de remoção e atendimento aos padrões de despejo de efluentes 55
3.3 Influência do aumento progressivo das cargas hidráulicas na concentração de nutrientes e sólidos 63
3.4 Análise de agrupamento 67
4 CONCLUSÃO **69**
REFERÊNCIAS **69**

CAPÍTULO IV: REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM ORA-PRO-NÓBIS E CITRONELA 74

1 INTRODUÇÃO 75

2 MATERIAL E MÉTODOS 77

2.1 Material 77
2.2 Arranjo experimental 79
2.3 Monitoramento das unidades 81

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 82

3.1 Parâmetros físicos 83
3.2 Parâmetros químicos 87
3.3 Nutrientes e patógenos 90
3.4 Desempenho agronômico da citronela e ora-pro-nóbis 95

4 CONCLUSÕES 99

REFERÊNCIAS 100

CAPÍTULO V: APLICAÇÃO DE ESCALA CINZA PARA MONITORAMENTO DE EQUIPAMENTOS COMPACTOS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO 108

1 INTRODUÇÃO 108

2 MATERIAL E MÉTODOS 111

2.1 Arranjo Experimental 111
2.2 Monitoramento 112
2.3 Caracterização física e química 112
2.4 Utilização da escala cinza 112
2.5 Construção de modelos preditivos para DBO, DQO e SST 114

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO 115

3.1 Utilização da escala cinza original 115
3.2 Uso de outros parâmetros associados à escala de cinza: cor, sólidos sedimentáveis e condutividade elétrica 119
3.3 Obtenção dos modelos para predição de DBO, DQO e SST. 120
3.3.1 Validação dos modelos e proposição de uso no âmbito do conceito da escala cinza e ciência cidadã 122

4 CONCLUSÕES 128

REFERÊNCIAS 128

CAPÍTULO VI: CONCLUSÃO GERAL E RECOMENDAÇÕES 133

1 CONCLUSÃO GERAL 133

2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS 134

APÊNDICE A – DIMENSIONAMENTO, MANUTENÇÃO E OPERAÇÃO DOS DIET 135

APÊNDICE B - DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES AO LONGO DO EXPERIMENTO NO DIGESTOR INTEGRADO A LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO 147

CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO GERAL E OBJETIVOS

1 INTRODUÇÃO

A utilização dos recursos naturais, principalmente a água, é intrínseca à história da humanidade. Desde os primórdios da sociedade, a dependência desse recurso levou à necessidade de desenvolver técnicas de manejo e gerenciamento mais eficientes para garantir a sobrevivência e o desenvolvimento social.

Na Antiguidade Clássica, os romanos desenvolveram técnicas avançadas para o transporte de água para as cidades e para a agricultura, construindo aquedutos, diques e canais para irrigação. Contudo, na Idade Média, a urbanização e os hábitos inadequados de higiene resultaram em um aumento na incidência de diversas doenças. Isso levou a humanidade a compreender que a água poluída e o acúmulo de resíduos sólidos poderiam ser fontes de disseminação de doenças. Surgiram, então, iniciativas para mitigar esses problemas como a construção de valas e sumidouros para disposição de dejetos humanos, além da limpeza das ruas. Assim, nasceu a ideia de saneamento, cuja origem da palavra vem do latim “Sanus”, que significa tornar saudável, higienizar e limpar.

Ao longo dos séculos, o setor de saneamento passou por grandes transformações em todo o mundo, adotando novas técnicas e práticas com o objetivo de promover a saúde pública e bem-estar social. No entanto, no Brasil, esse setor ainda carece de avanços, principalmente no que tange o tratamento de esgotos descentralizados. De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (2022), quase 91 milhões de brasileiros (44,5%) não têm acesso a coleta de esgoto e apenas 52,2% desses esgotos são tratados. Essa situação resulta em problemas de saúde pública, como evidenciado pelas 130 mil internações devidas a doenças de veiculação hídrica em 2021, segundo o Ministério da Saúde (2021).

A escassez dos serviços de saneamento, principalmente nos de coleta e tratamento de esgoto, é intensificada em regiões periurbanas e rurais, onde as políticas públicas muitas vezes não contemplam essas comunidades, resultando em impactos ambientais negativos. De acordo com a Funasa (2021), a grande heterogeneidade e especificidades próprias das áreas periurbanas e rurais de cada região brasileira são apontadas como entraves para expansão do saneamento básico até essas localidades, o que exige formas particulares de intervenção.

Nesse ínterim, os sistemas de tratamentos descentralizados, principalmente os unifamiliares, tornam-se alternativa para aumentar os índices de cobertura, coleta e tratamento de águas residuárias em áreas rurais e periurbanas (Libralato, 2012). Esses sistemas realizam o

tratamento próximo à fonte, em pequenas unidades, sem processos mecanizados, o que resulta em baixos custos de implantação e operação (Massoud et al., 2009).

Atualmente, as tecnologias de tratamento combinadas são amplamente utilizadas na descentralização devido a menor demanda de energia, compacidade, baixa produção de lodo e custos reduzidos de implantação, operação e manutenção (Moussavi, 2010; Massoud et al., 2009; Al-Shayah et al., 2008). Esses sistemas combinados e compactos, denominados equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE), conforme definidos pela ABNT NBR 17076 (ABNT, 2024), realizam o tratamento primário e promovem a digestão parcial da matéria orgânica (Oliveira Júnior, 2013).

Os ECTE são versáteis, podendo ser anaeróbios, aeróbios ou mistos, e são desenvolvidos para atender desde residências e condomínios até bairros residenciais, zonas rurais e municípios, oferecendo soluções adequadas para diferentes contextos de saneamento. De acordo com ANA (2017), os ECTE composto por tanques sépticos seguidos por filtros anaeróbios é a terceira combinação tecnológica mais adotada nas ETEs em operação no país.

Além dos ECTE convencionais, outros sistemas descentralizados que utilizam soluções baseadas na natureza (SBN), têm sido amplamente utilizados. Exemplo disso, são os sistemas alagados construídos, conhecidos mundialmente como wetlands construídos. Esses sistemas empregam técnicas inspiradas em processos naturais para tratar águas residuais, caracterizando-se pela simplicidade, baixo custo e reduzida necessidade de manutenção.

Apesar das vantagens, o uso de sistemas descentralizados unifamiliares ainda é incipiente no Brasil, sendo implementado, na maioria das vezes, apenas em residências individuais, condomínios de diferentes padrões sociais, loteamentos, pequenas comunidades e conjuntos habitacionais. A baixa adoção desses sistemas de tratamento de esgoto no país está atrelada principalmente a ausência de uma política de gestão específica e a falta de mecanismos de avaliação de conformidade, normalização e controle de qualidade nos processos de fabricação. Como resultado, a maioria das unidades desenvolvidas e comercializadas no país não garantem um efluente de acordo com os padrões de despejo em recursos hídricos estabelecidos pela legislação vigente, comprometendo sua viabilidade como alternativa para a universalização do saneamento.

Outro desafio no uso de sistemas descentralizados, principalmente em áreas rurais ou isoladas, está relacionado ao monitoramento das unidades. Segundo Ortuste (2012) e Massoud et al. (2009) é fundamental adotar programas de monitoramento contínuo e inserir a participação das comunidades para garantir o sucesso na implementação de sistemas descentralizados. Mesquita (2019) salienta que a ausência de suporte às comunidades após a

construção dos sistemas pode resultar em problemas operacionais, comprometendo o desempenho da ETEs e a eficiência na remoção dos poluentes.

De forma complementar, Larsen et al. (2009) apontam que a proximidade da população com a prestação desses serviços resulta na rápida resolução de problemas operacionais e inconvenientes, como entupimentos e odores. Assim, o desenvolvimento de instrumentos de baixo custo, de fácil acesso e manuseio capazes de avaliar as propriedades dos efluentes é fundamental para o monitoramento destas unidades pela população, uma vez que os recursos financeiros para análise laboratorial ou aquisição e manutenção de sensores costumam ser escassos.

À luz dos fatos supracitados, este estudo teve como intuito desenvolver duas tecnologias de baixo custo, baseadas na natureza, para tratamento de esgotos em escala unifamiliar. Alinhadas aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), essas tecnologias visam contribuir para a universalização do saneamento básico e a promoção da economia circular ao reutilizar recursos e minimizar desperdícios.

Com base nisso, estruturou-se a presente tese de doutorado, composta por capítulos independentes, sendo a presente introdução o primeiro deles. O segundo capítulo apresenta a concepção de duas tecnologias baseadas na natureza para tratamento de esgoto unifamiliar, aqui denominadas de digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET).

No terceiro capítulo consistiu em uma avaliação do desempenho de três equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE) comercializadas no Brasil concomitantemente aos dois digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET) concebidos na presente tese. Nesse capítulo foi realizado o monitoramento dos efluentes e acompanhamento operacional durante 270 dias.

No quarto capítulo tratou-se de um estudo sobre a eficiência de alagados construídos cultivados com citronela e ora-pro-nóbis no pós-tratamento de esgoto doméstico e de uma avaliação do desempenho agronômico dessas duas espécies.

O quinto capítulo refere-se à aplicação de um instrumento de fácil acesso, manuseio e baixo custo para auxiliar no monitoramento e na análise de eficiência de sistemas de tratamento de esgoto descentralizados. Por fim, o sexto e último capítulo reflete as conclusões gerais da tese e as sugestões para novos estudos.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Desenvolver equipamento compacto de tratamento de esgoto doméstico (ECTE) baseado na natureza, denominado digestor integrado a leito de evapotranspiração (DIET), concebido para escala unifamiliar, e avaliar seu desempenho em comparação a ECTE comercializados no Brasil. Além disso, avaliar um pós-tratamento com sistemas alagados construídos e aplicar a escala cinza como ferramenta de monitoramento.

2.2 Objetivos específicos

- Conceber, construir e instalar um sistema compacto de tratamento de esgoto baseado em processos naturais, utilizando materiais e equipamentos de baixo custo disponíveis no mercado para abordagens "faça você mesmo" (Capítulo II).
- Operar, monitorar e avaliar o desempenho dos protótipos sob diferentes vazões (Capítulo II).
- Comparar a eficiência dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto doméstico (ECTE) para residências unifamiliares, comercializados no Brasil, e de digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET), uma tecnologia inovadora desenvolvida localmente (Capítulo III).
- Avaliar a influência das cargas hidráulicas na remoção de nutrientes e sólidos em ECTE e DIET (Capítulo III).
- Monitorar o desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *P. aculeata e C. winterianu*s no pós-tratamento de efluentes de equipamentos compactos de tratamento de esgotos (ECTE) (Capítulo IV).
- Avaliar a contribuição da *P. aculeata e C. winterianu*s para a remoção de poluentes e o potencial para a recuperação de recursos (Capítulo IV).
- Avaliar o monitoramento utilizando a escala cinza proposta por von Sperling et al. (2020) em equipamentos compactos de tratamento descentralizado e unifamiliar de esgoto (Capítulo V).
- Desenvolver modelos de predição de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST), por meio da escala cinza e outros parâmetros de simples obtenção como cor, turbidez (Tu) e condutividade elétrica (CE) (Capítulo V).

REFERÊNCIAS

AL-SHAYAH, M.; MAHMOUD, N. Start-up of an UASB-septic tank for community on-site treatment of strong domestic sewage. Bioresource Technology. v. 99, p. 7758–7766, 2008.

ANA, Agência Nacional das Águas. Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas/Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Brasília: ANA, p 92, 2017.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Programa Nacional de Saneamento Rural: Análise Situacional do Saneamento Rural no Brasil / Fundação Nacional de Saúde. Brasília, v.2, n. 1, p. 103, 2021.

LARSEN, T. A.; ALDER, A. C.; EGGEN, R. I.; MAURER, M.; LIENERT, J. Source Separation: Will We See a Paradigm Shift in Wastewater. Environmental Science and Technology, v. 43, n. 16, p. 6121–6125, 2009.

LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. Journal of Environmental Management, v. 94, n. 1, p. 61–68, 2012.

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.

MESQUITA, T. C. R. Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, xiv, p. 209, 2019.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos - 2021. Brasília: SNSA/ MDR, 2022.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. DATASUS. Tabnet. Brasília, DF: Ministério da Saúde, 2022.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. Process Safety and Environmental Protection, v. 88, n. 1, p. 47–52, 2010.

OLIVEIRA, G. D. de; PEREIRA, I. A.; SOARES, A. F. S.; RAMOS, G. M. P. D. Tratamento Domiciliar de águas negras: tanque de evapotranspiração. Revista Petra, v. 4, n. 2, 2018.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, W. S.; CÂNDIDO, G. A. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB, p. 213-232, 2013.

ORTUSTE, F. R. Living without sanitary sewers in Latin America - The business of collecting fecal sludge in four Latin American cities. Lima, Peru. World Bank, Water and Sanitation Program, 2012.

OTTHERPOL, R. Black, brown, yellow, grey – the new colors of sanitation. Water 21, p.37-41, 2001.

VON SPERLING, M; LIMA, E. M. M. N.; MORAES, M. A. de A. A simple field essay for detecting departures from expected performance in small-scale, remote or rural wastewater treatment plants. Water Science & Technology, v. 82, n. 7, 2020.

CAPÍTULO II: DIGESTORES INTEGRADOS A LEITOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

RESUMO

O acesso ao saneamento em áreas rurais enfrenta desafios devido à falta de infraestrutura adequada. Os sistemas de tratamento descentralizado baseados na natureza representam uma abordagem promissora, que, além de promover o tratamento e a reutilização de água no local, possibilita a produção de alimentos. No estudo teve-se como objetivo desenvolver duas novas tecnologias de tratamento descentralizado baseadas em soluções naturais e avaliar o desempenho desses sistemas no tratamento de esgoto em áreas rurais. O sistemas foram operados e monitorados de modo contínuo ao longo de 270 dias, com diferentes vazões (450, 600 e 900 L/dia) distribuídas em três fases de 90 dias cada. As unidades de tratamento foram avaliadas em conformidade com a DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022) e a ABNT NBR 17076 (2024), sendo monitorados os parâmetros pH, temperatura, sólidos sedimentáveis (SP), sólidos Suspensos Totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NAT), fósforo total (PT) e oxigênio dissolvido (OD), por se tratar de sistemas mistos. As análises estatísticas descritivas foram efetuadas com o auxílio do programa Microsoft Excel e do plugin e XLSTAT Addinsoft SARL (2021) e visualizados pelo software BoxPlotR. Os custos de todos os materiais necessários para a construção dos sistemas DIET foram estimados com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), utilizando como referência os valores de abril de 2024. Os sistemas demonstraram eficiência satisfatória, especialmente na fase II, onde o DIET 1 alcançou uma remoção média de DBO de 70% e de DQO de 80%, enquanto o DIET 2 obteve 52% e 70%, respectivamente. Na fase III, ambos os sistemas apresentaram redução na eficiência, principalmente devido ao aumento da vazão e à consequente diminuição do tempo de retenção hidráulica (TRH), o que impactou negativamente a estabilidade dos processos biológicos. A remoção de nitrogênio amoniacal total (NAT) não foi eficaz, indicando a necessidade de ajustes no sistema para melhorar a remoção de nutrientes. A concentração de *Escherichia coli* e coliformes totais foi reduzida em 1 log, com destaque para o DIET 1, que apresentou maior eficiência de desinfecção. Os sistemas também atenderam aos requisitos legais para o despejo de efluentes em corpos hídricos estabelecido pela DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022. A implementação dos sistemas DIET mostrou-se economicamente viável, com custos de construção e operação reduzidos, tornando-os adequados para aplicação em áreas com infraestrutura sanitária limitada.

Palavras-chave: soluções baseados na natureza, tratamento descentralizado de águas residuais, tecnologias combinadas, remoção de carga orgânica, saneamento unifamiliar.

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional e a urbanização observado nas últimas décadas não foram acompanhados por um desenvolvimento proporcional da infraestrutura básica, principalmente no que tange ao saneamento. A ausência de sistemas de coleta e tratamento de esgoto resulta no despejo de grandes cargas de matéria orgânica em corpos hídricos. Essa disposição inapropriada constitui uma das principais fontes de poluição hídrica, comprometendo a qualidade da água, degradando ecossistemas e colocando em risco a saúde pública.

No Brasil, onde existem 5.568 municípios, caracterizados por vastas áreas territoriais e baixa densidade populacional, impõem-se desafios expressivos para a implementação de saneamento, especialmente em regiões periurbanas e rurais. No entanto, para superar estes obstáculos, novas abordagens para o tratamento de esgoto tem sido objeto de pesquisas, levando ao desenvolvimento de processos inovadores que além de realizar o tratamento transformam insumos poluentes em recursos, essenciais a sustentabilidade (Herzog, 2020). Essas inovações apresentam potencial para fomentar uma nova economia verde e circular, possibilitando a produção de água, adubo e até mesmo combustível (Anício et al., 2022; Neczaj & Grosser, 2018; Mcdonough et al, 2002).

Os sistemas descentralizados, ao realizar todas as etapas de coleta, transporte, tratamento, reutilização e disposição final na fonte geradora, fechando ciclos de água e nutrientes, promovem a economia circular. Esses sistemas são compactos, autônomos e fáceis de operar, além de reduzirem a necessidade de grandes infraestruturas centralizadas e apresentarem baixos custos de implantação e operação. Sua flexibilidade e adaptabilidade às características locais permitem a personalização conforme as necessidades específicas, destacando-os como soluções eficazes e sustentáveis para áreas urbanas, periurbanas e rurais (Mesquita et al, 2022; Oliveira et al., 2018; Suriyachan et al., 2012).

Os sistemas de tratamento descentralizado empregam uma variedade de tecnologias, com destaque para as fossas sépticas, amplamente utilizadas devido à sua simplicidade (Massoud et al, 2009; Oliveira Júnior, 2013; Mesquita, 2019). No entanto, as chamadas soluções baseadas na natureza (SBN) representam uma abordagem promissora, que, além de promover o tratamento e a reutilização de água no local, possibilita a produção de alimentos (Castellar, 2022). Segundo Cardinali (2021), as SBN não se limitam ao tratamento de efluentes,

elas também contribuem para a restauração de ecossistemas, promovem a biodiversidade e fortalecem a resiliência comunitária. Essas tecnologias são reconhecidas por serem ecologicamente corretas e econômicas, especialmente devido à sua baixa demanda de energia e aos custos reduzidos de implementação e manutenção (Fowdar et al., 2017; Zehnsdorf et al., 2019; Kobayashi et al., 2020).

As SBN integram processos ecológicos naturais no tratamento de efluentes, utilizando espécies vegetais, materiais filtrantes naturais (solo, areia, brita) e micro-organismos para remoção de impurezas. Exemplos dessas soluções incluem sistemas alagados construídos (SAC), tanques de evapotranspiração (TEvap) e círculos de bananeiras, que são frequentemente aplicadas em áreas residenciais urbanas e rurais.

A implementação das SBN exige a consideração de diversos critérios, como a disponibilidade de área, eficiência na remoção de poluentes, acessibilidade e aceitação pública (Maimon et al, 2018; Kotsia et al., 2020;). Em áreas urbanas densamente ocupadas, a limitação de espaço pode ser um obstáculo importante, enquanto em áreas rurais, a manutenção e operação dessas tecnologias podem restringir sua adoção em larga escala. Nesse contexto, tecnologias SBN mais compactas, de fácil manutenção e operação, que reduzam custos sem comprometer a eficiência e promovem a reutilização dos insumos, surgem como alternativas descentralizadas para expandir o acesso ao tratamento de esgoto em áreas rurais e periurbanas (Herzog, 2020).

Portanto, este estudo propõe a concepção de duas novas tecnologias de tratamento descentralizado baseadas em soluções naturais, denominadas Digestores Integrados a Leito de Evapotranspiração (DIET). Esses sistemas foram projetados para otimizar o uso de espaço e reduzir custos, ampliando o potencial de aplicação em áreas rurais e residências unifamiliares. As tecnologias utilizam espécies vegetais com características de evapotranspiração e elevado potencial de ciclagem de nutrientes para maximizar a eficiência do tratamento e minimizar a área necessária. Especificamente, no estudo avalia-se a eficácia desses sistemas na remoção de matéria orgânica e nutrientes sob diferentes condições de vazão.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Digestores integrados a leitos de evapotranspiração experimental (DIET)

O DIET 1 foi constituído por uma câmara decanto-digestora de 250 L de capacidade instalada no centro de outro reservatório com volume de 1000 L, conforme Figura 2.1. Ambos

os reservatórios, fabricados comercialmente em PEAD, foram projetados para operar em conjunto. O escoamento ocorria de forma ascendente na câmara decanto-digestora, e o efluente deste estágio era transferido para o reservatório de 1000 L por meio de queda gravitacional, sendo distribuído radialmente. Essa distribuição era facilitada por uma diferença de altura de 20 cm, o que assegurava uma rápida absorção de oxigênio pela água, aumentando o nível de oxigênio dissolvido (OD).

O material de enchimento, brita nº 01 com granulometria variando de 9,5 mm e 19 mm, coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}) de 1,6 e volume de vazios 0,48 m^3 m^{-3} foi colocado até a borda do reservatório de 1000 L. Para monitoramento do nível do efluente, foi instalado um tubo de inspeção de 100 mm de diâmetro, posicionado 10 cm abaixo da borda para prevenir a propagação de insetos. Com essa configuração, o líquido na área vegetada permanecia abaixo do nível da superfície do material de enchimento.

Figura 2.1 - Digestor integrado a leito de evaportranspiração (DIET 1)

Na Figura 2.2 ilustra-se o DIET 2. Este sistema foi formado por dois reservatórios de 250 L colocados um sobre o outro. O reservatório inferior ficou enterrado e funcionava como um pequeno decanto digestor, para fins de sedimentação. O reservatório superior foi preenchido com argila expandida, utilizada como material de enchimento para dar suporte as plantas e atuar de maneira semelhante a um sistema alagado construído (SAC). Para assegurar a estabilidade da argila expandida e promover a fixação das espécies vegetais, o material foi contido em sacos de malha plástica Raschel utilizados para ensacar laranjas. O esgoto doméstico adentrava pelo compartimento inferior e atravessa de um estágio para o outro modo ascensional.

Figura 2.2 - Digestor integrado a leito de evaportranspiração (DIET 2)

Nos DIET 1 e 2 foram plantadas *Musa acuminata 'Dwarf Cavendish'* e *Xanthosoma sagittifolium,* popularmente conhecidas, respectivamente, por bananeira e taioba. As espécies cultivadas nos digestores integrados a leitos de evapotranspiração foram escolhidas por serem de crescimento rápido, possuir capacidade de remover nutrientes e contaminantes do esgoto, características evapotranspirativa e recomposição paisagística.

Essas espécies são plantas tropicais e perenes, que requerem temperatura elevada, luminosidade e disponibilidade de água para o seu pleno desenvolvimento. Apresentam também uma grande capacidade de absorção de oxigênio e alta taxa de transpiração (Galbiati, 2009; Figueiredo et. al., 2018). De acordo com Bassoi (2001), Teixeira et al. (2002) e Borges (2004), uma planta de bananeira, por exemplo, consome de 27 a 36 litros de água por dia. É oportuno ressaltar que, 87,5% da massa total da bananeira é água. Outrossim, cabe destacar também que a banana e a taioba são muito benquistas pela população, independentemente de classe social, e apropriadas para a região de Minas Gerais (EPAMIG, 2011).

O plantio das mudas ocorreu no mês de setembro de 2022 e foi realizado por meio de propagação vegetativa. No DIET 1 foram plantadas três mudas de bananeiras na superfície do reservatório que continha brita, de maneira consorciada com mudas de taioba, distribuídas longitudinalmente ao centro do tanque e distantes 10 cm das bordas. Já no DIET 2 foi posto

uma muda de bananeira no centro do reservatório e de forma radial, com espaçamento de 10 cm entre elas, as mudas de taioba.

2.2 Operação, manutenção e monitoramento

Os protótipos foram construídos e implantado e conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos (AETR), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa. O local encontra-se a uma altitude de 684 m acima do nível do mare tem como coordenadas geográficas 20°46'24.52"S e 42°52'20.60"O. A precipitação anual é de aproximadamente 1345 mm, sendo dezembro o mês mais chuvoso e julho o menos chuvoso. O clima, segundo a classificação de Köppen & Geiger, é do tipo Aw, caracterizado por verões quentes e chuvosos, e invernos frios e secos (Alvares et al., 2014).

Os protótipos eram alimentados com efluente proveniente dos bairros e condomínios residenciais situados à montante da Universidade Federal de Viçosa (UFV), localizada no município de Viçosa, Brasil. Diante da ausência de ligação direta, o efluente era bombeado para um reservatório com capacidade de 10 mil litros e encaminhado para reservatórios menores, com capacidade de 1000 L cada, com o objetivo de se regularizar a vazão afluente. Dessa maneira, ainda que de forma não programada o efluente passava por um tratamento preliminar, que consistia na sedimentação de material mais grosseiro na elevatória e nos dois reservatórios subsequentes.

Os sistemas DIET 1 e DIET 2 foram operados de forma contínua ao longo de 270 dias, de outubro de 2022 a junho de 2023. Durante esse período, foram aplicadas três diferentes vazões (450, 600 e 900 L d^{-1}), distribuídas em três fases de 90 dias cada. Essas vazões foram projetadas para simular a produção de efluente doméstico de famílias compostas por 4, 6 e 9 pessoas, respectivamente, conforme o padrão de consumo estabelecido pela ABNT NBR 17076 (ABNT, 2024). As vazões diárias eram ajustadas por meio de um método volumétrico direto, com três medições de um minuto cada.

O tempo de retenção hidráulica (TRH) foi calculado com base nas vazões e no volume útil de cada unidade. No sistema DIET 1, o TRH foi de 48, 36 e 24 horas, enquanto no sistema DIET 2, foi de 20, 15 e 10 horas para as fases I, II e III, respectivamente.

2.3 Avaliação do protótipo

As unidades de tratamento foram avaliadas em conformidade com a DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022) e a ABNT NBR 17076 (2024). De acordo com as diretrizes da ABNT, foram monitorados os parâmetros pH, temperatura, sólidos Sedimentáveis (SP), sólidos suspensos totais (SST), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), nitrogênio amoniacal (NAT), fósforo total (PT) e oxigênio dissolvido (OD), por se tratar de sistemas mistos. Adicionalmente, foi avaliada a eficiência de remoção microbiológica por meio dos parâmetros Coliformes totais e *Escherichia coli*.

As amostras eram coletadas diariamente, no período da manhã, na entrada e saída dos sistemas avaliados. Essas amostras coletadas eram levadas ao Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) do DEA/UFV para análises de parâmetros físicos e químicos, de acordo com o preconizado pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24ª edição (APHA, 2022).

2.4 Análise estatística

As análises estatísticas descritivas foram efetuadas com o auxílio do programa Microsoft Excel e do plugin e XLSTAT Addinsoft SARL (2021). Nesta análise foram calculados os valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão, primeiro quartil, segundo quartil (mediana), terceiro quartil, bem como os valores discrepantes (outliers). A eficiência do tratamento nos DIET 1 e 2 nas fases I, II e III foram visualizados em gráficos gerados pelo software BoxPlotR (Spitzer, 2014).

2.5 Análise de custo e desafios operacionais

Os custos de todos os materiais necessários para a construção dos sistemas DIET foram estimados com base no Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil (SINAPI), utilizando como referência os valores de abril de 2024.

Além disso, foram discutidas todas as operações, ferramentas e habilidades necessárias para a construção, operação e manutenção da tecnologia, bem como as principais dificuldades enfrentadas nas fases. Propostas para superar esses desafios foram elaboradas visando à transferência eficaz da tecnologia.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Eficiência de remoção de poluentes sob diferentes vazões

Nas Tabelas 2.1, 2.2 e 2.3 apresentam as concentrações dos principais parâmetros físicos, químicos e bioquímicos no esgoto bruto (EB) e nos efluentes dos sistemas DIET 1 e DIET 2 nas três fases de operação. Ressalta-se que na fase I não foram monitorado os coliformes totais.

Tabela 2.1 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto (EB), DIET 1 e 2 na fase I.

Parâmetros	Fase I		
	EB	DIET 1	DIET 2
pH	7,27 ± 0,22 (51)	7,30 ± 0,14 (50)	7,33 ± 0,13 (40)
Temperatura	24,95 ± 2,11 (50)	24,62 ± 1,75 (49)	24,89 ± 1,95 (40)
OD (mg L^{-1})	0,35 ± 0,49 (49)	0,71 ± 1,11 (47)	0,45 ± 0,61 (40)
DBO (mg L^{-1})	85 ± 53,85 (9)	44 ± 20,85 (9)	55 ± 29,37 (7)
DQO (mg L^{-1})	208 ± 87,23 (8)	105 ± 53,04 (8)	127 ± 70,38 (7)
SP (mL L^{-1})	0,69 ± 3,97 (51)	0,03 ± 0,08 (50)	0,41 ± 1,14 (40)
SST (mg L^{-1})	25 ± 20,43 (10)	4 ± 3,39 (9)	18 ± 10,05 (11)
NAT (mg L^{-1})	38 ± 3,27 (5)	33 ± 7,37 (4)	37 ± 7,19 (3)
PT (mg L^{-1})	6 ± 1,09 (4)	6 ± 1,34 (4)	5 ± 1,53 (3)
CT (log NMP/100 mL)	-	-	-
E coli (log NMP/100 mL)	7,16 ± 0,18 (4)	5,20 ± 0,76 (4)	5,74 ± 0,76 (4)

Sendo: OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; SST: sólidos suspensos totais. Médias seguidas de desvio padrão e número de amostras (n).

Tabela 2.2 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto (EB), DIET 1 e DIET 2 na fase II.

Parâmetros	Fase II		
	EB	DIET 1	DIET 2
pH	7,13 ± 0,22 (58)	7,29 ± 0,12 (58)	7,29 ± 0,21 (58)
Temperatura	24,99 ± 1,94 (58)	24,48 ± 1,35 (58)	24,50 ± 1,42 (58)
OD (mg L^{-1})	0,20 ± 0,31 (58)	0,42 ± 0,79 (58)	0,21 ± 0,42 (58)
DBO (mg L^{-1})	103 ± 44,82 (12)	34 ± 8,98 (12)	53 ± 31,55 (12)
DQO (mg L^{-1})	425 ± 218,52 (8)	102 ± 24,32 (12)	146 ± 43,87 (12)
SP (mL L^{-1})	0,13 ± 0,40 (9)	0,00 ± 0,00 (9)	0,34 ± 0,44 (9)
SST (mg L^{-1})	158 ± 164,11 (16)	6 ± 3,95 (17)	24 ± 11,90 (15)
NAT (mg L^{-1})	53 ± 13,18 (11)	49 ± 9,78 (11)	51 ± 12,74 (11)
PT (mg L^{-1})	11 ± 4,44 (11)	8 ± 1,12 (11)	7 ± 1,74 (11)
CT (log NMP/100 mL)	6,94 ± 0,41 (4)	5,51 ± 0,46 (3)	6,00 ± 0,91 (4)
E coli (log NMP/100 mL)	6,79 ± 0,61 (5)	5,45 ± 0,73 (5)	5,90 ± 0,66 (4)

Sendo: OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; SST: sólidos suspensos totais. Médias seguidas de desvio padrão e número de amostras (n).

Tabela 2.3 - Parâmetros físicos e químicos do esgoto bruto (EB), DIET 1 e DIET 2 na fase III.

Parâmetros	Fase III		
	EB	**DIET 1**	**DIET 2**
pH	6,88 ± 0,12 (53)	7,16 ± 0,11 (52)	7,13 ± 0,17 (53)
Temperatura	20,39 ± 1,85 (53)	20.00 ± 1,85 (52)	20,35 ± 1,94 (53)
OD (mg L^{-1})	0,16 ± 0,11 (53)	0,28 ± 0,61 (52)	0,22 ± 0,46 (53)
DBO (mg L^{-1})	94 ± 31,91 (11)	38 ± 1,62 (9)	63 ± 16,65 (11)
DQO (mg L^{-1})	250 ± 102,63 (11)	102 ± 16,21 (10)	150 ± 25,26 (11)
SP (mL L^{-1})	0,50 ± 0,00 (9)	0,50 ± 0,00 (9)	0,50 ± 0,00 (9)
SST (mg L^{-1})	41 ± 17,93 (17)	16 ± 10,37 (16)	22 ± 15,15 (18)
NAT (mg L^{-1})	61 ± 12,82 (7)	64 ± 5,95 (7)	66 ± 8,53 (7)
PT (mg L^{-1})	8 ± 0,82 (9)	7 ± 1,69 (9)	9 ± 0,82 (8)
CT (log NMP/100 mL)	6,63 ± 0,14 (6)	5,65 ± 0,28 (6)	5,89 ± 0,23 (6)
E coli (log NMP/100 mL)	6,15 ± 0,19 (6)	5,27 ± 0,33 (6)	5,53 ± 0,19 (6)

Sendo: OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; SST: sólidos suspensos totais. Médias seguidas de desvio padrão e número de amostras (n).

O pH é essencial para o controle dos processos microbiológicos envolvidos na degradação da matéria orgânica e na remoção de nutrientes (Mesquita, 2021). Segundo Chernicharo (2016), Jordão e Pessoa (2017), Metcalf e Eddy (2016), o pH ideal para sistemas de tratamento de esgoto doméstico deve ser mantido entre 6,5 e 7,5, garantindo condições favoráveis para o crescimento e metabolismo da microbiota responsável pela decomposição da matéria orgânica. Além disso, a Resolução DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022 estabelece que o pH para despejo de efluentes em corpos hídricos deve estar entre 5,0 e 9,0 (Minas Gerais, 2022). Dessa forma, os resultados obtidos para o pH nos sistemas DIET 1 e DIET 2 indicam que os processos biológicos estão operando em condições adequadas, compatíveis com os parâmetros estabelecidos pelas normas brasileiras e com as melhores práticas para sistemas descentralizados de tratamento de efluentes.

A temperatura do afluente e do efluente variou entre 20ºC e 24ºC, mantendo-se acima do limite mínimo de 15ºC necessário para garantir a eficiência das reações bioquímicas em sistemas anaeróbios e mistos (Metcalf e Eddy, 2016; Jordão e Pessoa, 2017).

De acordo com as diretrizes da DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022, que estabelece os padrões de despejo de efluentes em corpos hídricos, a concentração de DBO deve ser inferior a 60 mg L^{-1} para lançamento em corpos d'água. Os sistemas DIET, em todas as fases, atenderam a essa exigência, com exceção do DIET 2 na fase III, que apresentou uma concentração de DBO ligeiramente superior (63 mg L^{-1}). Nota-se ainda que os menores valores foram observados na fase II, possivelmente devido à formação do biofilme, que otimiza a degradação da matéria

orgânica. Na fase III, com o incremento de vazão, pode ter havido perda dessa microbiota, o que contribuiu para uma variação da concentração

Da mesma forma, as concentrações de DQO no efluentes dos sistemas DIET que variaram de 101 a 150 mg L^{-1}, sendo todos inferiores ao limite de 180 mg L^{-1} exigidos pela legislação.

A relação DBO/DQO para os sistemas DIET 1 e 2 foi maior na fase I, com valores de 0,42 e 0,43, respectivamente, sendo classificada como biodegradabilidade moderada por von Sperling (2014). Na fase II, essa relação diminuiu para 0,34 no DIET 1 e 0,36 no DIET 2.

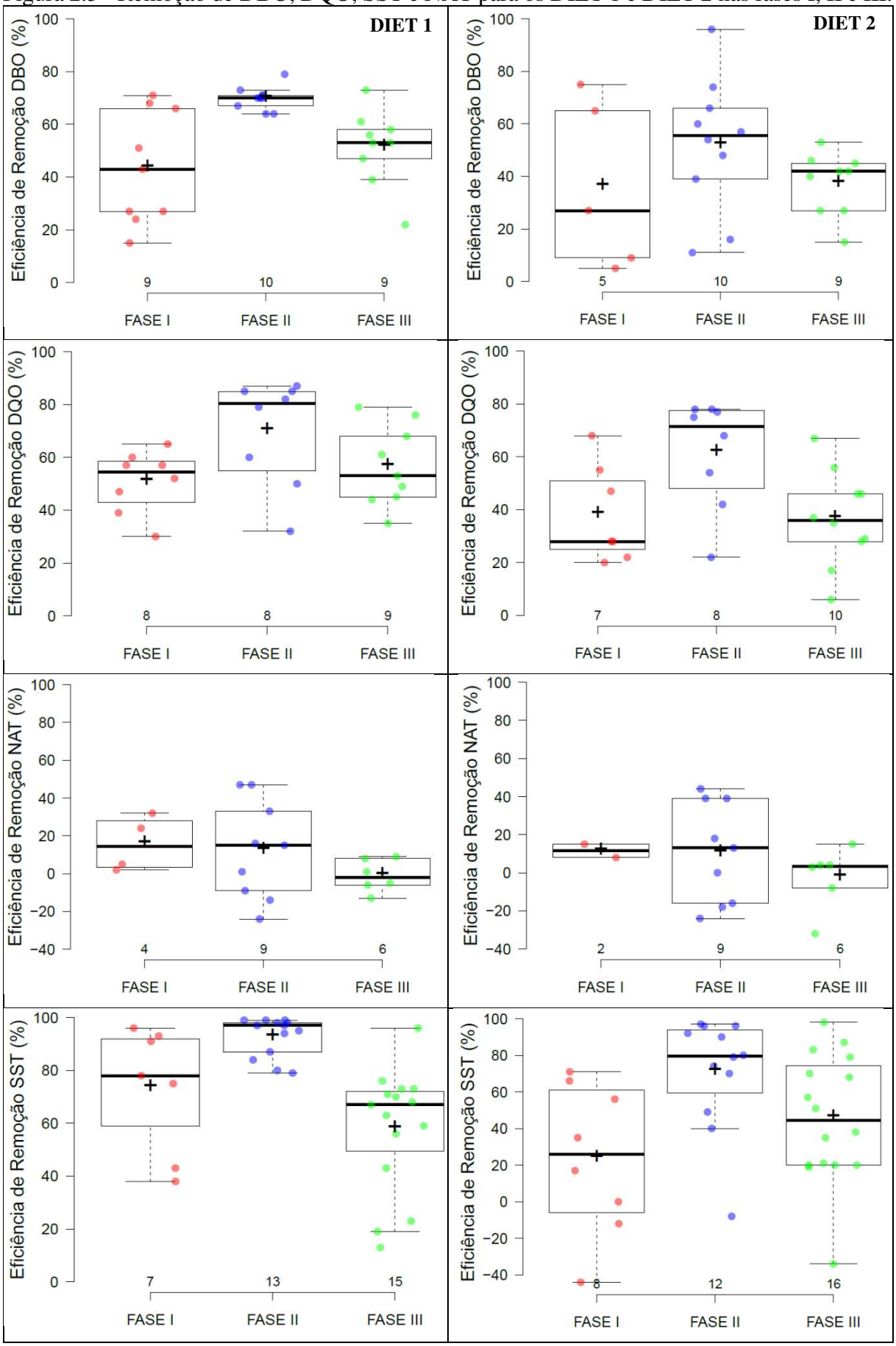
Os efluentes dos DIET apresentaram concentração de sólidos sedimentáveis abaixo de 1 mL L^{-1} e de sólidos suspensos inferiores a 100 mg L^{-1}, atendendo, assim, os requisitos da DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022 sobre o despejo de efluentes em corpos hídricos de Minas Gerais (Minas Gerais, 2022).

Em relação aos nutrientes, observou-se que não houve variação expressiva nas concentrações de NAT e fósforo total PT nos efluentes dos sistemas DIET em comparação ao esgoto bruto em ambas as fases. Os níveis de amônia excederam o limite recomendado de 20 mg L^{-1} para nitrogênio amoniacal, conforme estabelecido pela DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022). Este fato pode ser atribuído aos elevados TRH, que limitaram o tempo necessário para a ocorrência adequada do processo de nitrificação e reduziram o contato suficiente para a assimilação do nitrogênio pelas espécies vegetais cultivadas no sistema.

A concentração de indicadores microbiológicos foi reduzida nos sistemas DIET, com o DIET 1 apresentando melhores resultados na redução de coliformes totais e *Escherichia coli* em comparação ao DIET 2. Essa redução foi de uma unidade logarítmica, indicando uma eficiência de 90% desinfecção do efluente. No entanto, para que os níveis de remoção atendam aos critérios de reutilização estabelecidos pela DN COPAM-CERH/MG nº 65/2020, é necessária a aplicação de um processo adicional de desinfecção (Minas Gerais, 2020).

Na Figura 2.3 ilustra-se a eficiência de remoção de poluentes nos sistemas DIET 1 e 2 ao longo das três fases do estudo.

Figura 2.3 - Remoção de DBO, DQO, SST e NAT para os DIET 1 e DIET 2 nas fases I, II e III.



A remoção de matéria orgânica (DBO) nos sistemas DIET 1 e 2 foi maior na fase II, atingindo média de 70% e 52%, respectivamente. Nessa fase, possivelmente a microbiota já se encontrava plenamente estabelecida. No entanto, essa remoção foi inferior aos 85% exigidos pela DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022, quando não é alcançada a concentração mínima de 60 mg L^{-1} (Minas Gerais, 2022). Contudo, o critério de concentração foi plenamente atendido, conforme mencionado anteriormente. Na fase III, o desempenho do DIET 2 foi inferior, possivelmente devido ao aumento da vazão e consequente redução do tempo de retenção hidráulica, fatores que podem ter comprometido a estabilidade dos processos biológicos.

De maneira análoga, a remoção de DQO foi mais elevada durante a fase II em ambos os sistemas DIET. Nessa fase, 50% dos valores de eficiência no DIET 1 superaram 80%, enquanto, no DIET 2, metade dos dados apresentou eficiências superiores a 70%. No entanto, nas fases I e III do DIET 2, a eficiência de remoção foi inferior a 40%. Esse resultado pode ser atribuído ao desenvolvimento inicial lento da microbiota na fase I e, na fase III, ao curto TRH, que reduziu o tempo de contato do efluente com os microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica.

No DIET 1, a média de remoção de NAT variou de 15% na primeira fase para -7,66% na terceira fase. Já no DIET 2, a remoção foi de 12% na primeira fase e -2% na terceira. Essa baixa eficiência pode ser atribuída a vários fatores, incluindo a baixa disponibilidade de oxigênio e o tempo de retenção hidráulica (TRH) reduzido, que influenciaram diretamente a capacidade do sistema em promover a nitrificação e a subsequente remoção de amônia.

Em sistemas biológicos anaeróbios, a remoção de nitrogênio ocorre por meio da assimilação de compostos amoniacais na síntese celular, por rotas metabólicas alternativas, pelo armazenamento devido a estresse metabólico e pela sedimentação no lodo de fundo (Mesquita, 2019). Esse processo está diretamente relacionado à disponibilidade de oxigênio (OD) no meio, pois concentrações insuficientes de OD limitam a eficiência da remoção de nitrogênio amoniacal devido à competição entre microrganismos nitrificantes e heterotróficos pelo oxigênio disponível (Ruiz et al., 2006, Zheng et al., 2023). Segundo Shuyuan et al., (2024), o processo de nitrificação requer concentrações de OD superiores a 1,5 mg L^{-1}, um requisito que não é atendido em sistemas alagados construídos (SAC) tradicionais. Nos sistemas DIET 1 e 2, em nenhuma fase foi observada a disponibilidade adequada de oxigênio, resultando em uma baixa remoção de nitrogênio amoniacal total NAT.

No entanto, ressalta-se que o cumprimento dos limites de despejo de nitrogênio amoniacal não é exigido para soluções individuais de tratamento de esgoto sanitário (Minas Gerais, 2022).

No que se refere aos sólidos suspensos totais (SST), os sistemas DIET 1 e 2 demonstraram maior eficiência de remoção na fase II. Nessa fase, 92% dos valores de eficiência no DIET 1 superaram 80%, enquanto, no DIET 2, metade dos dados apresentou eficiências superiores a 80%. Vale destacar que, em todas as fases, o DIET 2 apresentou eficiências pontuais negativas, possivelmente devido ao arraste de lodo durante a coleta.

Em síntese, considerando que os sistemas DIET 1 e 2 são compostos por uma câmara decanto-digestora seguida de um digestor vegetado, os resultados obtidos para DBO, DQO e SST apresentaram eficiências compatíveis com as especificações da NBR 17076/2024 para filtros anaeróbios operando em conjunto com tanques sépticos. As faixas de eficiência preconizadas pela norma variam de 40% a 75% para DBO, 40% a 70% para DQO e 60% a 90% para SST (ABNT, 2024).

3.2 Estimativa do custo do sistema

A construção do DIET 1 e DIET 2 é simplificada, utilizando matérias-primas de baixo custo, naturais e de fácil acesso, o que os torna adequados para abordagens "faça você mesmo".

Na Tabela 2.4 e 2.5 são fornecidos detalhes sobre o orçamento relacionado à construção e implementação dos DIET, destacando os custos dos materiais, mão de obra e outros recursos necessários para a realização do projeto.

Tabela 2.4 - Quantitativo de materiais e mão de obra para construção do DIET 1.

Descrição	Unidade	Quantidade	Valor unitário	Valor total
Reservatório 250 L	unid	1,0	145,00	145,00
Reservatório 1000 L	unid	1,0	370,50	370,50
PVC joelho 90 ESG ϕ 50 mm	unid	14,0	2,20	30,80
PVC tê 90 ESG ϕ 50 mm	unid	2,0	6,55	13,10
PVC tubo esgoto ϕ 50 mm	m	6,6	11,15	73,59
PVC tubo esgoto ϕ 25 mm	m	2,0	3,50	7,00
PVC tubo esgoto ϕ 100 mm	m	0,66	12,87	8,50
Brita nº 1	m^3	1,0	244,00	244,00
Mão de Obra (pedreiro + servente)	dia	1,0	220,00	220,00
Total				1112,5

Fonte: Sinapi (abril/2024). Dólar comercial: $5,25, salário-mínimo R$1412,00.

Tabela 2.5 - Quantitativo de materiais e mão de obra para construção do DIET 2.

Descrição	Unidade	Quantidade	Valor unitário	Valor total
Reservatório 250 L	unid	2,0	145,00	290,00
PVC joelho 90 ESG ϕ 50 mm	unid	14,0	2,20	30,80
PVC te 90 ESG ϕ 50 mm	unid	2,0	6,55	13,10
PVC tubo esgoto ϕ 50 mm	m	6,6	11,15	73,59
PVC tubo esgoto ϕ 25 mm	m	2,0	3,50	7,00
PVC tubo esgoto ϕ 100 mm	m	0,66	12,87	8,50
Argila	L	100 L	0,81	81,00
Brita nº 1	m^3	0,2	244,00	48,80
Mão de Obra (pedreiro + servente)	dia	1,0	220,00	220,00
Total				772,8

Fonte: Sinapi (abril/2024). Dólar comercial: $5,25, salário-mínimo R$1412.

O investimento total para a construção e implementação do DIET 1 e DIET 2 foi de aproximadamente R$ 1112,50 e R$ 772,8, respectivamente. Esse levantamento foi realizado de acordo com dados do Sistema Nacional de Pesquisa de Custos e Índices da Construção Civil - SINAPI de abril de 2024. Considerando a taxa de câmbio do dólar comercial em 31/05/2024, que era de $5,25, os custos correspondem a $211,90 para o DIET 1 e $165,14 para o DIET 2. Salienta-se que o custo da mão de obra pode variar de acordo com a região.

Para uma família com renda mensal de R$ 1.412,00 (salário-mínimo vigente no Brasil em 2024), esses custos representam entre 5% e 7% da renda anual, o que evidencia a acessibilidade dos sistemas DIET em termos de investimento inicial.

Em comparação, Teixeira et al. (2019), avaliaram outras opções de tratamento de esgoto para unidades familiares na zona rural, como Tanque Séptico (R$ 1.198,42), Fossa Séptica Biodigestora da EMBRAPA (R$ 3.287,60) e Tanque de Evapotranspiração (R$ 4.024,89), enquanto Costa et al. (2019) registraram custos de R$ 3.047,80 para Bacia de Evapotranspiração em Ferrocimento, R$ 3.485,56 para Bacia de Evapotranspiração em Concreto Armado, R$ 3.299,79 para Bacia de Evapotranspiração em Alvenaria, R$ 5.581,17 para Jardim Filtrante, R$ 4.071,06 para Fossa/Filtro Anaeróbio com Sumidouro e R$ 1.036,87 para Fossa Séptica no Distrito Federal.

Nesse sentido, os sistemas DIET 1 e DIET 2 possuem custos de implementação inferiores às tecnologias mencionadas, tornando-os uma alternativa economicamente viável, especialmente em contextos de recursos limitados. Além disso, esses sistemas apresentam custos operacionais reduzidos em relação aos sistemas supracitados, o que favorece sua adoção em áreas rurais e regiões com infraestrutura sanitária deficiente.

Dessa forma, a relação custo-benefício dos sistemas DIET, considerando os menores investimentos iniciais e a simplicidade de operação, destaca sua potencialidade para atender à demanda por soluções descentralizadas e sustentáveis de saneamento, especialmente em comparação com os sistemas convencionais e de maior complexidade.

O manual de operação presente no Apêndice A complementa essa análise, detalhando as especificidades operacionais e servindo como uma referência técnica para a implementação e manutenção dos sistemas DIET. Neste mesmo apêndice, encontram-se o projeto arquitetônico e a visualização 3D, que ilustram os detalhes construtivos dos sistemas, proporcionando uma compreensão abrangente de sua estrutura e execução. No Apêndice B está ilustrado o desenvolvimento das espécies vegetais nos digestores integrados a leitos de evapotranspiração ao longo do experimento.

4 CONCLUSÃO

Os sistemas DIET 1 e 2 apresentaram desempenho satisfatório na remoção de poluentes, com destaque para a redução dos parâmetros DBO, DQO e SST. Além disso, os efluentes tratados atenderam a legislação para despejo em corpos hídricos, demonstrando a eficácia dos sistemas no tratamento de esgoto. A eficiência de remoção foi otimizada com uma vazão operacional de 600 L d^{-1}, configurando esse fluxo como o mais adequado para o funcionamento dos sistemas estudados.

A adoção de espécies vegetais com alta capacidade de evapotranspiração e ciclagem de nutrientes também contribuiu para o desempenho dos sistemas, maximizando a eficiência do tratamento com um uso reduzido de área.

Os custos de construção e operação dos sistemas DIET foram razoáveis, sendo acessíveis para populações com renda equivalente a um salário-mínimo e economicamente viável para aplicação em áreas rurais e periurbanas, onde a infraestrutura de saneamento é limitada.

As tecnologias DIET, notadamente o DIET 1, apresentam-se como alternativas promissoras para o saneamento descentralizado, com potencial para implementação em diferentes contextos e em larga escala. A continuidade de estudos de novas configurações de DIET e a integração com outras tecnologias de tratamento são recomendadas para otimizar a eficiência global dos sistemas e ampliar sua aplicabilidade.

Considerando o potencial de disseminação da tecnologia para tratamento de esgoto em nível domiciliar, foi elaborada uma cartilha como material suplementar, destinada a facilitar a

implementação, a transferência de tecnologia e o correto funcionamento dos sistemas de Digestores Integrados a Leito de Evapotranspiração (DIET) abordados neste estudo. A cartilha inclui plantas arquitetônicas detalhadas, abrangendo todas as etapas de montagem dos sistemas e procedimentos operacionais.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 17076: Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - Requisitos. Rio de Janeiro, 2024.

ADDINSOFT, P. XLSTAT. Data analysis and statistical solution for Microsoft Excel. Paris: Addinsoft SARL, 2021.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

ANÍCIO, S. de O.; SALAZAR, B. F. C.; FERRAZ, J. A.; SILVEIRA, L.; DICTORO, V. P.; MALHEIROS, T. F. Circular economy in sewage treatment stations: mapping in the scientific literature, research in the context of PCJ basins and a decision-making tool. RISUS – Journal on Innovation and Sustainability, São Paulo, v. 13, n. 4, p. 83-102, 2022.

BASSOI, L. H.; TEIXEIRA, A. H. C.; MOURA E SILVA, E. E.; RAMOS, C. M. C.; TARGINO, E. L.; MAIA, J. L. T.; FERREIRA, M. N. L. Comunicado Técnico 108: Consumo de água e coeficiente de cultura em bananeira irrigada por microaspersão. EMBRAPA Semiárido. p.4, 2001.

BORGES, A. L; SOUZA, L. da S.; TRINDADE, A. V. O cultivo da bananeira. Embrapa Mandioca e Fruticultura. p. 279, 2004.

CARDINALI, M.; DUMITRU, A.; VANDEWOESTIJNE, S.; WENDLING, L. Evaluating the Impact of Nature-Based Solutions. A Summary for Policy Makers - European Commission. European Union. 2021.

CASTELLAR, J. A. C.; TORRENS, A.; BUTTIGLIERI, G.; MONCLÚS, H.; ARIAS, C. A.; CARVALHO, P. N.; GALVÃO, A.; COMAS, J. Nature-based solutions coupled with advanced technologies: An opportunity for decentralized water reuse in cities. Journal of Cleaner Production, v. 340, 2022.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, p. 380, 2016.

EPAMIG. Hortaliças não convencionais: alternativa de diversificação de alimentos e de renda para agricultores familiares de Minas Gerais, EPAMIG: Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais Centro-Oeste. Prudente de Morais, 2011.

FIGUEIREDO, I. C. S.; SANTOS, B. S. C.; TONETTI, A. L. Tratamento de esgoto na zona rural: fossa verde e círculo de bananeiras. Biblioteca Unicamp. Campinas, p.28, 2018.

FIGUEIREDO, I. C. S.; BARBOSA, A. C.; MIYAZAKI, C. K.; SCHNEIDER, J.; COASACA, R. L.; MAGALHÃES, T. M.; TONETTI, A. L. Bacia de Evapotranspiração (BET): Uma forma segura e ecológica de tratar o esgoto de vaso sanitário. Revista DAE. núm. 220. São Paulo. v. 67, p. 115-127, 2019.

FOWDAR, H.; HATT, B. E.; BREEN, P.; COOK, P. L. M.; DELETIC, A. Designing living walls for greywater treatment. *Water Research*, v. 110, p. 218-232, 2017.

GALBIATI, A. F. Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração. Dissertação (Mestrado). Universidade de Mato Grosso do Sul. Campo Grande, MS. Brasil., p. 38, 2009.

HERZOG, C. P. Soluções baseadas na natureza para um novo paradigma no tratamento de esgoto em áreas urbanizadas. Parcerias Estratégicas, Brasília-DF, v. 25, n. 50, p. 133-158, 2020.

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, p.909, 2017.

KOBAYASHI, Y.; ASHBOLT, N. J.; DAVIES, E. G. R.; LIU, Y. Life cycle assessment of decentralized greywater treatment systems with reuse at different scales in cold regions. Environmental International, v. 134, 2020.

KOTSIA, D.; DELIGIANNI, A.; FYLLAS, N. M.; STASINAKIS, A. S.; FOUNTOULAKIS, M. S. Converting treatment wetlands into “treatment gardens”: Use of ornamental plants for greywater treatment. Science of The Total Environment, v. 744, 2020.

MAIMON, A.; GROSS, A. Greywater: Limitations and perspective. Current Opinion in Environmental Science & Health, v. 2, p. 1-6, abr. 2018.

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.

MCDONOUGH, B.; BRAUNGART, M. Cradle-to-Cradle — Remaking the way we make things. Nova Iorque. North Point Press. v. 1, p. 1-208, 2002.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; BORGES, A. C. Panorama da utilização de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de esgotos no Brasil. Revista DAE, São Paulo, v. 70, n. 236, pp. 34-51, 2022.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; de OLIVEIRA SANTOS, TF; BORGES, A. C; CALIJURI, M.C; SOUZA, F.M.P. Gestão descentralizada de esgoto por meio de fossas sépticas e filtros anaeróbios e seu potencial para atender aos padrões exigidos em um país em

desenvolvimento: um estudo de caso no Brasil. Environ Sci Pollut Res 28 , p. 50001-50016, 2021.

MESQUITA, T. C. R. Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, xiv, p. 209, 2019.

METCALF, E.; EDDY, M. Wastewater engineering: treatment and Resource recovery. Mic Graw-Hill, USA, p.2008, 2016.

NECZAJ, E.; GROSSER, A. Circular economy in wastewater treatment plant – challenges and barriers. *Proceedings*, v. 2, n. 11, p. 614, 2018.

OLIVEIRA, G. D. de; PEREIRA, I. A.; SOARES, A. F. S.; RAMOS, G. M. P. D. Tratamento Domiciliar de águas negras: tanque de evapotranspiração. Revista Petra, v. 4, n. 2, 2018.

OLIVEIRA JÚNIOR, J. L. Tratamento descentralizado de águas residuárias domésticas: uma estratégia de inclusão social. In: LIRA, W. S.; CÂNDIDO, G. A. Gestão sustentável dos recursos naturais: uma abordagem participativa. Campina Grande: EDUEPB, p. 213-232, 2013.

RUIZ, G.; D., RUBILAR, O.; CIUDAD, G.; CHAMY, R. Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. Bioresource Technology, v. 97, n. 2, p. 330-335, 2006.

SHUYUAN, Z.; GUO, L.; PAIPAI, S.; WENBO, N.; HAN, Q.; JUN, Y.; HONG, L.; RUILING, W. Novel overlapping constructed wetlands with water drops reoxygenation and lightweight fillers for decentralized wastewater treatment. Bioresource Technology, v. 408, 2024.

SPITZER, M.; WILDENHAIN, J.; RAPPSILBER, J. BoxPlotR: a web tool for generation of box plots. Nature Methods, v. 11, p. 121-122, 2014.

SURIYACHAN, C.; NITIVATTANANON, V.; AMIN, N. T. M. N. Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok. Habitat International, v. 36, n. 1, p. 85-92, 2012.

TEIXEIRA, A. H. D. C., BASSOI, L. H., COSTA, W. P. L. B., SILVA, J. A. M. & SILVA, E. E. G. Water consumption of a banana crop in São Francisco Valley, Brazil, estimated with the by Bowen ratio method. Revista Brasileira de Agrometeorologia v.10, p. 45-50, 2002.

TEIXEIRA, L. E.; SILVA, F. V.; BRANDÃO, L. F. S. Avaliação do custo e da eficiência de três opções de tratamento de esgoto doméstico para unidade familiar na zona rural. XII Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe. Aracaju/SE, 2019.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, p. 452, 2014.

ZEHNSDORF, A.; WILLEBRAND, K. C. U.; TRABITZSCH, R.; KNECHTEL, S.; BLUMBERG, M.; MÜLLER, R. A. Wetland roofs as an attractive option for decentralized water management and air conditioning enhancement in growing cities — a review. Water, 2019.

ZHENG, S.; LI, H.; FANG, T.; BO, G.; YUAN, D.; MA, J. Towards citizen science: On-site detection of nitrite and ammonium using a smartphone and social media software. Science of the Total Environment, v. 815, 2022.

CAPÍTULO III: EFICIÊNCIA DE DIGESTORES INTEGRADOS A LEITOS DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO E EQUIPAMENTOS COMPACTOS DE TRATAMENTO DE ESGOTO COMERCIAIS

RESUMO

A ausência de saneamento básico em áreas periurbanas e rurais constitui uma ameaça à qualidade da água e à saúde pública. Sistemas simplificados e descentralizados têm se mostrado soluções eficientes e sustentáveis para o tratamento de esgotos nessas regiões. Neste estudo visou-se avaliar a eficiência de equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE) unifamiliares, sendo estudados unidades comerciais e duas propostas de maneira inédita de reatores nomeados como digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET). O experimento foi realizado em três fases consecutivas de 90 dias cada, aplicando vazões de 450, 600 e 900 L d^{-1}, correspondendo a famílias de 4, 6 e 9 pessoas respectivamente, de padrão baixo de contribuição de esgoto, conforme classificação da Associação Brasileira de Normas Técnicas (ABNT). Os resultados foram avaliados por estatística descritiva, ANOVA de Kruskal-Wallis e análise de agrupamentos. Os sistemas inovadores DIET 1 e DIET 2 demonstraram desempenho físico-químico semelhante aos sistemas ECTE em quase todos os parâmetros analisados nas três fases. Para os parâmetros físicos ST e SDT, e os parâmetros químicos NTK, NAT e PT, os sistemas DIET não apresentaram diferença estatística em relação aos ECTE em ambas as fases. Diferenças só foram observadas para a cor, condutividade elétrica e DBO em apenas uma fase, e na turbidez e DQO em duas fases. Essas poucas diferenças significativas observadas não foram consistentes o suficiente para indicar uma superioridade clara de um sistema sobre o outro. O DIET 1 apresentou remoções de DQO (73%), SST (88%) e DBO (58%) igualando-se ao ECTE 1, o mais eficiente dos sistemas compactos analisados. Dessa forma, esses resultados indicam que o DIET 1 é tão eficaz quanto os melhores sistemas ECTE. As unidades atenderam à legislação ambiental para despejo de efluentes em corpos hídricos. O aumento da carga resultou em aumento nas concentrações de NTK, NAT e SST. vazão aplicada na fase 2 (600 L d^{-1}) pode ser indicada sem maiores problemas. O ECTE 1 e DIET 1 destacaram-se como as melhores opções para tratamento de esgoto doméstico unifamiliar, sendo ambas alternativas viáveis. No entanto, o DIET 1 possui um processo de construção simplificado, utilizando matérias primas baratas, naturais e de fácil acesso, o que o torna ideal para abordagens "faça você mesmo". Assim, o DIET 1 evidencia vantagens

econômicas e ambientais, estando alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU e a economia circular.

Palavras-chave: sistemas descentralizados, reatores anaeróbios, remoção de carga orgânica, qualidade da água.

1 INTRODUÇÃO

O despejo de elevadas cargas orgânicas nos cursos d'água diariamente representa uma ameaça expressiva para a qualidade da água e para a saúde pública. Essa prática compromete os diversos usos múltiplos dos recursos hídricos, incluindo abastecimento humano, agricultura e atividades industriais. Além disso, a presença de matéria orgânica favorece a proliferação de microrganismos patogênicos, aumentando o risco de doenças transmitidas pela água (von Sperling, 2014).

Nas regiões periurbanas e rurais, onde os serviços de saneamento básico são limitados, essa situação se agrava. Mesquita (2019) destaca que nessas áreas, comumente ocupadas por populações de baixa renda, verifica-se a mazela ou a ausência de serviços de esgotamento sanitário. De acordo com dados do Programa Nacional de Saneamento Rural - PNRS (2019), no Brasil, 22 milhões (79,42%) de moradores rurais não têm acesso à rede de coleta ou ao tratamento de esgoto sanitário.

A ausência desses serviços de saneamento básico nessas regiões se deve principalmente pela centralização dos sistemas de saneamento, predominante no país, bem como pela concentração de recursos e infraestrutura em áreas urbanas. Essa centralização aumenta os custos associados à expansão do saneamento para essas áreas, devido a necessidade de utilização de extensas redes coletoras de esgotos (Libralato; Volpi Ghirardini; Avezzù, 2012). Segundo a Funasa (2019), seria necessário um investimento de 195 bilhões ao longo de duas décadas para ampliar os serviços de saneamento no meio rural brasileiro, configurando-se como um desafio à universalização estipulada pela Lei Federal nº 14.026 (Brasil, 2020).

Nesse contexto, a adoção de sistemas simplificados e descentralizados tem se mostrado uma solução eficiente e sustentável para o tratamento de esgotos sanitários nessas regiões (Moussavi et al., 2010). Segundo Silva (2021), a utilização de unidades descentralizadas de tratamento de esgoto em locais com população equivalente de até 5.000 pessoas pode representar uma estratégia viável para mais de 20% das cidades brasileiras.

Os sistemas descentralizados são sistemas de tratamento de esgoto em pequena escala e instalados próximos ao local de produção, o que resulta em processos mais ágeis, eficientes e

econômicos. Segundo Subtil et al. (2016), os custos associados a esses sistemas podem ser até 60% menores em comparação com unidades de tratamento centralizadas. Tais sistemas são caracterizados por sua compacidade, autonomia, facilidade operacional e baixo consumo energético. Além disso, são mais flexíveis e adaptáveis às necessidades locais, uma vez que permitem a personalização do sistema de acordo com as características específicas do local, sendo ideais para pequenas comunidades, hotéis, condomínios, áreas rurais e periurbanas (Mesquita et al, 2022; Oliveira et al., 2018; Suriyachan et al., 2012).

Atualmente existem várias tecnologias disponíveis para o tratamento de esgoto descentralizado. Dentre essas opções destacam-se os equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE), conforme definidos pela ABNT NBR 17076 (ABNT, 2024). Esses equipamentos são sistemas anaeróbios, aeróbios ou mistos, pré-fabricados e projetados para sistemas locais de tratamento de esgoto com uma vazão diária de até 12.000 litros e uma carga orgânica total de até 3,80 kg DBO d^{-1}. Além de ocuparem menos espaço, eles oferecem custos reduzidos de fabricação, instalação, manutenção e operação.

De acordo Iribarnegaray et al. (2018), a configuração mais comum de ECTE descentralizada é o tanque séptico seguido de pós-tratamento e/ou disposição do efluente final em sumidouros. Por outro lado, Mesquita (2019) destaca que os principais sistemas compactos empregados no Brasil são os tanques sépticos associados a filtros de areia, reatores UASB e filtros anaeróbios. Esses sistemas são encarregados de realizar o tratamento primário dos esgotos e promover a digestão parcial da matéria orgânica.

Além desses sistemas compactos mais comumente empregadas no tratamento descentralizado de esgoto, também são utilizadas tecnologias baseadas na natureza (SBN), como os alagados construídos (SAC), o ciclo de bananeira e os tanques de evapotranspiração (TEvap). Essas soluções se mostram economicamente viáveis e são considerados alternativas sustentáveis, alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) das Nações Unidas. Além de apresentarem baixo custo de construção, operação e manutenção, os sistemas baseados na natureza possibilitam o reaproveitamento de materiais de construção, a produção de alimentos, a reutilização do efluente para fins não potáveis e oferecem uma integração harmoniosa com a paisagem (Benjamin, 2013). Essas características tornam as SBN uma alternativa aos sistemas tradicionais, especialmente em contextos em que a sustentabilidade e a eficiência econômica são prioritárias.

No entanto, a adoção de ECTE como alternativa aos sistemas convencionais enfrenta vários desafios. Apesar de avanços como a norma ABNT 17076/2024 no Brasil, muitos países do sul global carecem de legislação, regulamentos ou normas técnicas que estipulem regras e

diretrizes para a produção desses equipamentos e padrões de qualidade de efluentes de sistemas descentralizados. Essa lacuna regulatória pode levar à fabricação e implementação de sistemas de tratamento de esgoto inadequados e ineficientes, já que não há exigências de cumprimento de prescrições mínimas. Como resultado, é comum encontrar ECTE selecionados, dimensionados e fabricados incorretamente, falhando em atender aos padrões necessários para o despejo de efluentes nos corpos d'água.

Muitos destes ECTE utilizados por empresas de saneamento não oferecem um nível de tratamento compatível com a proteção da saúde pública e do ambiente devido a ausência de programas efetivos de gerenciamento que assegure a inspeção e monitoramento regulares do sistema (Massoud et al; 2009). Iribarnegaray et al (2018) observaram que os gestores urbanos, instituições e o consumidor final desconhecem o desempenho dessas unidades, o que dificulta o controle da qualidade da água tratada.

Nesse sentido, no presente trabalho objetivou-se avaliar a eficiência de digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET), uma tecnologia inovadora desenvolvida localmente, em equipamentos compactos de tratamento de esgoto doméstico (ECTE) para residências unifamiliares, comercializados no Brasil.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Local

O experimento foi implantado e conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos - AETR, do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa. Essa área foi selecionada por possuir espaço físico suficiente e incidência solar apropriada para a instalação dos sistemas de tratamento.

O local do experimento encontra-se a uma altitude de 684 m acima do nível do mare tem como coordenadas geográficas 20°46'24.52"S e 42°52'20.60"O. A precipitação anual é de aproximadamente 1345 mm, sendo dezembro o mês mais chuvoso e julho o menos chuvoso. O clima, segundo a classificação de Köppen & Geiger, é do tipo Aw, caracterizado por verões quentes e chuvosos, e invernos frios e secos (Alvares et al., 2014).

2.2 Material

A infraestrutura do experimento foi constituída de três equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE), comumente comercializados no Brasil, e dois sistemas concebidos no âmbito desta tese de doutorado (Figura 3.1). Essas unidades inovadoras combinava uma etapa de digestão anaeróbia seguida de outra com a presença de um leito filtrante vegetado, tendo sido nomeadas digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET) e sendo diferenciadas pelo volume.

Figura 3.1 - Sistemas de tratamento descentralizados formado pelos ECTE (A, B e C) e pelos DIET (D e E).

(A) ECTE 1

(B) ECTE 2

(C) ECTE 3

(D) DIET 1

(E) DIET 2

O ECTE 1 era constituído de um pequeno reator anaeróbio de escoamento ascendente e manta de lodo (UASB), seguido de um filtro anaeróbio (preenchido com mídia plástica), sendo que segundo o fabricante, tal arranjo pode trabalhar sob uma vazão de operação de 1000 L d^{-1}. Esse equipamento era capaz de atender uma residência com até sete pessoas, com uma

contribuição de esgoto de 130 L hab^{-1} d^{-1}, segundo a NBR 17076 (ABNT, 2024). O ECTE 2 era composto de um biodigestor operando em escoamento ascendente, em forma de cone e com um sistema de filtro anaeróbio (preenchido com mídia plástica) integrado. O ECTE 3, por sua vez, era um biodigestor em que os compartimentos de digestão e a filtração biológica anaeróbia são sequenciais, mas arranjados em um único equipamento. Segundo os fornecedores, o ECTE 2 e ECTE 3 podem tratar até 1300 L dia^{-1}, o que atenderia uma residência de até dez pessoas. Todos os ECTE eram de polietileno de alta densidade (PEAD) e de acordo com os fabricantes, teriam uma eficiência de remoção da matéria orgânica, em termos de DBO, entre 75% e 85%.

O DIET 1 foi constituído por uma câmara decanto-digestora de 250 L de capacidade instalada no centro de outro reservatório com volume de 1000 L. Ambos os reservatórios eram comerciais de PEAD e a alimentação ocorria de forma ascendente e radial no sistema. Como material de enchimento foi utilizada a brita nº 01 com granulometria variando de 9,5 e 19 mm, coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}) de 1,6 e volume de vazios 0,48 m^3 m^{-3}.

O DIET 2 foi formado por dois reservatórios de 250 L colocados um sobre o outro, sendo que a alimentação era feita de modo ascensional. O reservatório inferior ficou enterrado e funcionava como um pequeno decanto digestor. O reservatório superior continha argila expandida como material de enchimento para dar suporte as plantas e atuar de maneira semelhante a um sistema alagado construído (SAC).

Na Tabela 3.1 resumem-se as características dos ECTE e DIET avaliados. Este conjunto de informações é essencial para compreender a estrutura e a capacidade de cada unidade de tratamento de esgoto que foram objeto de estudo.

Tabela 3.1 - Resumo das características das unidades de tratamento de esgoto avaliadas.

SIGLA	nº unidades	Equipamentos compacto de tratamento	Diâmetro interno (m)	Altura (m)	Volume útil (L)
ECTE 1	2	Reator UASB + filtro anaeróbio	0,62 – 1,15	1,42 – 1,42	1000
ECTE 2	1	Digestor e filtros integrados	1,18	1,98	1300
ECTE 3	1	Digestor em série chicaneados e filtros anaeróbio	1,55	1,60	1300
DIET 1	2	Câmara decanto digestora e leito filtrante vegetado	0,6 – 1,52	1,15 – 0,97	620
DIET 2	2	Câmara decanto digestora e leite filtrante vegetado	0,6 – 0,6	1,15 – 1,15	375

Fonte: autor.

Os digestores integrados a leitos de evapotranspiração foram vegetados com as espécies *Musa acuminata* 'Dwarf Cavendish' e *Xanthosoma sagittifolium,* popularmente conhecidas, respectivamente, por bananeira e taioba.

O plantio das mudas ocorreu no mês de setembro de 2022 e foi realizado por meio de propagação vegetativa. No DIET 1 foram plantadas três mudas de bananeiras na superfície do reservatório que continha brita, de maneira consorciada com mudas de taioba, distribuídas longitudinalmente ao centro do tanque e distantes 10 cm das bordas. Já no DIET 2 foi posto uma muda de bananeira no centro do reservatório e de forma radial, com espaçamento de 10 cm entre elas, as mudas de taioba.

Os sistemas recebiam efluente proveniente dos bairros e condomínios residenciais situados à montante da Universidade Federal de Viçosa (UFV), localizada no município de Viçosa, Brasil. Esse efluente era bombeado para um reservatório com capacidade de 10 mil litros. Em seguida, o efluente era encaminhado para reservatórios menores, com capacidade de 1000 L cada, com o objetivo de se regularizar a vazão afluente. Dessa maneira, ainda que de forma não programada o efluente passava por um tratamento preliminar, que consistia na sedimentação de material mais grosseiro na elevatória e nos dois reservatórios subsequentes.

2.3 Arranjo experimental

O experimento foi realizado em três fases consecutivas, cada uma com duração de 90 dias, no período de outubro de 2022 a junho de 2023. Durante cada fase, a eficiência das unidades foi avaliada sob diferentes regimes de vazão. As vazões aplicadas em cada trimestre, sem intervalos de pousio, foram de 450, 600 e 900 L d^{-1}, respectivamente. Essas vazões correspondem, a produção de efluente doméstico de uma família composta por 4, 6 e 9 pessoas respectivamente, considerando-as de padrão baixo, conforme a ABNT 17076 (ABNT, 2024).

Desse modo, na Tabela 3.2Tabela indica-se o volume de cada unidade de tratamento de esgoto, os tempos de retenção hidráulica e as vazões aplicadas nas três fases. Essas vazões eram ajustadas diariamente pelo método volumétrico direto, com 3 repetições de um minuto cada.

Tabela 3.2 - Volume de cada unidade, vazão afluente (Q), tempo de retenção hidráulica (TRH) aplicados em cada fase de monitoramento.

Unidades	**Volume útil (L)**	**TRH (h)**		
		FASE I (Q = 450 L d^{-1})	**FASE II** (Q = 600 L d^{-1})	**FASE III** (Q = 900 L d^{-1})
ECTE 1	1000	53	40	27
ECTE 2	1300	69	52	35
ECTE 3	1300	69	52	35
DIET 1	900	48	36	24

DIET 2	375	20	15	10

Fonte: autor.

2.4 Monitoramento das unidades

As unidades de tratamento foram monitoradas durante 270 dias. As amostras eram coletadas diariamente, no período da manhã, na entrada e saída dos sistemas avaliados.

As amostras coletadas foram levadas ao Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) do DEA/UFV para análises dos parâmetros físicos e químicos. Essas análises foram realizadas de acordo com o preconizado pelo Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24ª edição (APHA, 2022).

Os parâmetros de qualidade monitorados nas ECTE e a frequência de análise estão apresentados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3 - Parâmetros e frequência de análise.

Parâmetro	Unidade	Método	Frequência
pH	-	4500-H+	Diária
Temperatura	ºC	2550	Diária
Turbidez	UNT	2130-B	Diária
CE	$\mu S\ cm^{-1}$	2510	Diária
OD	$mg\ L^{-1}$	4500-O:II	Diária
Cor	UC	2120-B	Diária
DBO	$mg\ L^{-1}$	5210-B	Semanal
DQO	$mg\ L^{-1}$	5220-D	Semanal
NTK	$mg\ L^{-1}$	4500-N_{org}-C	Semanal
NAT	$mg\ L^{-1}$	4500-NH_3-C	Semanal
PT	$mg\ L^{-1}$	4500-PT-E	Semanal
SP	$mL\ L^{-1}$	2540-F	Diário
ST	$mg\ L^{-1}$	2540-B	Semanal
SST	$mg\ L^{-1}$	2540-D	Semanal
SDT	$mg\ L^{-1}$	2540-C	Semanal
CT	NMP/100 mL	9223 - B	Mensal
E. coli	NMP/100 mL	9223 - B	Mensal

Sendo: CE: Condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; CT: coliformes totais; *E. coli*: *Escherichia Coli*.

Contudo, durante o período de monitoramento, foram registrados problemas operacionais pontuais que impediram a coleta de efluentes em algumas unidades, incluindo rompimento de rede, entupimentos e vazamentos. Como resultado, o número de dados disponíveis para análise pode variar entre diferentes parâmetros e reatores.

2.6 Avaliação do desempenho das ETEs

A avaliação de desempenho dos sistemas, bem como os parâmetros aplicados para tal, foi efetuada conforme os procedimentos estabelecidos pela ABNT NBR 17076 (2024). De acordo com a referida norma, ETEs mistas devem ter o monitoramento dos parâmetros pH, temperatura, DBO, DQO, SP, SST, NAT, PT e OD. Já as ETE puramente anaeróbias não são obrigadas a monitorar os três últimos.

As concentrações dos efluentes, determinadas por análises laboratoriais, e as eficiências de remoção das ETEs foram confrontadas com os padrões de despejos de efluentes estabelecidos pela legislação ambiental do estado de Minas Gerais, DN COPAM-CERH/MG nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022).

2.7 Análise estatística

As análises estatísticas descritivas foram efetuadas com o auxílio do programa Microsoft Excel e do plugin e XLSTAT Addinsoft SARL (2021). Nesta análise foram calculados os valores mínimos, máximos, médios, desvio padrão, primeiro quartil, segundo quartil (mediana), terceiro quartil, bem como os valores discrepantes (outliers).

A partir dessa análise foram excluídos os dados que apresentaram discrepâncias significativas em relação aos demais da amostra analisada, indicando possíveis erros de natureza analítica. Isso foi feito para assegurar uma avaliação mais precisa do comportamento dos sistemas.

Os softwares Statskingdom (2017) e Statisty (Jesussek et al., 2024) foram utilizados para se realizar a ANOVA não paramétrica de Kruskal-Wallis, seguida do teste de Dunn-Bonferroni para verificar as possíveis diferenças entre grupos, considerando-se um fator. Tal estratégia se deveu a ausência dos dados do efluente do ECTE 3 para a terceira fase, que gerou desbalanceamento no experimento. Ao se avaliar os pressupostos para a ANOVA (normalidade dos resíduos e homogeneidade das variâncias), observou-se que o segundo não foi satisfeito ($p \leq 0,05$, teste de Levene). Assim, a ANOVA fatorial (fatores reator e fase) não pôde ser conduzida, resultando em uma análise inicial fase a fase. Os resultados destes testes foram apresentados em tabelas, e a distribuição dos dados, assim como a comparação entre os ECTE e DIET foram visualizados em gráficos gerados pelo software BoxPlotR (Spitzer, 2014).

Por fim, realizou-se uma análise de agrupamentos (clusters) com o objetivo de aprimorar a visualização das disparidades entre os reatores e determinar quais são semelhantes com base

nos parâmetros monitorados. Para essa análise, utilizou-se o software Clustvis, desenvolvido por Metsalu et al. (2015), que produziu um mapa de calor (heatmap). Esse heatmap permite visualizar os valores nas células por meio de um gradiente de cores, proporcionando uma visão geral dos maiores e menores valores da matriz. Ademais, a divisão das amostras em grupos com base em suas semelhanças permite interpretar conjuntos de linhas ou colunas em vez de conjuntos individuais (Ionov et al., 2020; Metsalu et al., 2015).

No software foram inseridas as medianas de cada parâmetro para cada ECTE. Tanto as linhas quanto as colunas foram agrupadas usando distância de correlação euclidiana e o método aglomerativo para a formação dos clusters de Ward.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Caracterização física e química do afluente e das ECTE

Os resultados das concentrações obtidas para os principais parâmetros físicos, químicos e bioquímicos do esgoto doméstico gerado pelos condomínios residenciais existentes à montante da Universidade Federal de Viçosa (UFV) são apresentados na Tabela 3.4

Tabela 3.4 - Caracterização do esgoto afluente às ECTE.

Parâmetros	**Afluente**					
	n	**Média**	**DP**	**Mediana**	**Mín**	**Máx**
pH	162	7,09	0,25	7,02	6,61	7,87
Temperatura (^{o}C)	158	23,32	2,86	23,9	15,1	29,9
CE (mS cm^{-1})	154	889	158	946	572	1124
Turb (UNT)	156	47	26	42	2	129
Cor (UH)	132	1602	1222	1186	157	6257
OD (mg L^{-1})	138	0,13	0,08	0,11	0,01	0,40
DBO (mg L^{-1})	32	95	43	87	18	198
DQO (mg L^{-1})	26	271	137	232	58	561
NTK (mg L^{-1})	24	60	19	64	14	86
NAT (mg L^{-1})	23	52	14	48	34	81
PT (mg L^{-1})	24	8,9	3,5	8,1	4,6	20,5
SP (mL L^{-1})	60	0,61	0,68	0,00	0,00	5,00
ST (mg L^{-1})	50	623	355	481	210	1946
SST (mg L^{-1})	46	140	254	41	3	1060
SDT (mg L^{-1})	46	447	223	408	21	1209

Sendo: CE: Condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais.

O afluente apresentou concentrações dentro dos valores típicos para esgotos sanitários para a maioria dos parâmetros, conforme classificação estabelecida por Metcalf e Eddy (2017) e Jordão e Pessoa (2017). Segundo esses autores, esgotos domésticos com concentrações de DBO, DQO, ST, SST e SDT de até 220, 500, 720, 220 e 500 mg L^{-1}, são considerados como representativos do padrão típico médio.

A concentração dos poluentes no esgoto doméstico é suscetível a variações devido a uma série de fatores inter-relacionados. Estes incluem não apenas a contribuição per capita do poluente, mas também a densidade populacional, os padrões de uso de água, a presença de despejos comerciais, agrícolas e industriais, além de aspectos socioeconômicos, como a renda e acesso a serviços de saneamento básico (von Sperling, 2014).

A concentração de DBO observada foi de 95 mg L^{-1}, o que sugere uma elevada diluição, possivelmente influenciada pelos padrões de consumo e comportamentos da população. Essa condição é atribuída ao fato do afluente analisado neste estudo ser proveniente de condomínios residenciais de alto padrão localizados a montante do ponto de captação na UFV, cujo consumo de água tende a ser maior. Dados do IBGE (2010), ajustados pelo Índice Nacional de Preços ao Consumidor Amplo (IPCA), revelam que a renda média dos domicílios geradores é de R$ 22.000,00 por mês, classificando-os como pertencentes à Classe A. Este cenário reforça o entendimento de Hussien et al. (2016), que destacam o aumento do consumo de água *per capita* conforme a renda familiar é aumentada. Dessa forma, é esperado que áreas residenciais com renda mais elevada produzam esgoto com menor concentração de matéria orgânica.

O afluente analisado apresentou uma relação DBO/DQO de 0,35, inferior aos valores relatados por von Sperling (2014) para esgoto doméstico bruto, que varia entre 0,42 e 0,59. Além disso, conforme escala proposta pelo mesmo autor, o afluente é classificado como de biodegradabilidade moderada. Kajitvichyanukul e Suntronvipart (2006) destacam que este tipo de afluente pode conter substâncias químicas de baixa biodegradabilidade, que podem afrouxar ou retardar o processo biológico. Ainda, segundo Jordão e Pessoa (2017), ao final do processo biológico, espera-se que o efluente apresente uma fração biodegradável da DQO menor em comparação com a fração não biodegradável. Esta última, por sua vez, tende a permanecer praticamente inalterada, já que a fração recalcitrante é pouco suscetível à ação dos microrganismos (van Haandel et al., 2015).

Embora o afluente analisado seja considerado moderado em termos de biodegradabilidade, sua característica é mais pronunciada em relação ao nitrogênio. A concentração média de NTK é de 60 mg L^{-1}, enquanto a concentração de nitrogênio amoniacal total é de 52 mg L^{-1}. Isso indica que a fração orgânica do nitrogênio no afluente é de apenas 8

mg L^{-1}, conferindo-lhe características eutrofizantes. Os altos valores da fração amoniacal podem ser atribuídos principalmente ao fato de que o esgoto doméstico analisado consiste essencialmente de efluentes de banheiros e cozinhas, que são mais concentrados em termos de nitrogênio amoniacal (Metcalf e Eddy, 2017).

Em relação aos sólidos sedimentáveis, o afluente é considerado fraco, conforme indicado por Metcalf e Eddy (2017) e Jordão e Pessoa (2017). Os valores médios encontrados foram abaixo de 1 mL L^{-1}, indicando uma baixa necessidade de tratamento físico.

O pH do afluente permaneceu estável durante todo o período de estudo, apresentando valores entre 6,61 e 7,87 e em média de 7,09. De acordo com Chernicharo (2016), Jordão e Pessoa (2017), Metcalf e Eddy (2016), esses valores são ótimos para o crescimento dos microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia, a qual ocorre em meios com pH na faixa de 6,5 a 7,5.

Durante o período de estudo, observaram-se poucas variações na temperatura, com uma média registrada de 23,32 ºC. Esse valor está dentro da faixa típica para esgoto doméstico, conforme descrito por Metcalf e Eddy (2016) e Jordão e Pessoa (2017), que varia de 20 a 25 º C. Os valores mínimos e máximos encontrados de 15,1 e 29,9 ºC, respectivamente, são compatíveis com a temperatura ambiente comumente da estação, sendo a menor temperatura encontrada no inverno e a maior no período de verão.

Os valores das concentrações médias obtidas nos efluentes das cinco unidades para a fase I, II e III são apresentados nas, Tabela 3.5, 3.6 e 3.7 respectivamente.

Tabela 3.5 - Parâmetros físicos e químicos dos efluentes avaliados na fase I.

Parâmetros	**FASE I**				
	ECTE 1	**ECTE 2**	**ECTE 3**	**DIET 1**	**DIET 2**
pH	7,45a	7,41ab	7,44a	7,30c	7,35bc
Temperatura (ºC)	25,0	25,0	24,8	24,7	25,0
CE (µS cm^{-1})	643	657	653	644	658
Cor (UC)	317	419	408	389	404
Turbidez (UNT)	13a	14ab	15ab	15ab	21b
OD (mg L^{-1})	0,23	0,09	0,09	0,15	0,20
DBO (mg L^{-1})	38	54	45	43	58
DQO (mg L^{-1})	104	112	115	101	99
NTK (mg L^{-1})	34	38	35	35	33
NAT (mg L^{-1})	39	41	37	33	36
PT (mg L^{-1})	5	6	6	6	5
SP (mL L^{-1})	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
ST (mg L^{-1})	324	319	328	325	377
SST (mg L^{-1})	13	8	16	4	20
SDT (mg L^{-1})	302	307	337	298	348

Sendo: CE: Condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total;

SP: sólidos sedimentáveis; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais. Medianas seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Dunn-Bonferroni. Nos casos que não houve diferenças, as letras não foram mostradas.

Tabela 3.6 - Parâmetros físicos e químicos dos efluentes avaliados na fase II.

Parâmetros	FASE II				
	ECTE 1	ECTE 2	ECTE 3	DIET 1	DIET 2
pH	7,69a	7,40c	7,63a	7,30b	7,30b
Temperatura (ºC)	25,0	25,1	25,1	24,6	24,6
CE (µS cm^{-1})	935a	965ab	894ac	915ac	961ab
Cor (UC)	426a	593b	498ab	492ab	546ab
Turbidez (UNT)	21a	33bc	23ac	33ab	37b
OD (mg L^{-1})	0,09a	0,06bc	0,05bc	0,06ac	0,05b
DBO (mg L^{-1})	39	52	31	32	48
DQO (mg L^{-1})	122ab	142a	125ab	100b	139a
NTK (mg L^{-1})	60	66	67	60	63
NAT (mg L^{-1})	55	57	43	49	50
PT (mg L^{-1})	8	9	8	8	8
SP (mL L^{-1})	0,5	0,5	0,5	0,5	0,5
ST (mg L^{-1})	354	364	325	348	360
SST (mg L^{-1})	15ab	16a	13ab	6b	23a
SDT (mg L^{-1})	340	348	316	332	316

Sendo: CE: Condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais. Medianas seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Dunn-Bonferroni. Nos casos que não houve diferenças, as letras não foram mostradas.

Tabela 3.7 - Parâmetros físicos e químicos dos sistemas avaliados na fase III.

Parâmetros	FASE III			
	ECTE 1	ECTE 2	DIET 1	DIET 2
pH	7,54b	7,34c	7,20a	7,16a
Temperatura (ºC)	20,2	20,3	20,2	20,5
CE (µS cm^{-1})	1035	1036	1004	1042
Cor (UC)	632	659	636	676
Turbidez (UNT)	47	44	39	43
OD (mg L^{-1})	0,14a	0,06b	0,08ab	0,06b
DBO (mg L^{-1})	44ab	44ab	39b	60a
DQO (mg L^{-1})	122ab	125ab	108b	149a
NTK (mg L^{-1})	72	72	67	73
NAT (mg L^{-1})	69	69	66	67
PT (mg L^{-1})	8	9	7	9
SP (mL L^{-1})	0,5	0,5	0,5	0,5
ST (mg L^{-1})	396	405	390	406
SST (mL L^{-1})	20	20	13	20
SDT (mg L^{-1})	370	380	379	386

Sendo: CE: Condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; SP: sólidos sedimentáveis; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais. Medianas seguidas de mesma letra na coluna não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Dunn-Bonferroni. Nos casos que não houve diferenças, as letras não foram mostradas.

Na fase III, os dados relativos a ECTE 3 estão ausentes devido a vazamentos ocorridos na unidade que não puderam ser estancados. É importante salientar que os manuais das fabricantes das ECTE 1, 2 e 3, recomendaram que todas as unidades fossem enterradas. No entanto, devido à natureza experimental do projeto, optou-se por operar as unidades acima do solo, o que culminou no rompimento e no consequente extravasamento do efluente em alguns pontos.

Os sistemas descentralizados se diferenciaram estatisticamente nos valores de pH em ambas as fases analisadas. No entanto, as variações foram mínimas, oscilando apenas entre 7,16 e 7,69. Verificou-se que nos efluentes do ECTE 1, o pH mais elevado em todas as fases, enquanto os efluentes do DIET 1 e 2 tiveram os valores mais baixos em média. Todos os sistemas operaram dentro da faixa considerada ideal para o crescimento dos microrganismos envolvidos no processo de digestão anaeróbia, que é entre 6,0 e 8,0, conforme indicado por Chernicharo (2016).

As temperaturas se mantiveram estáveis dentro das fases. Verifica-se que as menores médias de temperaturas foram observadas na fase 3, pois foi realizada no fim do outono onde as temperaturas do ambiente tendem a cair. A atividade microbiana não foi comprometida devido aos efluentes possuírem valores superiores ao valor mínimo de 15 ºC, conforme indicado por Chernicharo (2016). Além disso, 33% dos valores situaram-se dentro do intervalo de temperatura ideal, de 25 a 35ºC, conforme o mesmo autor.

Embora a turbidez não seja um parâmetro determinante para o despejo de efluentes em corpos d'água, sua determinação é preponderante para inferir sobre o aspecto estético do efluente e a presença de microrganismo patogênicos, uma vez que estes podem estar associados aos sólidos em suspensão que também conferem turbidez. Observa-se que nas fases I e II, ocorreu uma variação significativa entre os sistemas, sendo verificado no ECTE 1 os menores valores. Na fase III, os equipamentos não apresentaram diferenças significativas. Isso pode ser atribuído a estabilização dos sistemas, tendo em vista que os mecanismos de remoção são semelhantes.

A matéria orgânica, medida indiretamente pelos parâmetros DBO e DQO, manteve um comportamento uniforme para todas as unidades na fase I do estudo. Nas fases II e III, no entanto, foi observada uma variabilidade significativa entre as unidades, especialmente entre o DIET 1 e o DIET 2. Apesar dessas variações, os efluentes de ambas as unidades estão dentro da faixa esperada para sistemas de tratamento anaeróbio que é de 40 a 80 mg L^{-1} para DBO e de 100 a 200 mg L^{-1} para DQO, conforme Oliveira e von Sperling (2011). Esse resultado está em consonância com o observado por Chernicharo et al. (2001), no qual os efluentes de sistemas

anaeróbios podem apresentar baixa concentração de matéria orgânica e um efluente bastante clarificado.

Adicionalmente, o DIET 1 consistentemente apresentou as menores concentrações de DBO e DQO, sugerindo uma maior eficiência na remoção de matéria orgânica, mesmo com um menor tempo de retenção hidráulica em relação às ECTE. Essa superioridade do DIET 1 pode ser atribuída ao escoamento ascendente otimizado e ao material de suporte que favorece a colonização microbiana, contribuindo para uma degradação biológica mais eficiente da matéria orgânica. Esses elementos indicam que o DIET 1 possui um design eficaz para a redução da carga orgânica, resultando em uma qualidade satisfatória do efluente final.

De maneira geral, as unidades apresentaram uma estabilidade ao longo das fases do estudo em relação aos sólidos totais e dissolvidos. No entanto, principalmente na fase II, onde a diferença estatística foi observada, o DIET 1 destacou-se por apresentar diminutas concentrações de sólidos suspensos totais (SST). Essa menor concentração de SST ao longo das fases sugere que DIET 1 tem uma configuração que facilita a sedimentação e filtração de partículas suspensas.

Quanto aos nutrientes NTK, NAT e P, não foram evidenciadas diferenças entre os equipamentos em ambas as fases do estudo. Isso era esperado, considerando que todas as unidades empregam o mesmo método de tratamento anaeróbio.

Em síntese, com base na caracterização física e química, as variações observadas em certos parâmetros ao longo do estudo podem ser atribuídas às distintas tecnologias e processos empregados em cada equipamento, bem como às condições específicas de operação e manutenção durante cada fase do estudo. Ainda, cabe salientar que, apesar dessas variações, todos os equipamentos produziram efluentes com as características similares com as descritas por Jordão e Pessoa (2017), Metcalf e Eddy (2016), Oliveira e von Sperling (2011) e von Sperling (2014).

3.2 Eficiências de remoção e atendimento aos padrões de despejo de efluentes

A análise da eficiência de remoção de cada ECTE em todas as fases foi conduzida para os parâmetros de turbidez, DBO, DQO, SST e NAT, uma vez que tais parâmetros são explicitamente citados na DN COPAM/CERH nº 08/2022. Os resultados obtidos para cada parâmetro são expressos em porcentagem e estão detalhados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 - Valores percentuais médios (%) de remoção de turbidez, DBO, DQO, SST, NAT dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto.

Parâmetro	Fase	Eficiência de Remoção (%)				
		ECTE 1	ECTE 2	ECTE 3	DIET 1	DIET 2
Turbidez	Fase I	39	38	34	29	4
	Fase II	76	65	75	67	60
	Fase III	13	22	-	25	20
	Total	53	49	68	50	39
DBO	Fase I	57	45	40	48	36
	Fase II	68	57	65	67	48
	Fase III	52	50	-	55	33
	Total	60	51	52	58	40
DQO	Fase I	45	38	44	50	39
	Fase II	80	77	81	83	76
	Fase III	50	49	-	59	40
	Total	68	65	70	73	62
SST	Fase I	52	61	2	74	28
	Fase II	89	88	88	95	85
	Fase III	46	29	-	64	45
	Total	78	75	74	88	73
NAT	Fase I	-6	-9	-1	13	2
	Fase II	0	-2	16	8	4
	Fase III	-7	-8	-	-5	-7
	Total	-4	-5	20	3	-3

Sendo: DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NAT: nitrogênio amoniacal; SST: sólidos suspensos totais.

A turbidez expressa a interferência à passagem de luz através do líquido, ou seja, a transparência da água. Os valores desse parâmetro variam de acordo com a presença de partículas em estado coloidal, em suspensão, matéria orgânica e inorgânica finamente dividida, plâncton e outros organismos microscópicos. Dessa forma, a remoção da turbidez indica a eliminação dessas partículas em suspensão, incluindo cistos de protozoários, o que resulta em um efluente com aspecto esteticamente agradável e garante a proteção a saúde.

Observa-se na Tabela 3.8 que os equipamentos apresentaram maiores taxas de remoção de turbidez na fase II, com destaque para as ECTE 1 e 3, que alcançaram eficiência superiores a 70%. No entanto, devido as fases I e III, nas quais as unidades avaliadas apresentaram desempenho mais modesto, a eficiência global foi menor do que o esperado. A menor eficiência observada na fase I pode ser atribuída à ausência de material biológico no meio suporte, considerando que o tempo médio para a sua formação em sistemas anaeróbios demanda certo tempo. Já o resultado da fase III pode estar relacionado ao aumento da vazão, resultando em

um menor tempo de retenção hidráulica e possivelmente no desprendimento e arraste do biofilme contido no material suporte.

Na fase II, os equipamentos compactos demonstraram um desempenho superior na remoção de DBO, alcançando médias acima de 60%, com destaque para a ECTE 1 e o DIET 1. Essa similaridade no desempenho pode ser atribuída ao fato de ambos os sistemas possuírem mesma constituição em relação ao modelo compacto e número de unidades sequenciais. Em contraste, os sistemas ECTE 2 e 3 utilizam de unidades de tratamento compactos, em que a fossa e o filtro estão acoplados. Para a retenção eficaz da biomassa nestes sistemas é primordial manter reduzidas as velocidades ascensionais nas áreas de digestão e decantação, o que pode não ter ocorrido (Chernicharo, 2016; Costa, 2009).

A eficiência global de remoção de DBO para todos os sistemas foi inferior a faixa de 70 a 90% observada em efluentes de filtros anaeróbios precedidos de tanques sépticos em escala plena e citada por Chernicharo (2016), Jordão e Pessoa (2017) e von Sperling (2014). Além disso, é importante destacar que as ECTE não alcançaram a remoção de 85% de DBO conforme indicada pelos fabricantes, mesmo quando aplicadas vazões inferiores à capacidade máxima.

De modo análogo a DBO, os sistemas de tratamento avaliados apresentaram maiores taxas de remoção na fase II para DQO e taxas menores na fase I e III. As maiores taxas de remoção, ao longo do experimento, foram observadas no DIET 1, atingindo 83% na fase II. É interessante observar que numericamente a matéria recalcitrante foi mais removida em comparação com a matéria biodegradável. Esse fato pode ser atribuído ao afluente conter uma maior fração de matéria orgânica não biodegradável, já apresentando uma razão DBO/DQO modesta desde a aplicação inicial.

O ECTE 3 e DIET 1 apresentaram valores de remoção de DQO, ao longo do experimento, dentro da faixa reportada por Chernicharo (2016), Jordão e Pessoa (2017) e von Sperling (2014), a qual é típica de efluentes de tratamento de tanque séptico seguido de filtro anaeróbio, variando de 70 a 80%. Em comparação com Silva e Souza (2011), que avaliaram 16 ETE formada por tanques sépticos seguido de filtros anaeróbios em escala plena, que relataram eficiência média de 55%, os resultados encontrados para todos os sistemas neste estudo foram superiores.

As ETEs demonstraram eficiências globais na remoção de sólidos suspensos dentro da faixa de 60 a 90%, reportados pela ABNT (1997). Esses resultados foram superiores aos citados por Oliveira e von Sperling (2011), os quais relataram um percentual de remoção de SST igual a 66% em ETE que utilizam tanques sépticos e filtros anaeróbios. Além disso, mais uma vez, a fase II se destacou como a que as ETE alcançaram melhor desempenho. Nessa fase, nota-se que

o DIET 1 apresentou taxas de remoção de 95%. No entanto, na fase III, observou-se que o ECTE 2 alcançou apenas 29% de remoção, o que pode ser atribuído ao aumento de vazão, resultando no arraste de parte do lodo decantado e/ou em processo de digestão com o efluente.

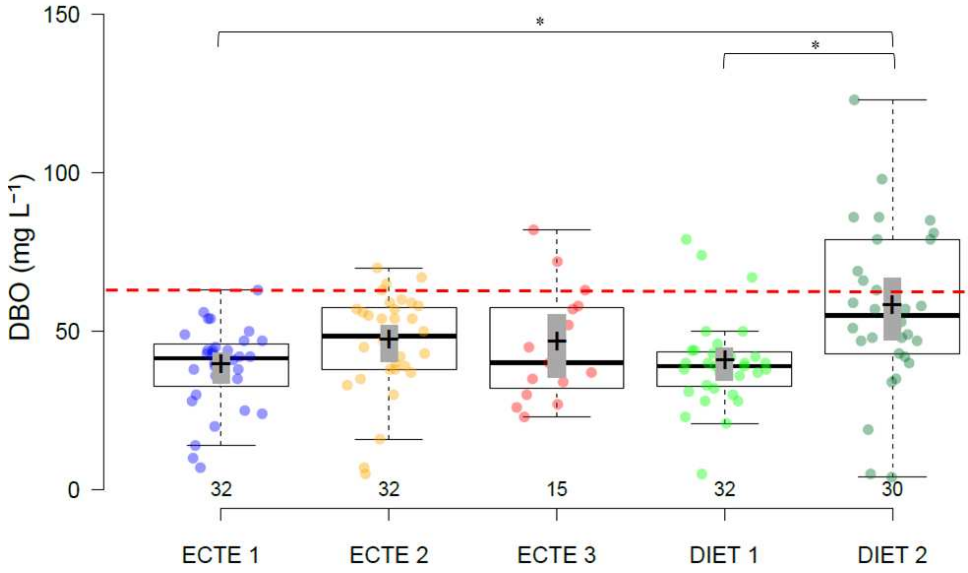
A eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal está diretamente relacionada à capacidade de adaptação e atividade microbiana, que podem ser influenciadas por fatores como a presença de substratos apropriados, tempo de retenção hidráulica, temperatura, pH, oxigênio e densidade de biomassa (Chernicharo, 2016; Metcalf & Eddy, 2016). Além disso, a presença de condições desfavoráveis, como altas taxas de vazão ou concentrações elevadas de compostos inibitórios pode afetar negativamente a eficiência do processo de remoção de nitrogênio amoniacal total. Assim, observa-se que nas fases I e II, as unidades vegetadas (DIET 1 e DIET 2) demonstraram uma eficiência de remoção de nitrogênio amoniacal total (NAT) positiva. Esse fenômeno pode estar relacionado à demanda por nutrientes necessários para o desenvolvimento das plantas. No entanto, é importante ressaltar que as plantas utilizam apenas a quantidade necessária para seu crescimento, o que pode limitar a eficiência de remoção além desse ponto.

O ECTE 3 alcançou uma eficiência de remoção de NAT de 16% durante a fase II. Esse resultado pode ser atribuído à baixa concentração de matéria orgânica presente no efluente da unidade, uma vez que as concentrações de DBO aferida foi de 31 mg L^{-1}. Em sistemas anaeróbios, a remoção de nitrogênio amoniacal é limitada, mas pode ocorrer principalmente através da assimilação pela biomassa microbiana e, em menor grau, por processos de volatilização. Desse modo, quando a carga orgânica é baixa, a competição entre os microrganismos pelo nitrogênio disponível diminui, permitindo uma assimilação mais eficiente do nitrogênio amoniacal pela biomassa microbiana (Chernicharo, 2016; Metcalf & Eddy, 2016). Outro fator associado é o tempo de retenção hidráulica que pode ter contribuído para a eficiência observada.

A partir destes resultados, procedeu-se a uma comparação estatística das unidades ao longo de todo o período estudado para avaliar o cumprimento da norma DN COPAM 08/2022. Nesse sentido, foram analisadas as concentrações dos efluentes dos ECTE em relação aos limites estabelecidos para o despejo de efluentes em corpos de água. Os valores da média, erro da média (em cinza), cercas de Tukey, quartis de 25 e 75%, mediana, máximo e mínimo para cada parâmetro e unidade ao longo de todo experimento, juntamente com o padrão para despejo são apresentados em gráficos gerados pelo software BoxPlotR.

Na Figura 3.2 apresentam-se os valores de DBO analisados nas unidades e o limite para despejo de efluente em corpos d'água.

Figura 3.2 - Concentração de demanda bioquímica de oxigênio para cada unidade, ao longo de todo o período



Nota: a linha tracejada indica a concentração máxima de DBO para despejo de efluentes sanitários em cursos d'água segundo a DN COPAM/CERH nº 08/2022.

Para o despejo de efluentes em cursos de água, a DN COPAM/CERH nº 08/2022 estabelece que os efluentes sanitários devem ter uma concentração máxima de DBO de 60 mg L^{-1} ou uma redução de no mínimo 60% da DBO inicial. Ao analisar a Figura 3.2, nota-se que todas as unidades apresentaram alguns valores acima de 60 mg L^{-1} ao longo do período analisado. No entanto, observa-se que o cumprimento do critério para as concentrações de DBO no efluentes foi mais frequente do que o da eficiência de remoção desse parâmetro, embora a primeira condição seja mais restritiva que a segunda. Isso pode ser justificado, pelo fato de se tratar de um afluente mais diluído, conforme relatado pela literatura.

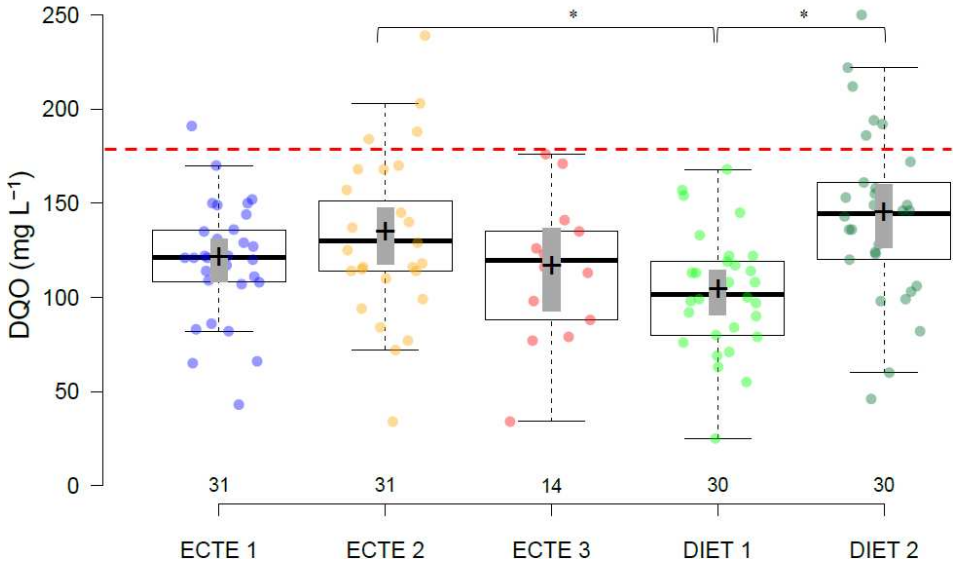
O DIET 1 e o ECTE 1 demonstraram bom desempenho em ambos os critérios, comparado as outras unidades, com 91 e 97% das amostras, respectivamente, permaneceram abaixo do limite de concentração mínima exigido.

O DIET 2 foi a unidade com pior desempenho em ambos os critérios para este parâmetro, com 37% dos dados fora da faixa limite e 80% abaixo da eficiência de remoção.

Quando avaliados os valores de DBO pela ANOVA de Kruskall-Wallis, houve diferença estatística apenas entre os sistemas DIET 1 e DIET 2, e entre o DIET 1 e ECTE 2.

Na Figura 3.3 apresentam-se os valores de DQO analisados nas unidades e o limite para despejo de efluente em corpos d'água.

Figura 3.3 - Concentração de demanda química de oxigênio para cada unidade, ao longo de todo o período.



Nota: a linha tracejada indica a concentração máxima de DQO para lançamento de efluentes sanitários em cursos d'água segundo a DN COPAM/CERH nº 08/2022.

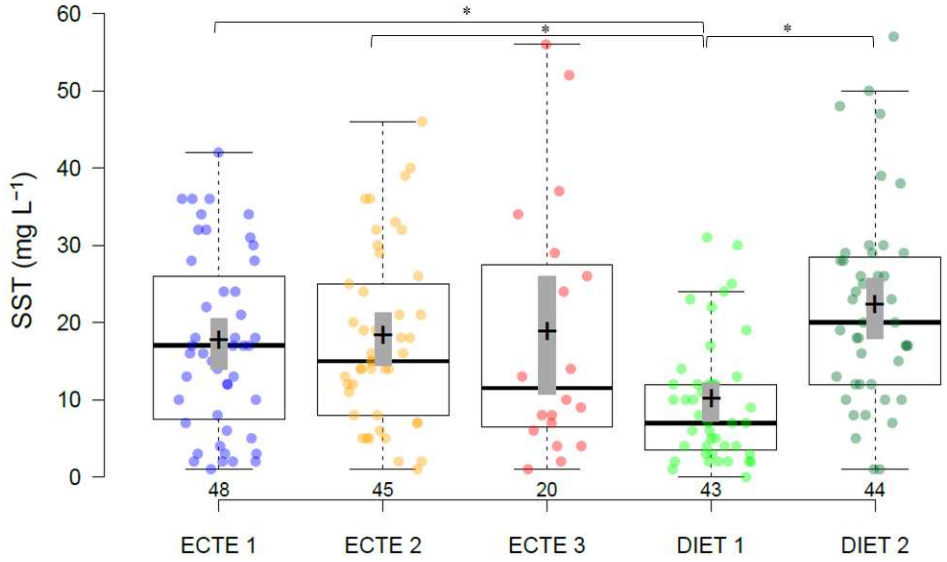
Observa-se que todas as estações demonstraram um excelente desempenho ao atender ao critério do valor máximo de concentração de DQO, estipulado em 180 mg L^{-1}. O DIET 1 novamente se diferenciou estatisticamente do DIET 2, além de também ser diferente do ECTE 2. Tal unidade apresentou 100% das amostras abaixo do limite estabelecido pela legislação vigente. O ECTE 1 também apresentou bom desempenho, excedendo o limite em apenas uma amostra, cumprindo o limite máximo em 97% das análises realizadas.

Para a segunda condição, que exige uma eficiência de remoção de DQO mínima de 55%, o DIET 1, ECTE 1, DIET 2, ECTE 2 e ECTE 3 apresentaram, respectivamente, 63%, 58%, 50%, 50% e 42% das amostras analisadas acima desse limite.

A DN COPAM/CERH nº 08/2022 também estabelece um limite máximo para os sólidos suspensos, onde o efluente deve ter concentrações menores que 100 mg L^{-1}. Durante todo o período avaliado, conforme observa-se na Figura 3.4, todas as unidades apresentaram efluentes com valores inferiores a 100 mg L^{-1} de SST, garantindo assim o cumprimento integral da legislação. O DIET 1 apresentou concentrações de SST diferentes estatisticamente dos sistemas DIET 2, ECTE 1 e ECTE 2.

Em relação aos sólidos sedimentáveis, é importante ressaltar que afluente possuía concentrações menores que 1 mL L^{-1}, valor que se manteve consistentemente nas ECTE. Este controle assegurou a qualidade do efluente dentro dos padrões normativos, além de indicar a ausência de desprendimento de lodo.

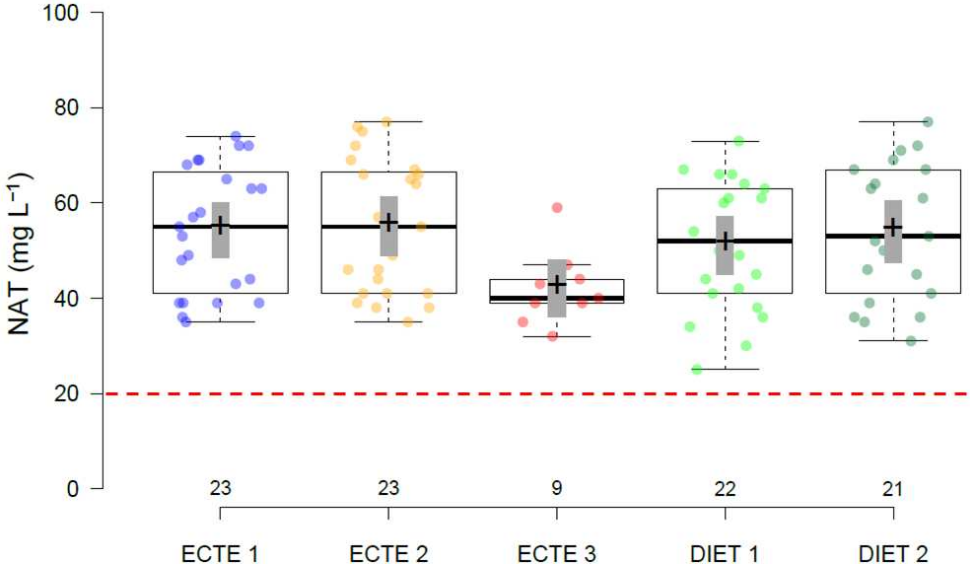
Figura 3.4 - Concentração de sólidos suspensos totais para cada unidade, ao longo de todo o período.



Nota: não foi necessário adicionar a linha que representa o limite máximo estipulado pela DN COPAM/CERH nº 08/2022.

Na Figura 3.5 são exibidas as concentrações de nitrogênio amoniacal em cada ETE, comparadas ao limite máximo estabelecido pela DN COPAM/CERH nº 08/2022. Nenhuma unidade conseguiu atender ao requisito de lançamento estipulado pela norma, que é de 20 mg L^{-1}.

Figura 3.5 - Concentração de nitrogênio amoniacal (NAT) para cada unidade, ao longo de todo o período.



Nota: a linha tracejada indica a concentração máxima de DQO para lançamento de efluentes sanitários em cursos d'água segundo a DN COPAM/CERH nº 08/2022.

Em sistemas de tratamento anaeróbios é comum observar baixas taxas de remoção de nitrogênio amoniacal. Isso ocorre devido à limitada disponibilidade de oxigênio, já que há competição entre os microrganismos nitrificantes e heterótrofos (Mesquita, 2019; Ruiz et al., 2006). Atualmente, o valor exigido pela legislação é dispensado para soluções individuais de tratamento de esgoto sanitário em áreas não atendidas por rede pública de coleta ou em pequenos núcleos populacionais com vazão inferior a 0,5 L s^{-1}. No entanto, cumprir esse limite no Brasil será um desafio, especialmente com o uso predominante de tecnologias anaeróbias, que não são suficientes para atingir níveis baixos desse composto. Esse desafio é ainda mais pronunciado em ETEs unifamiliares devido à escala reduzida e à variação das cargas orgânicas. Logo, esses sistemas isolados podem não atender aos padrões exigidos, necessitando de processos adicionais, como tratamentos aeróbios ou tecnologias de pós-tratamento, o que eleva o custo de implementação e aumenta a complexidade de operação e manutenção.

O efluente para despejo em corpos receptores deve apresentar pH entre 6 e 9 e temperatura inferior a 40 ºC, segundo a DN COPAM 08/2022. Esses valores foram estipulados para evitar interferência no ecossistema no local de despejo. Conforme evidenciado nas Figuras 3.6 e 3.7, ao longo do período de avaliação, todas as unidades atenderam aos requisitos estabelecidos pela legislação ambiental.

Figura 3.6 - Valores de pH encontrados no efluente das ETEs ao longo do experimento.

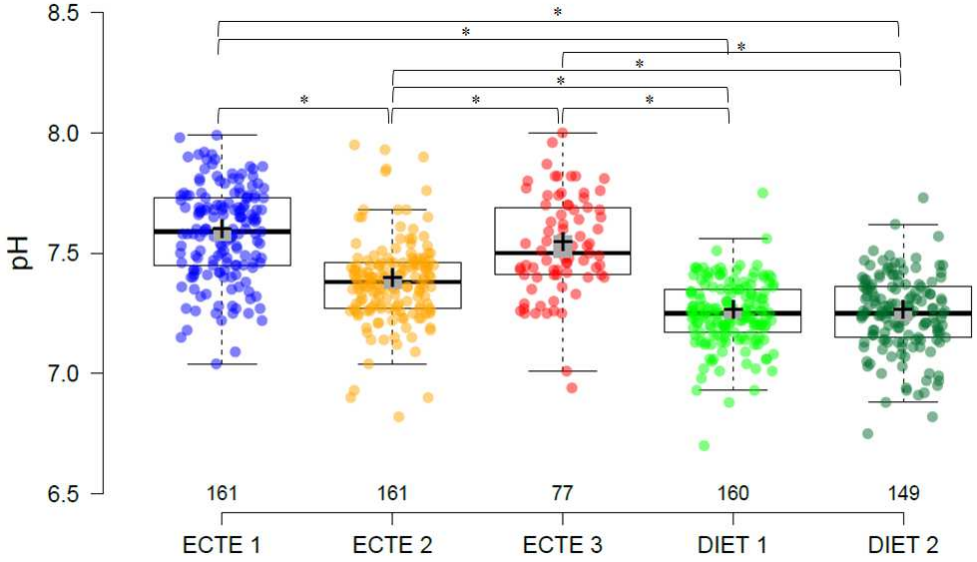
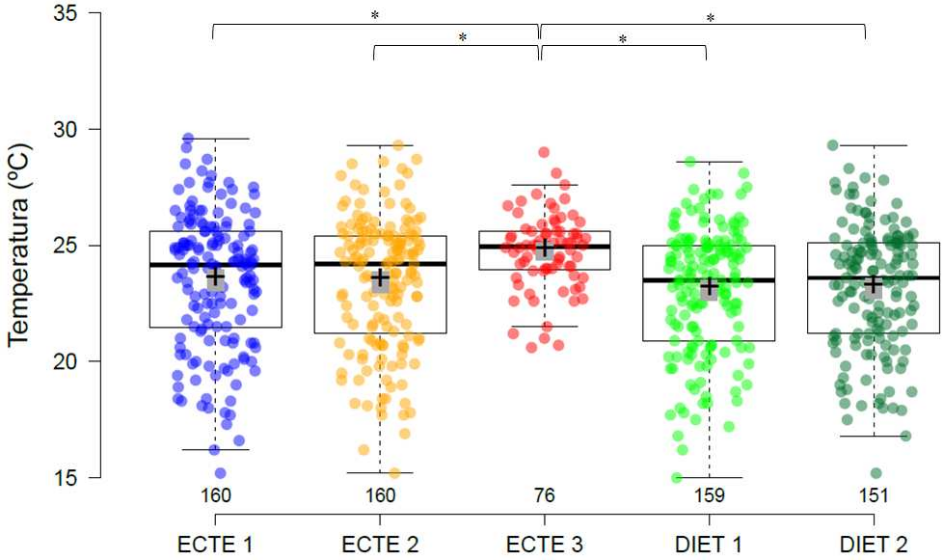


Figura 3.7 - Temperatura dos efluentes das ETEs ao longo do experimento.



3.3 Influência do aumento progressivo das cargas hidráulicas na concentração de nutrientes e sólidos

A partir das análises apresentadas nas Tabelas 3.5, 3.6 e 3.7, observou-se que não houve diferença estatística ($p \leq 0,05$) para os parâmetros relacionados à remoção de nutrientes e aos sólidos. Assim, realizou-se a ANOVA de Kruskall-Wallis englobando todos os reatores e comparando-se somente o fator "fase". Nas Figuras 3.8 e 3.9 demonstram-se os valores de concentração de nitrogênio total Kjeldahl e amoniacal para cada fase avaliada.

Figura 3.8 - Comportamento do nitrogênio total Kjeldahl (NTK) em cada fase do experimento.

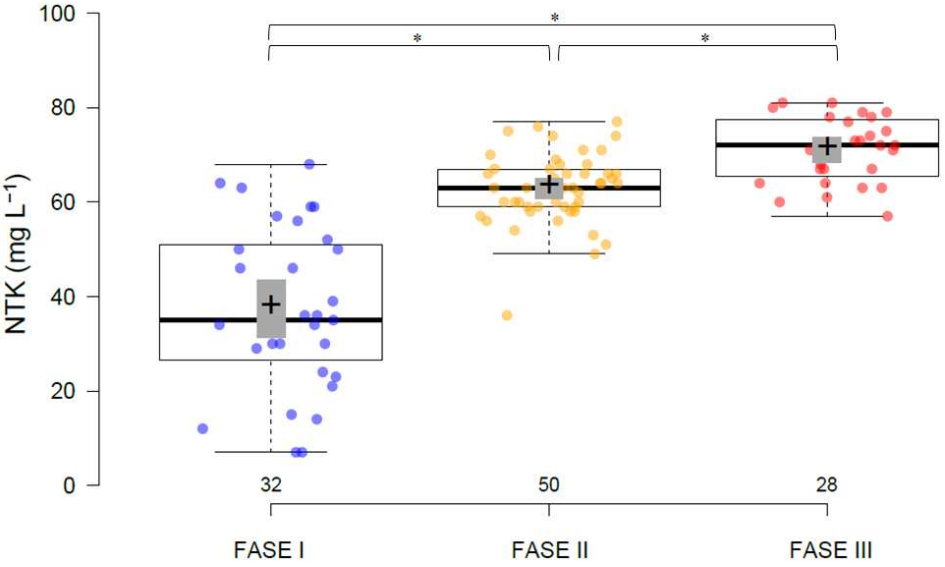
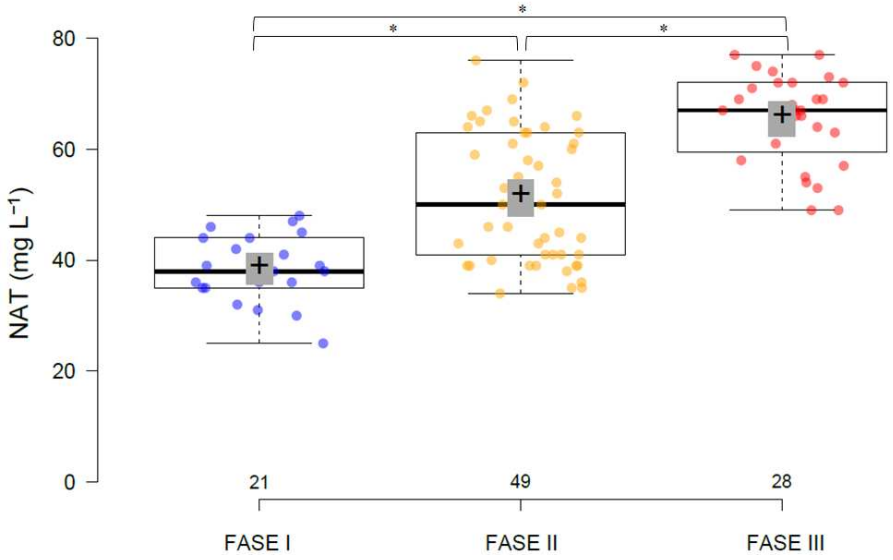


Figura 3.9 - Comportamento do nitrogênio amoniacal (NAT) em cada fase do experimento.



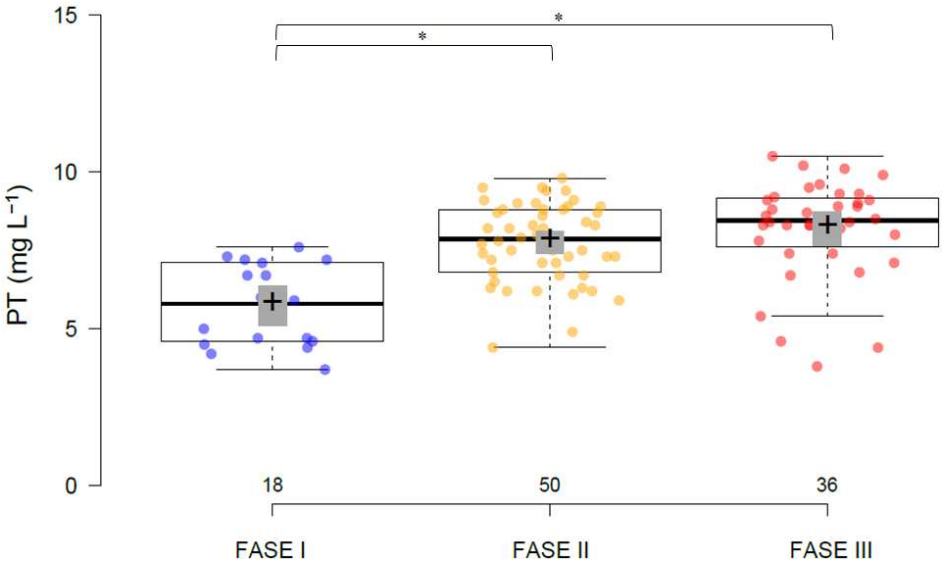
De acordo com Jordão e Pessoa (2017) e von Sperling (2014), as formas predominantes de nitrogênio no esgoto bruto são o nitrogênio orgânico e o amoniacal. O nitrogênio orgânico tem sua origem em proteínas de origem vegetal e animal, enquanto o nitrogênio amoniacal surge da decomposição do nitrogênio orgânico por microrganismos heterotróficos. Por meio de métodos analíticos em laboratório, é possível quantificar a concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e de nitrogênio amoniacal (NAT). Já a concentração de nitrogênio orgânico é determinada de forma indireta pela diferença entre o NTK e o NAT.

A partir disso e com base nas figuras apresentadas, é possível observar que tanto para o NTK quanto para o NAT, houve diferenças significativas entre as fases I, II e III. Ficou evidente que o aumento da carga ao longo das fases resultou em um aumento na concentração de NTK e NAT no efluente.

No entanto, não foram observadas diferenças significativas entre as fases em relação ao nitrogênio orgânico. Isso, ocorre porque, para a forma mais dissolvida do nitrogênio, houve influência das fases devido ao aumento de vazão e redução do tempo de retenção hidráulica. Por outro lado, para as formas particuladas, a presença de regiões filtrantes em todos os ECTE foi responsável pela retenção, fazendo com que a diferença não fosse observável para nitrogênio orgânico. Assim, pode-se inferir que, no que diz respeito à fração particulada do nitrogênio, não houve influência das fases, o que está de acordo com o observado para a matéria orgânica (DBO e DQO).

Para o fósforo, ao se analisar a Figura 3.10, nota-se que houve diferença estatística apenas entre a fase I em relação a fase II e III.

Figura 3.10 - Comportamento do fósforo total (PT) em cada fase do experimento.



As fontes e quantidades de fósforo no esgoto são bastante variadas, sendo influenciadas pela presença de despejos industriais, cargas não pontuais e detergentes. Este nutriente, presente principalmente na forma de fosfato, pode ser removido através da incorporação do fosfato à biomassa quando em sistemas anaeróbios.

De acordo com Wang et al. (2008) e Nóbrega (2009), a remoção de fósforo tende a aumentar à medida que uma comunidade de microrganismos se estabelece. No entanto, nos ECTE, não se observou tal comportamento no período estudado (270 dias).

Nas Figuras 3.11, 3.12 e 3.13 são apresentados os comportamentos da série de sólidos em cada fase estudada.

Figura 3.11 - Comportamento dos sólidos totais (ST) em cada fase do experimento.

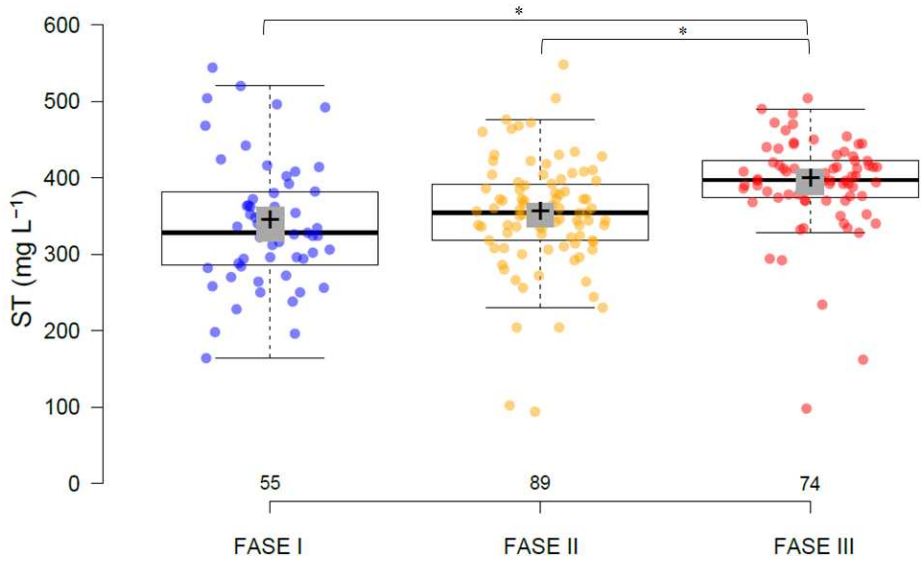


Figura 3.12 - Comportamento dos sólidos dissolvidos totais (SDT) em cada fase do experimento.

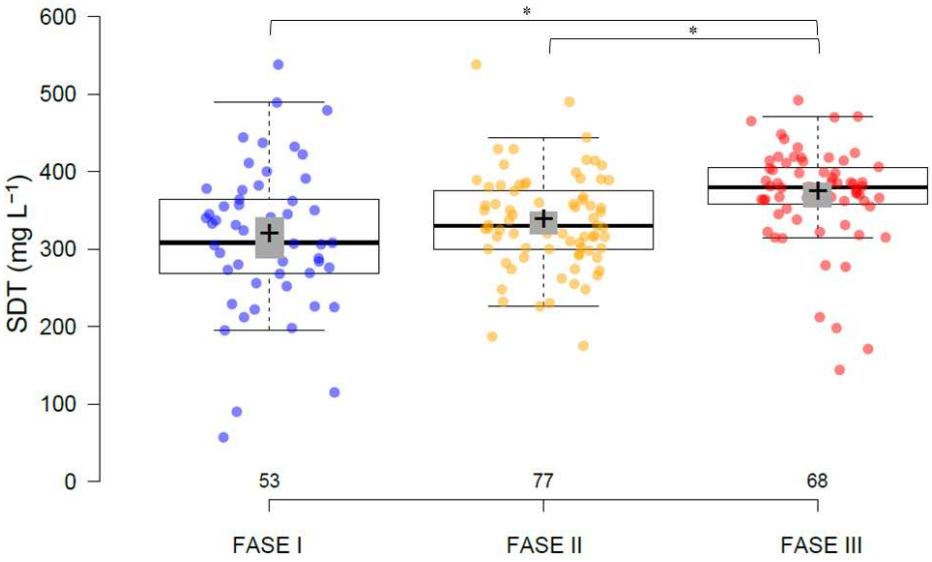
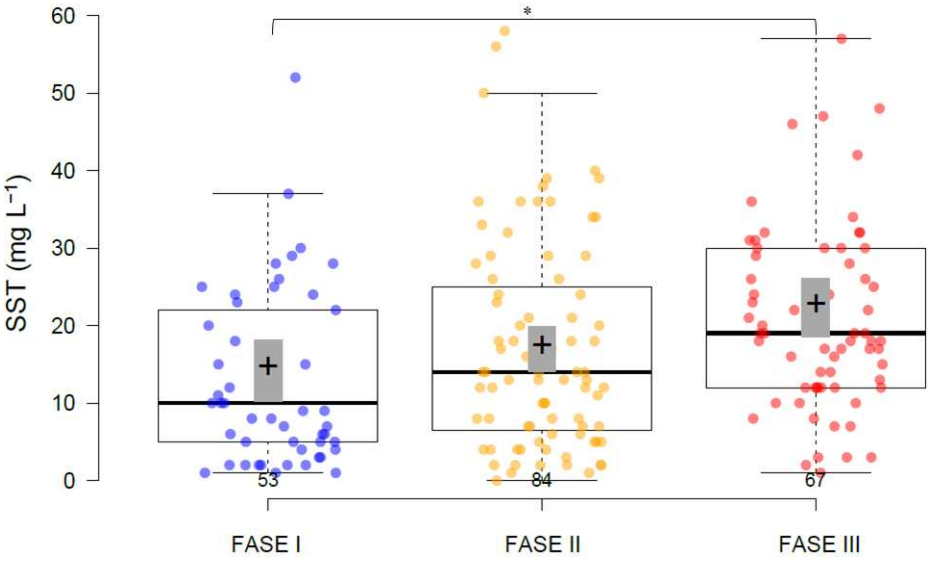


Figura 3.13 - Comportamento dos sólidos suspensos totais (SST) em cada fase do experimento.



Observa-se que os sólidos totais e os dissolvidos apresentaram comportamento semelhante ao longo de todo o experimento. Nas fases I e II, não houve diferença significativa para ambos os parâmetros. No entanto, em relação à fase III, verifica-se uma diferença em relação às fases I e II. Essas discrepâncias entre as fases I e II em relação à fase III podem ter ocorrido devido às variações no TRH nos equipamentos avaliados, conforme visto na Tabela 3.2. O TRH teve uma maior variação (decréscimo) da fase I e II para a fase III, especialmente nos equipamentos compactos de tratamento de esgoto comerciais, as ECTE.

O aumento de vazão, consequentemente aumento de carga e da velocidade ascensional, resultou em um aumento da concentração de sólidos no efluente. Essa elevação pode ser

explicada pelo arraste de material particulado ocorrido nas unidades devido ao desprendimento de partículas no interior das unidades e de parte do lodo sedimentado e/ou em processo de digestão.

Quanto ao SST, a diferença foi notada apenas entre as fases I e III, embora o p-valor da fase II para III tenha sido de 0,07, indicando uma diferença significativa no nível de 10%.

3.4 Análise de agrupamento

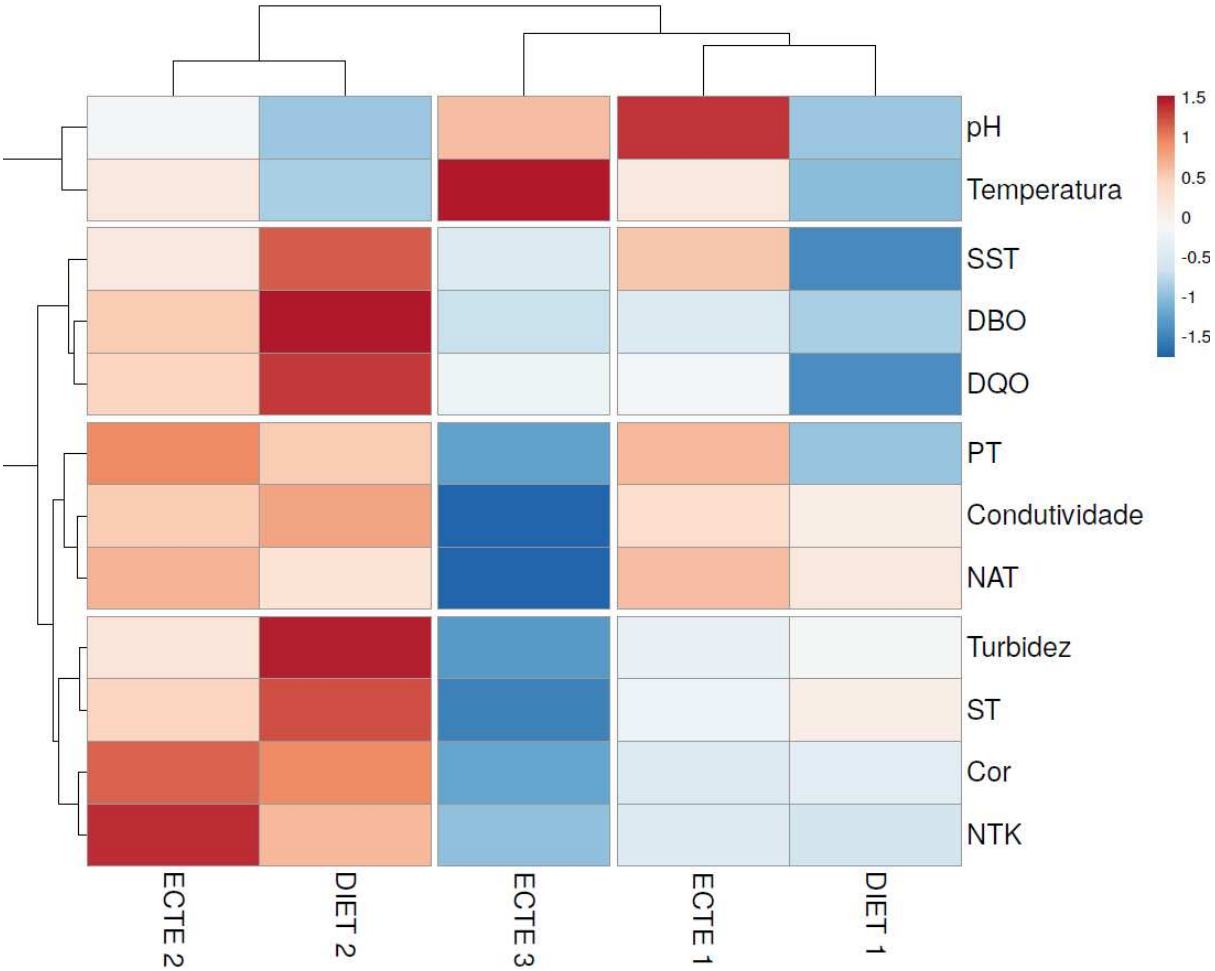
Com base na análise de agrupamento, os ECTE foram divididos em três grupos conforme apresentado na Figura 3.13. De acordo com o gradiente de cores, os grupos formados podem ser categorizados pelo desempenho ao longo do experimento.

O primeiro grupo, que apresentou os melhores índices de desempenho, inclui as unidades ECTE 1 e DIET 1. Esses sistemas se destacaram principalmente nos parâmetros relacionados à remoção de matéria orgânica particulada, como SST, DBO e DQO. O DIET 1, em particular, demonstrou ser uma alternativa eficaz para o tratamento de esgoto doméstico, compatível com o melhor ECTE comercial avaliado.

O segundo grupo é composto apenas pelo ECTE 3. Apesar de não ter operado na fase III, de maior vazão, o ECTE 3 apresentou valores intermediários para alguns parâmetros analisados, mostrando um desempenho satisfatório nos parâmetros dos grupos C e D, como evidenciado pelo azul escuro no centro do gráfico.

O terceiro grupo consiste no DIET 2 e no ECTE 2. Esses sistemas indicaram que os efluentes tratados tendem a apresentar valores mais altos para os parâmetros analisados. No entanto, é importante destacar que o DIET 2, com suas dimensões reduzidas, demonstrou uma similaridade positiva com o ECTE 2, um dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto mais comercializados no Brasil.

Figura 3.14 - Análise de agrupamento dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto doméstico.



Sendo: DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais. Nota: as linhas são centralizadas e a escala de variação da unidade é aplicada às linhas. Ambas as linhas e colunas são agrupadas usando distância euclidiana e método de ligação Ward.

Na análise de agrupamento das linhas, os parâmetros foram divididos em quatro grupos. O Grupo A inclui pH e temperatura, que são fundamentais para o funcionamento de qualquer ECTE. O Grupo B abrange SST, DBO e DQO, relacionados, no caso particular deste estudo, à matéria orgânica particulada. O Grupo C compreende PT, condutividade e NAT, devido à influência dos nutrientes amônio e fosfato na condutividade. Por fim, o Grupo D agrupa turbidez, ST, cor e NTK, que podem refletir algumas características físicas semelhantes.

De maneira geral, observa-se uma tendência de ordem de desempenho entre os grupos 1, 2 e 3. Verificando-se o grupo A (pH e temperatura), nota-se que os sistemas vegetados se assemelham. Para os parâmetros dos grupos C e D, o ECTE 3 se portou bem, embora não tenha participado da fase mais crítica do experimento. Por fim, o que garantiu o agrupamento no melhor ranking para o ECTE 1 e o DIET 1 foi o bom desempenho nos parâmetros do grupo B.

Esses parâmetros são fundamentais para avaliar a eficiência do tratamento de esgoto, e a performance superior nestes aspectos coloca o ECTE 1 e o DIET 1 como as melhores opções dentre os sistemas analisados. Em contraste, o DIET 2 apresentou um desempenho inferior nos mesmos parâmetros, o que resultou em uma classificação mais baixa no ranking geral.

A análise dos agrupamentos no *heatmap* destaca a importância de cada grupo de parâmetros na determinação do desempenho dos sistemas de tratamento de esgoto e confirma a eficácia dos sistemas melhor classificados em remover matéria orgânica e outros contaminantes críticos.

4 CONCLUSÃO

Os equipamentos compactos de tratamento de esgoto doméstico (ECTE) demonstraram eficientes na remoção de poluentes, porém aquém do indicado pelos fabricantes. A vazão de operação de 600 L d^{-1} pode ser recomendada, pois tanto as ECTE quanto os DIET apresentaram um melhor desempenho na remoção de turbidez, matéria orgânica, sólidos e nutrientes nessa condição. Ressalta-se a importância de considerar fatores como pré-tratamento e vazão de operação para garantir a conformidade com os padrões de despejo em corpos hídricos.

O sistema inovador aqui proposto (DIET 1) apresentou-se como uma opção viável para a expansão do saneamento em áreas periurbanas e rurais, pois exibiu um desempenho comparável aos das ECTE destinadas a residências unifamiliares disponíveis comercialmente no Brasil. Além disso, esse sistema descentralizado se destacou em termos econômicos e ambientais em comparação com os ECTE, devido ao uso de material local e da capacidade potencial de geração de renda e alimentos, alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da Organização das Nações Unidas (ONU).

O sistema DIET 2 mostrou um desempenho modesto em comparação com as ECTE avaliadas, devido à alta compacidade e diminuto volume reacional. Indica-se a necessidade de mais estudos e monitoramento para este sistema, sugerindo-se por exemplo o aprimoramento dos sistemas com reservatórios de diferentes tamanhos.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 17076: Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - Requisitos. Rio de Janeiro, 2024.

ADDINSOFT, P. XLSTAT. Data analysis and statistical solution for Microsoft Excel. Paris: Addinsoft SARL, 2021.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24th ed. Washington, DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2022.

BARNARD, J. L., DUNLAP, P., STEICHEN, M. Rethinking the Mechanisms of Biological Phosphorus Removal. Water Environ Res. v. 89, 11, p.2043-2054, 2017.

BENJAMIN, A.M. Bacia de Evapotranspiração: tratamento de efluentes domésticos e de produção de alimentos. Universidade Federal de Lavras. Lavras, MG, p.50, 2013.

BRASIL. Programa Nacional de Saneamento Rural (PNSR). Ministério da Saúde, Fundação Nacional da Saúde. Brasília: Funasa, p. 260, 2019.

BRASIL. Lei nº 14.026, de 15 de julho de 2020. Atualiza o marco legal do saneamento básico e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 16 jul. 2020.

BUNCE, J. T; NDAM, E; OFITERU, D; MOORE, A e GRAHAM, W. D. A Review of Phosphorus Removal Technologies and Their Applicability to Small-Scale Domestic Wastewater Treatment Systems. Frontiers in Environmental Science, v. 6, 2018.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, p. 380, 2016.

CHERNICHARO, C. A. L. Pós-tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios - Projeto PROSAB. Belo Horizonte, 2001.

COSTA, E. S. Proposta de protocolo para projeto de engenharia de reatores anaeróbios de fluxo ascendente com manta de lodo. Dissertação de Mestrado. Universidade Estadual do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ, p. 96, 2009.

FREITAS, D. C. de. Remoção de nitrogênio e fósforo do esgoto sanitário por reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo (RAALF), com recirculação da fase líquida. Dissertação (Mestrado). Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Curitiba, PR. Brasil, p.110, 2016.

HENRIQUE, N.S; SOUSA, T.J; CEBALLOS, O.S.B; BRASIL, P. D. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. Revista, Eng Sanit Ambient, v.15, n.2, p.197-204, 2010.

HUSSIEN, W. A.; MEMON, F. A. Assessing and modelling the influence of household characteristics on per capita water consumption. Water Resources Management, p.2931–2955, 2016.

IONOV, Y.; ROGOVSKYY, A. S. Comparison of motif-based and whole-unique-sequence-based analyses of phage display library datasets generated by biopanning of anti-Borrelia burgdorferi immune sera. PLoS ONE, v. 15, n. 1, p.1-17, 2020.

IRIBARNEGARAY, M. A.; RODRIGUEZ-ALVAREZ, M. S.; MORAÑA, L. B.; TEJERINA, W. A.; SEGHEZZO, L. Management challenges for a more decentralized treatment and reuse of domestic wastewater in metropolitan areas. Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development, v. 8, n. 1, p. 113-122, 2018.

JESUSSEK, M.; JESUSSEK, H. V. Statisty. Disponível em: https://statisty.app/

JORDÃO, E. P; PESSÔA, C. A. Tratamento de Esgotos Domésticos. 8. ed. Rio de Janeiro: ABES, p.909, 2017.

JORDÃO, E. P.; PESSÔA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. 6 ed. Rio de Janeiro: ABES, p.1050, 2011.

KAJITVICHYANUKUL, P., SUNTRONVIPART N. Evaluation of biodegradability and oxidation degree of hospital wastewater using photo-Fenton process as the pretreatment method. Journal of Hazardous Materials, v. 138, p. 384-391, 2006.

LEI A. WANG. GráficoRobot. URL: www.graphrobot.com, 2019.

LIBRALATO, G.; VOLPI GHIRARDINI, A.; AVEZZÙ, F. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management. Journal of Environmental Management, v. 94, n. 1, p. 61-68, 2012.

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.

METSALU, T.; VILO, J. Clustvis: a web tool for visualizing clustering of multivariate data using Principal Component Analysis and heatmap. Nucleic Acids Research, v. 43, n. W1, p. W566-W570, 2015.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; BORGES, A. C. Panorama da utilização de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de esgotos no Brasil. Revista DAE, São Paulo, v. 70, n. 236, pp. 34-51, 2022.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; de OLIVEIRA SANTOS, TF; BORGES, A. C; CALIJURI, M.C; SOUZA, F.M.P. Gestão descentralizada de esgoto por meio de fossas sépticas e filtros anaeróbios e seu potencial para atender aos padrões exigidos em um país em

desenvolvimento: um estudo de caso no Brasil. Environ Sci Pollut Res 28 , p. 50001-50016, 2021.

MESQUITA, T. C. R. Tratamento descentralizado de esgotos sanitários em sistemas constituídos por tanques sépticos e filtros anaeróbios. Universidade Federal de Viçosa. Viçosa, MG, xiv, p. 209, 2019.

METCALF, E.; EDDY, M. Wastewater engineering: treatment and Resource recovery. Mic Graw-Hill, USA, p.2008, 2016.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e Comitê Estadual de Recursos Hídricos (CERH). Resolução Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 2022. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, 2022.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. Process Safety and Environmental Protection, v. 88, n. 1, p. 47-52, 2010.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. Ambient. soc., v. 18, n. 3, 2015.

NÓBREGA, É.O. da. Estequiometria e cinética da remoção de fósforo em sistemas de lodo ativado. 2009. 82 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande – PB, 2009.

OLIVEIRA, G. D. de; PEREIRA, I. A.; SOARES, A. F. S.; RAMOS, G. M. P. D. Tratamento Domiciliar de águas negras: tanque de evapotranspiração. Revista Petra, v. 4, n. 2, 2018.

OLIVEIRA, S. C.; VON SPERLING, M. Performance evaluation of diferente wastewater treatment technologies operating in a developing country. Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development, v. 1, n. 1, p. 37-56, 2011.

RUIZ, G.; D., RUBILAR, O.; CIUDAD, G.; CHAMY, R. Nitrification–denitrification via nitrite accumulation for nitrogen removal from wastewaters. Bioresource Technology, v. 97, n. 2, p. 330-335, 2006.

SANTOS, M.V.E. Estratégias para predominância de organismos acumuladores de fósforo em sistemas de lodo ativado e respirometria aplicada à biodesfosfatação. Tese (Doutorado)-Ciência e Tecnologia Ambiental da Universidade Estadual da Paraíba, UEPB, Campina Grande, 2014.

SILVA, F. P. da; LUTTERBECK, C. A.; COLARES, G. S.; OLIVEIRA, G. A.; RODRIGUES, L. R.; DELL'OSBEL, N.; RODRIGUEZ, A. L.; LÓPEZ, D. A. R.; GEHLEN, G.; MACHADO, Ê. L. Tratamento de águas residuais de campus universitários por reator anaeróbico e zonas úmidas construídas em vários estágios. Jornal de Engenharia de Processos de Água, v. 42, 2021.

SILVA, F. J. A.; SOUZA, R. O. Turbidez e cloro residual livre na monitoração de ETE tipo tanque séptico seguido de filtro anaeróbio. Acta Scientiarum. Technology, v. 33, n. 4, p. 407-413, 2011.

SOUSA, V. F. D., MAROUELLI, W. A., COELHO, E. F., PINTO, J. M. & COELHO FILHO, M. A. Irrigação e fertirrigação em fruteiras e hortaliças (Irrigation and Fertigation in Fruit and Vegetable Crops). Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, pp. 369-397, 2011.

SOTO BALLESTERO, M. Bananas: cultivo y comercialización. 2.ed. San José: Litografía e Imprenta LIL, p.674, 1992.

SUBTIL, E.L; SANCHEZ, A.A.; CAVALHERO, A. Decentralized Sewage Treatment and Water Reuse Systems Cap. Environmental Science and Technology, v 8, p. 201-210, 2016.

SURIYACHAN, C.; NITIVATTANANON, V.; AMIN, N. T. M. N. Potential of decentralized wastewater management for urban development: Case of Bangkok. Habitat International, v. 36, n. 1, p. 85-92, 2012.

SPITZER, M.; WILDENHAIN, J.; RAPPSILBER, J. BoxPlotR: a web tool for generation of box plots. Nature Methods, v. 11, p. 121-122, 2014.

STATISTICS KINGDOM. Multiple Linear Regression Calculator. 2017. Web application. Disponível em: <https://www.statskingdom.com/410multi_linear_regression.html\>. Acesso em: (20/04/2024).

VAN HAANDEL, A.; SANTOS, S. D.; CHAVES, S. R. M.; COSTA, J. Influência do projeto do separador de fases sobre o desempenho do reator UASB no tratamento de águas residuárias municipais. Revista DAE, v. 63, n. 200, p. 64-75, set./dez. 2015.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, p. 452, 2014.

WANG, Dong-bo B.; LI-MING, Xiao; YANG, Qi; ZENG, Guang-ming; LIAO, De X.; ZHANG, Jie. Biological phosphorus removal in sequencing batch reactor with single stage oxic process. Bioresource Technology, v. 99, p. 5466-5473, 2008.

CAPÍTULO IV: REMOÇÃO DE POLUENTES EM SISTEMAS ALAGADOS CONSTRUÍDOS CULTIVADOS COM ORA-PRO-NÓBIS E CITRONELA

RESUMO

As soluções descentralizadas de saneamento oferecem alternativas para ampliar o acesso da população a instalações e serviços adequados. Nesse contexto, os sistemas baseados na natureza (SBN), como os sistemas alagados construídos (SAC), têm sido adotados também como etapa de pós-tratamento de esgotos. Essa abordagem integra sustentabilidade, economia e eficiência na remoção complementar de matéria orgânica e sólidos, ao mesmo tempo que promove harmonia paisagística e possibilita a geração de alimentos, contribuindo assim para a economia circular. O estudo investigou a remoção de poluentes em SAC cultivado com *Cymbopogon winterianus* - citronela (CN) e *Pereskia aculeata* - ora-pro-nóbis (OPN) e a viabilidade de recuperação de recursos. Os SAC foram avaliados em duas fases subsequentes de 90 dias, de janeiro a junho de 2023, operando com vazões de 300 L d^{-1} e 450 L d^{-1}, respectivamente. A eficiência na remoção de poluentes foi determinada por meio das análises físicas, químicas e microbiológicas dos afluentes e efluentes, enquanto a produtividade das espécies vegetais foi avaliada em termos de massa fresca, massa seca e produtividade. Além disso, foram analisados os teores de macronutrientes e patógenos no tecido foliar das plantas, bem como a quantidade de nutrientes extraída dos efluentes pelas espécies. Os efluentes dos SAC ao longo do experimento, apresentaram em média pH de 7,47 e 11,3; temperatura de 21,9 e 21,8 ºC, DQO de 79,5 e 81 mg L^{-1}, SST de 21 e 19 mg L^{-1}, e NAT de 58 e 46 mg L^{-1} para CN e OPN, respectivamente. Ambos os SAC alcançaram conformidade com a legislação ambiental, mesmo sob taxas de carregamento orgânico de 492 e 659 kg ha^{-1} d^{-1} de DQO, obtendo taxa de remoção de 50% para DQO. No entanto, as unidades revelaram limitações na remoção de nutrientes em carregamentos mais elevados. As espécies vegetais se adaptaram favoravelmente às condições de alagamento e altas taxas de carregamento, o que resultou em uma produção de biomassa de 24,97 t ha^{-1} ano^{-1} para CN e de 9,65 t ha^{-1} ano^{-1} OPN. Também foram capazes de remover 257 kg $ha^{-1}ano^{-1}$ de N, 22 kg ha^{-1} ano^{-1} de P e 228 kg ha^{-1} ano^{-1} de K para OPN, e 331 kg ha^{-1} ano^{-1} de N, 46 kg ha^{-1} ano^{-1} de P e 394 kg ha^{-1} ano^{-1} de K para CN. Na avaliação do tecido foliar, destaca-se que OPN e CN apresentaram contagem de *E. coli* abaixo do limite de detecção (<1 NMP/g), sendo inferior ao limite de segurança estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) para alimentos consumidos in natura. Esse desempenho destaca essas espécies como opções viáveis para o uso em SAC no pós-tratamento de efluentes

domésticos. Além disso, as plantas exibiram potencial para produção adicional, como fragrâncias e proteínas, indicando oportunidades econômicas e ambientais expressivas. A combinação da robustez das espécies vegetais com a versatilidade dos SAC ressalta sua viabilidade como solução sustentável para o tratamento de efluentes e a recuperação de recursos em ambientes urbanos e rurais. Esses achados sugerem um caminho promissor para a economia circular e o desenvolvimento sustentável.
Palavras chaves: saneamento, tratamento domiciliar, SBN, tecido foliar.

1 INTRODUÇÃO

A água é um recurso vital para a sustentabilidade da vida humana e dos ecossistemas globais. Contudo, o crescimento populacional e industrial tem exercido uma grande pressão sobre os recursos hídricos do planeta, o que aumenta a necessidade de buscar soluções sustentáveis para preservá-los. Essa pressão é potencializada pelo despejo contínuo de grandes quantidades de efluentes não tratados nos corpos hídricos. A Organização Mundial da Saúde estima que mais de 3,5 bilhões de pessoas em todo o mundo não tem acesso a instalações e serviços de saneamento básico adequados, o que resulta em 1,2 milhão de mortes todos os anos decorrentes de condições inadequadas de água, saneamento e higiene inadequados (OMS, 2023).

A fim de sanar essa problemática, em todo mundo tem-se impulsionado a pesquisa e a implementação de soluções descentralizadas de saneamento como alternativa complementar aos métodos convencionais e centralizados (Andersson et al., 2016; Oliveira Cruz et al., 2019; Honorato et al., 2021). Essa tendência surge como resposta à inviabilidade econômica dos métodos tradicionais para conectar redes coletoras a áreas distantes, sejam elas grandes centros urbanos densamente povoados ou em áreas rurais (Massoud et al., 2009; Capodaglio, 2017).

Os sistemas descentralizados têm como finalidade realizar a coleta, o tratamento e a destinação ambientalmente apropriados dos efluentes no local de sua geração. De acordo com Mesquita et al. (2022), esses sistemas são caracterizados por sua compacidade, autonomia e simplicidade operacional, demandando quantidades reduzidas de energia. Tais características possibilitam a aplicação destes sistemas em pequenas comunidades, hotéis, condomínios, áreas rurais e periurbanas. Assim, além de apresentarem viabilidade econômica, buscam promover a sustentabilidade e mitigar os desafios associados ao saneamento em escala global.

Apesar dos avanços e da diversidade de tecnologias disponíveis para sistemas de tratamento descentralizados, especialmente as anaeróbias (Mesquita et al., 2022), há limitações

na qualidade do efluente produzido. Essas tecnologias anaeróbias, embora amplamente utilizadas em soluções descentralizadas unifamiliares comerciais, demandam pós-tratamento para reduzir matéria orgânica, nutrientes, microrganismos patogênicos, afim de atender para os limites legais para despejo em corpos hídricos, (Moussavi et al., 2010; Anil et al., 2016).

Nesse sentido, segundo Costa (2018), Stopa (2021) e Rosendo (2022), os sistemas alagados construídos (SAC) também têm sido aplicados como etapa de pós-tratamento de esgotos. Esses sistemas, também conhecidos como wetlands construídos (CW), são soluções baseadas na natureza (SBN), projetadas para tratar águas residuais por meio de processos físicos e bioquímicos (Liquete et al., 2015; Rodriguez-Dominguez et al., 2020; Massoud et al, 2022). Além de serem uma alternativa atrativa e econômica são bastante eficientes na remoção complementar de matéria orgânica e de sólidos.

Estudos recentes, como o de Sakurai (2021) e Hamisi (2022), corroboram o potencial dos SAC como tecnologia adequada para o pós-tratamento de águas residuárias domésticas, sendo ainda possível a recuperação de nutrientes e o reaproveitamento do efluente tratado no local de sua geração.

Os alagados construídos se destacam por sua baixa necessidade de energia, facilidade de operação e manutenção, além de custos menores quando comparados aos métodos convencionais de tratamento de esgoto. Essas características, tornam os SAC uma opção valiosa para o tratamento de esgoto em comunidades ao redor do mundo (Corbella e Puigagut, 2018; Gholipour et al., 2020; Ferreira et al., 2022; Ji et al., 2022).

Os SAC possuem capacidade única de filtrar, purificar e reciclar o efluente por meio de uma combinação entre espécies vegetais, material de enchimento (como solo, areia ou brita) e microrganismos que colaboram para a remoção de impurezas e contaminantes do efluente. Essa interação possibilita a transformação de resíduos em insumos valiosos, conforme observado por Andersson et al. (2016), ao estudar o papel do saneamento sustentável na recuperação e reutilização de recursos. Segundo Silva et al. (2021), os SAC também permitem associar o saneamento ao paisagismo, à recuperação de nutrientes e energia, bem como à reutilização de águas residuais tratadas para diversos fins.

Dessa maneira, além de oferecer esses benefícios ambientais, os SAC também podem propiciar uma oportunidade promissora para o desenvolvimento de atividades econômicas sustentáveis, viabilizando o cultivo de plantas com potenciais agronômicos, medicinais e paisagísticos (Sezerino e Pelissari, 2021).

Entretanto, segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, nem todas as espécies vegetais apresentam características apropriadas para cultivo em SAC, uma vez que

devem ser capazes de tolerar a combinação de inundação contínua e exposição a elevadas cargas orgânicas e outros contaminantes (USEPA, 2003). Além disso, Matos et al. (2009) apontam que essas espécies devem ser perenes, ser de fácil propagação, crescimento rápido, ser de fácil colheita e manejo, além de possuir elevada capacidade de remoção de nutrientes e poluentes. Nota-se também que a literatura científica sobre a produção de espécies de valor comercial ou de interesse para a alimentação animal em SAC ainda é escassa (Matos, 2011).

Há muitas espécies que têm o potencial de serem cultivadas nesse sistema ecológico com a finalidade de recuperação de recursos. Dentre as inúmeras plantas que ainda não foram exploradas em SAC citam-se o ora-pro-nóbis (*Pereskia aculeata*), rico em proteínas, fibras, vitaminas e minerais, bastante aplicados na culinária e na medicina popular. Apesar de sua relevância nutricional e na saúde, não há registros, nas principais bases consultadas, sobre sua aplicação em alagados construídos. Outra espécie com potencial, embora pouco documentada, é a citronela (*Cymbopogon winterianus),* reconhecida pelo seu óleo essencial de aroma cítrico e propriedades terapêuticas, além de sua eficácia como repelente de insetos. Estas espécies apresentam a promissora capacidade de ampliar a aplicabilidade e o aprimoramento da tecnologia de SAC, ao mesmo tempo em que proporcionam benefícios econômicos e segurança alimentar para as comunidades que as adotarem, contribuindo assim para a economia circular.

Face ao exposto, o presente estudo visou monitorar o desempenho de sistemas alagados construídos cultivados com *P. aculeata e C. winterianu*s no pós-tratamento de efluentes de equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE). Objetivou-se também avaliar a contribuição dessas espécies vegetais para a remoção de poluentes e seu potencial na recuperação de recursos, alinhado aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Material

O experimento foi conduzido na Área Experimental de Tratamento de Resíduos (AETR), do Departamento de Engenharia Agrícola (DEA) da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais. As coordenadas geográficas do local são 20°46'24.52"S e 42°52'20.60"O e altitude de 684 m em relação ao nível do mar. A região possui clima do tipo Aw, caracterizado por verões quentes e chuvosos, e invernos frios e secos (Alvares et al., 2014).

A precipitação pluvial anual é de 1.345 mm, sendo dezembro o mês mais chuvoso e julho o menos chuvoso.

O esgoto sanitário, advindo dos condomínios residenciais existentes à montante da UFV, foi primeiramente tratado em dois equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE), comumente comercializados no Brasil com finalidade de tratamento de esgotos em nível unifamiliar. Os ECTE possuíam o mesmo princípio de funcionamento, sendo confeccionados em polietileno expandido de alta densidade (PEAD), constituídos de uma câmara anaeróbia com lodo disperso e outra câmara com material de enchimento de elevada superfície específica, para o crescimento de lodo aderido.

O efluente tratado pelos ECTE foi destinado aos sistemas alagados construídos, alocados em paralelo, diferenciados pelas plantas cultivadas, para pós-tratamento. Dessa forma, a infraestrutura do experimento foi constituída por dois ECTE e quatro SAC (dois cultivados com cada espécie vegetal estudada), operando com escoamento subsuperficial horizontal, conforme demonstrado na Figura 4.1.

Figura 4.1 – ECTE (ao fundo) e sistemas alagados construídos cultivados com citronela e ora-pro-nóbis.

Os alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal foram constituídos de um reservatório comercial de polietileno de alta densidade (PEAD) de 0,34 m de altura, 0,46 m de largura e 1,90 m de comprimento, com volume total de 250 L e relação comprimento/largura (C:L) de 4 para 1. Como meio suporte (material de enchimento) foi utilizada a brita nº 0, com granulometria de 7 mm, coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}) de 1,6 e volume de vazios 0,48 m^3 m^{-3}. O líquido residente foi mantido a uma altura de 30 cm e não havia inclinação longitudinal.

As espécies vegetais cultivadas nos SAC foram o ora-pro-nóbis (*Pereskia aculeata*) e a citronela (*Cymbopogon winterianus*). Apesar de não haver relatos dos usos dessas plantas em sistemas permanentemente alagados para o tratamento de esgotos, essas espécies foram escolhidas por serem de crescimento rápido, perenes, permitir cortes frequentes e são bem adaptadas às condições climáticas da maior parte do Brasil. Além disso, possuem potencial uso comercial expressivo, podem contribuir para a filtração de poluentes, aumentam a biodiversidade local e requerem pouca manutenção, tornando o sistema mais sustentável e economicamente viável.

A citronela foi plantada após processo de propagação vegetativa realizada por empresa especializada. O ora-pro-nóbis foi plantado por meio de segmentos de caule (estaquia), que ficaram inseridos a uma profundidade de 10 cm no meio suporte dos SAC. Esses segmentos de caule e as mudas de citronela foram alocados nos SAC a uma distância de 10 cm da entrada do efluente e das bordas laterais, em fileiras retilíneas obedecendo à distância de 60 cm entre elas, totalizando 8 mudas em cada sistema. Após o transplantio, os alagados construídos foram saturados com o esgoto tratado pelas ECTE, operando sob uma vazão de 225 L d^{-1} ao longo de 90 dias para fornecimento de nutrientes e aclimatação das espécies vegetais.

2.2 Arranjo experimental

O experimento foi conduzido de janeiro a junho de 2023 em duas fases subsequentes, estudadas após a aclimatação. Na primeira fase, foi aplicada uma vazão de 300 L d^{-1} dos esgotos tratados pelas ECTE, ao longo de 90 dias. Na segunda fase, a vazão foi aumentada para 450 L d^{-1} e avaliada pelo mesmo período de 90 dias. Essas vazões aplicadas em cada SAC eram reguladas diariamente pelo método volumétrico direto, com auxílio de um cronômetro e proveta, sendo realizadas três repetições de um minuto cada. Desse modo, as vazões (Q), a taxa aplicação hidráulica superficial (TAH) e os tempos de retenção hidráulica (TRH), nas duas etapas experimentais estão apresentados na Tabela 4.1. A TAH e o TRH foram determinadas com base

nas dimensões dos SAC e das vazões utilizadas estudo. A TAH reflete a quantidade de água que é aplicada ao sistema por unidade de área e tempo, enquanto o TRH indica o tempo médio que a água permanece no sistema antes de ser descarregada.

Tabela 4.1 - Vazão afluente, taxa de aplicação hidráulica superficial (TAH) e tempo de retenção hidráulica (TRH) aplicados em cada SAC.

Fases	Q (L d^{-1})	TAH ($m^3 m^{-2} d^{-1}$)	TRH (h)
I	300	0,35	9
II	450	0,53	6

Os principais parâmetros físicos, químicos e bioquímicos do afluente aos SAC, gerado no tratamento feito pelos ECTE, são apresentados na Tabela 4.2.

Tabela 4.2 - Parâmetros médios do afluente aos alagados construídos nas fases I e II.

Parâmetros	n	Fase I					Fase II				
		Média	DP	Med	Min	Max	Média	DP	Med	Min	Max
pH	104	7,52	0,22	7,50	6,82	7,99	7,43	0,17	7,44	6,90	7,81
Temperatura (ºC)	104	24,9	1,55	24,9	21,5	28,7	20,2	2,03	20	15,2	25,6
CE (µS cm^{-1})	102	952	59	970	773	1038	1025	58	1036	892	1123
Turbidez (UNT)	104	35	29	28	6	237	48	19	47	8	148
Cor (UC)	104	532	283	529	36	2354	655	156	642	209	1391
OD (mg L^{-1})	104	0,42	0,81	0,06	0,01	4,20	0,27	0,45	0,08	0,01	2,04
DBO (mg L^{-1})	22	43	17	46	7	67	46	9	44	30	63
DQO (mg L^{-1})	22	140	23	137	107	188	125	18	122	77	168
NTK (mg L^{-1})	18	65	8	64	51	77	72	7	72	60	81
NAT (mg L^{-1})	18	56	13	60	35	76	66	9	69	49	77
PT (mg L^{-1})	18	8,4	0,8	9	6,8	9,4	8,5	1,4	9	3,8	10,5
ST (mg L^{-1})	38	360	88	367	94	548	395	86	398	98	692
SST (mg L^{-1})	38	20	13	17	1	58	25	17	20	3	80
SDT (mg L^{-1})	35	341	95	353	58	538	367	96	370	62	689
CT log(NMP/100mL)	8	6	0,48	6	5.24	6,64	6	0,21	6	5,54	6,28
E. coli log(NMP/100mL)	8	5.7	0,66	5,5	5.13	6,71	5.6	0,21	5,6	5,13	5,84

Sendo: DP: desvio padrão; Med: mediana; Min: mínimo; Máx: máximo; CE: condutividade elétrica; OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; CT: coliformes totais; E. coli: *Escherichia coli*.

As taxas médias de carregamento orgânico (TCO) empregados nos SAC foram de 492 e 659 kg ha^{-1} d^{-1} para as fases I e II, respectivamente. As TCO foram obtidas a partir dos resultados das análises de concentração de DQO das ECTE, quantificadas semanalmente.

2.3 Monitoramento das unidades

Após a fase de plantio, crescimento e aclimatação das espécies, iniciou-se as coletas de amostras dos efluentes aos alagados construídos, diariamente, no período da manhã, durante 180 dias, no período de janeiro a junho de 2023. As análises físicas e químicas foram realizadas no Laboratório da Qualidade Ambiental (LQA) do Departamento de Engenharia Agrícola da UFV, de acordo com o preconizado no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*, 24ª edição (APHA, 2022).

Os parâmetros monitorados foram pH, temperatura, condutividade elétrica (CE), turbidez, cor, sólidos totais (ST), sólidos suspensos totais (SST), sólidos dissolvidos totais (SDT), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD), nitrogênio total Kjeldahl (NTK), nitrogênio amoniacal total (NAT), fósforo total (PT), coliformes totais (CT) e *Escherichia coli* (EC).

As análises estatísticas descritivas foram efetuadas com o auxílio do programa Microsoft Excel e as análises comparativas entre os SAC foram realizadas pelo programa GraphRobot (Wang, 2019). Com este programa foi realizado uma análise de variância (ANOVA) com dois fatores (vegetação e fase), seguida pelo teste de médias de Tukey com um nível de confiança de 95%, caso fosse detectada significância.

O resultado destes testes, bem como a distribuição dos dados, os valores discrepantes e a disposição gráfica comparativa entre os SAC foram visualizados em gráficos gerados pelo mesmo programa (Wang, 2019).

A eficiência de remoção de poluentes dos SAC foi avaliada, por meio da remoção de turbidez, cor, DQO, SST, NAT, PT, CT e *E. coli*. Esse desempenho foi comparado com os valores reportados na literatura e na legislação COPAM-CERH/MG nº 8/2022 (Minas Gerais, 2022).

O desempenho agronômico das espécies cultivadas foi avaliado após o fim da fase II, ou seja, após 180 dias de experimentação. Diante disso, procedeu-se o corte e a coleta da biomassa para se avaliar o tecido vegetal e quantificar a produtividade de matéria seca. Essas amostras foram secas em estufa com recirculação de ar, sob temperatura de 65 °C, por 72 horas, para quantificação de rendimento de matéria seca e análises dos teores foliares de nitrogênio e

fósforo. A quantificação desses nutrientes foi realizada no Laboratório de Análise de Solo, Tecido Vegetal e Fertilizante do Departamento de Solos (DPS) da UFV.

O balanço de massa foi realizado ao quantificar os aportes de nutrientes (nitrogênio, fósforo e potássio). Isso foi obtido por meio da multiplicação dos valores de concentrações determinadas no afluente ao sistema pelos volumes de afluentes diários, bem como pela quantidade de nutrientes absorvidos pelas plantas, conforme equações 1, 2 e 3.

$$L=\frac{[\,]xQx10^{-6}}{A} \qquad \text{Equação 1.}$$

onde:

L: Taxa superficial de carregamento de nutrientes aplicadas (kg ha^{-1} d^{-1})

[ ]: Concentração do nutriente no esgoto (mg L^{-1})

Q: Vazão aplicada ao sistema (L d^{-1})

A: Área total do sistema de tratamento (ha)

$$NEA=\frac{MSxTNx10^{-2}}{A} \qquad \text{Equação 2.}$$

onde:

NEA: Nutriente extraído por área (kg ha^{-1})

MS: Massa seca (kg)

TN: Teor de nutrientes nas folhas, base seca (dag kg^{-1})

A: área (ha)

$$TE=\frac{NEA}{T} \qquad \text{Equação 3.}$$

onde:

TE: taxa de nutrientes extraídos (kg ha^{-1} ano^{-1})

NEA: nutriente extraído por área (kg ha^{-1})

T: tempo (ano)

A concentração de proteína bruta foi calculada multiplicando-se o teor de nitrogênio por 6,25, conforme Silva (1998). As análises estatísticas relacionadas ao desempenho agronômico também foram efetuadas considerando-se um nível de confiança de 95%.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados referentes a todas os parâmetros monitoradas nos alagados construídos por fase e espécies vegetais estão representadas na Tabela 4.3.

Tabela 4.3 - Valores médios e desvios-padrão dos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos efluentes dos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN).

Parâmetros	Espécie	Fase I	Fase II
pH	CN	7,51 ± 0,16	7,44 ± 0,14
	OPN	7,58 ± 0,18	7,43 ± 0,16
Temperatura (ºC)	CN	24,33 ± 1,51	19,36 ± 2,04
	OPN	24,28 ± 1,48	19.39 ± 1,98
Condutividade (µS cm^{-1})	CN	899 ± 120,3	1001 ± 55,8
	OPN	839 ± 177,6	1008 ± 68,8
Turbidez (UNT)	CN	16 ± 8,9	18 ± 12,3
	OPN	20 ± 12,3	28 ± 16,4
Cor (UC)	CN	329 ± 188,0	351 ± 162,1
	OPN	329 ± 187,8	454 ± 160,5
ST (mg L^{-1})	CN	341 ± 111,0	410 ± 53,4
	OPN	313 ± 103,0	403 ± 73,2
SST (mg L^{-1})	CN	20 ± 13,7	21 ± 13,4
	OPN	13 ± 13,6	24 ± 21,4
SDT (mg L^{-1})	CN	326 ± 84,0	382 ± 45,9
	OPN	303 ± 108,9	380 ± 65,9
OD mg L^{-1})	CN	3,65 ± 1,81	1,35 ± 1,71
	OPN	3,85 ± 1,83	0,99 ± 1,84
DQO (mg L^{-1})	CN	96 ± 26,1	63 ± 28,7
	OPN	80 ± 28,6	81 ± 17,4
NTK (mg L^{-1})	CN	58,4 ± 9,08	65,2 ± 7,04
	OPN	54,8 ± 9,89	68,1 ± 7,77
NAT (mg L^{-1})	CN	52,8 ± 10,71	62,3 ± 6,56
	OPN	49,4 ± 9,34	62,5 ± 8,63
PT (mg L^{-1})	CN	7,7 ± 1,62	8,1 ± 1,80
	OPN	7,3 ± 1,02	8,6 ± 0,94
TC log (MPN/100mL)	CN	5,5 ± 0,55	4,7 ± 0,81
	OPN	4,9 ± 0,96	5,3 ± 0,48
***E. coli* log (MPN/100mL)**	CN	4,6 ± 0,48	4,2 ± 0,72
	OPN	4,1 ± 0,66	4,7 ± 0,70

Sendo: OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio, DQO: demanda química de oxigênio, NTK: nitrogênio total Kjeldahl; NAT: nitrogênio amoniacal total; PT: fósforo total; ST: sólidos totais; SST: sólidos suspensos totais; SDT: sólidos dissolvidos totais; CT: coliformes totais; E. coli: *Escherichia coli*.

3.1 Parâmetros físicos

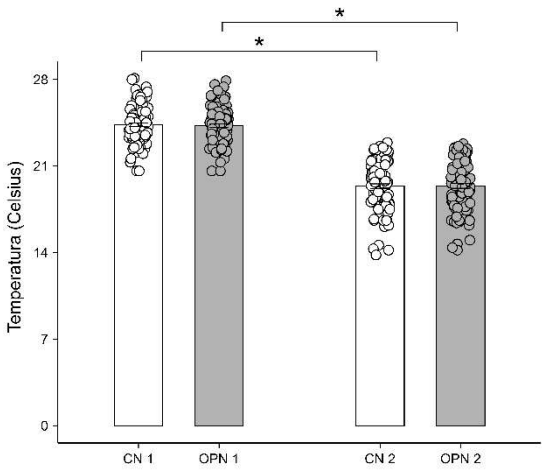
Na Figura 4.2 apresentam-se de forma gráfica os valores da temperatura dos efluentes avaliados nos alagados construídos cultivados com citronela e ora-pro-nóbis.

Durante as fases I e II, os efluentes dos alagados construídos apresentaram temperaturas diárias médias variando entre 19,3 e 24,3 ºC, as quais são ideais para o crescimento das espécies

cultivadas. A adaptação das plantas nas áreas úmidas não foi problemática devido à sua natureza tropical. Chernicharo (2007) aponta que a temperatura mínima para não comprometer as atividades microbianas nos processos anaeróbios é de 15 ºC, sendo ideal a temperatura do esgoto doméstico de 25 a 35 º C.

Entretanto, verifica-se na Figura 4.2 que houve diferença ($p \leq 0,05$) das espécies em relação a mudança de fase. Na fase II, constatou-se diminuição nas temperaturas em relação a fase I, sendo observado alguns valores abaixo de 15ºC. Esta fase foi realizada no período de outono-inverno, em que as temperaturas do ar diminuem naturalmente.

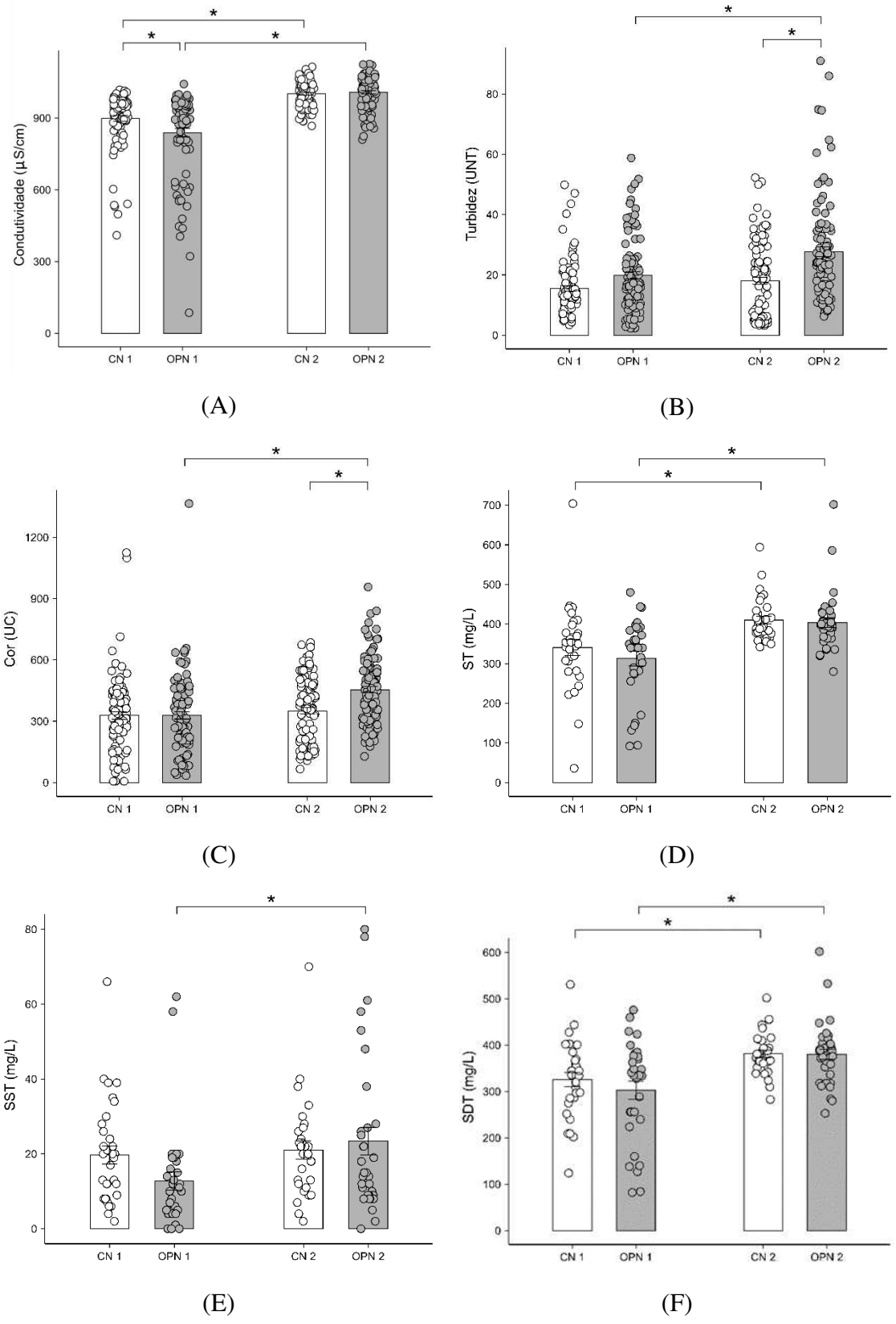
Figura 4.2 – Comparação das temperaturas médias dos efluentes nos alagados construídos cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II.



sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p \leq 0,05$).

Na Figura 4.3 apresentam-se os valores dos parâmetros físicos avaliados nos alagados construídos cultivados com citronela e ora-pro-nóbis. Em relação à condutividade elétrica (Figura 4.3 A), os efluentes dos alagados construídos com citronela e ora-pro-nóbis apresentaram valores em média de 899 e 839 µS cm^{-1} na fase I e de 1001 e 1008 µS cm^{-1} na fase II, respectivamente. Apesar de haver adsorção ao meio suporte e absorção pelas raízes das plantas, pouca variação é observada quando se contrastam-se os dados da Tabela 4.3 com os do esgoto afluente (Tabela 4.2). Tal fato pode estar relacionado a degradação da matéria orgânica que resulta na liberação de muitos íons para a solução e pela dessorção de sais do meio suporte.

Figura 4.3 - Parâmetros físicos avaliados nos alagados construídos com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II: (A) condutividade, (B) turbidez, (C) cor, (D) sólidos totais, (E) sólidos suspensos totais, (F) sólidos dissolvidos totais.



sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p \leq 0,05$).

Nota-se que na fase I houve valores de condutividade menores que 600 µS cm^{-1}, o que converge para o ocorrido nesta fase para os sólidos dissolvidos. Já na fase II, houve um aumento significativo ($p \leq 0,05$) da condutividade no efluente, para ambos os SAC, pois o aumento da vazão, além de ser proporcional ao aumento da taxa de aplicação de sais, pode ter proporcionado maior desprendimento/dessorção de elementos do meio suporte e da zona radicular. Observa-se ainda que o efluente das espécies vegetais difere estatisticamente na fase I, período em que foi possível observar visualmente uma diferença no crescimento vegetativo das plantas. Tal fato, não foi evidenciado na fase II quando as espécies atingiram grau de maturidade. Cabe destacar que, considerando-se apenas a condutividade elétrica, os efluentes dos SAC, independente do uso das espécies cultivadas, podem ser utilizados para reuso na fertirrigação, tendo em vista que em águas de irrigação a condutividade pode variar de 500 a 3000 µS cm^{-1} (Almeida, 2010; Minas Gerais, 2020).

A presença de partículas suspensas e coloidais nos efluentes está relacionada com o parâmetro turbidez. Atualmente, a turbidez não faz parte dos padrões de despejo de efluentes preconizados na legislação vigente, mas é frequentemente monitorada por apresentar risco a saúde (há possibilidade de microrganismos patogênicos se aderirem em partículas suspensas) e por ser de fácil monitoramento. Na fase I, os SAC CN e OPN apresentaram valores médios estatisticamente semelhantes de turbidez, de 16 e 20 UNT, respectivamente (Figura 4.3 B). Na fase II, observou-se um aumento significativo da turbidez no efluente do SAC OPN, tanto em relação a fase I, quanto em relação a espécie. Isso ocorre devido à menor taxa de crescimento da ora-pro-nóbis em comparação com a citronela, levando a uma área filtrante reduzida e, consequentemente, a uma menor retenção de partículas suspensas no filme biológico.

O parâmetro cor relaciona-se a presença de substâncias dissolvidas, decorrentes da decomposição de matéria orgânica (plâncton, substâncias húmicas), da presença de substâncias tais como ferro e manganês, ou da introdução de efluentes industriais. Observou-se na Figura 4.3 C que a CN e OPN apresentaram valores médios de cor iguais a 329 UC, não diferindo-se estatisticamente na fase I. Já na fase II, devido ao incremento de vazão, houve um aumento médio de 37% da cor na OPN, enquanto a CN não houve alteração. Assim como para o parâmetro turbidez, a ora-pro-nóbis foi mais suscetível ao aumento da vazão em relação a citronela, devido ao desprendimento de partículas do meio suporte, decomposição da matéria orgânica e das características radiculares. Ainda, cabe apontar que tanto o SAC cultivado com citronela quanto com ora-pro-nóbis, o efluente da saída apresentou cor devido às elevadas taxas aplicadas.

Os sólidos se referem a matéria em suspensão ou dissolvida no esgoto. Em sistemas alagados construídos, segundo Udom et al. (2018), os sólidos são utilizados para avaliar a eficiência na remoção de matéria orgânica. Ao se observar as Figuras 4.3 D, E, F, verifica-se que a maioria dos sólidos presentes nos sistemas são de sólidos dissolvidos totais. Além disso, nota-se na Figura 4.3 D e F que houve um aumento dos sólidos totais e dissolvidos com a mudança de fases, pois a redução do TRH e os aumentos de Q e TAH contribuem para menor adsorção química e biodegradação na rede radicular. Em relação aos sólidos suspensos (Figura 4.3 E), assim como para o parâmetro turbidez, que é diretamente relacionado, os SAC cultivados com citronela não apresentaram diferenças estatísticas entre si quando consideradas as distintas fases. No entanto, os SAC cultivados com ora-pro-nóbis houve diferença significativa entre as fases.

De acordo com Matos et al. (2010), o comportamento das raízes no meio suporte pode estar relacionado diretamente com este resultado. As raízes ocupam grande parte dos espaços vazios nos primeiros 10 cm de profundidade. Esse fato contribui para o aumento da velocidade de escoamento do líquido na profundidade restante. Consequentemente, há maior arraste de sólidos para fora dos SAC. Outro fator a ser considerado, segundo os mesmos autores, é a perda de água por evapotranspiração, que proporciona maior concentração de poluentes no efluente.

Destaca-se que as TAH aplicadas nas fases I e II foram de 0,35 e 0,53 $m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$, respectivamente. Esses valores são muito superiores ao recomentado por von Sperling e Sezerino (2018) para pós-tratamento de efluente secundário advindo de processos pouco eficientes, que é de 0,04 a 0,12 $m^3\ m^{-2}\ d^{-1}$.

Apesar das elevadas taxas aplicadas, salienta-se que durante todo o tempo de avaliação, a concentração de sólidos suspensos no efluente dos SAC cultivados com citronela e ora-pro-nóbis permaneceu abaixo de 100 mg L^{-1}. Este valor está em conformidade com as exigências estabelecidas pela legislação ambiental do estado de Minas Gerais para despejo de efluentes em corpos hídricos, DN COPAM/CERH nº 08/2022 (Minas Gerais, 2022)

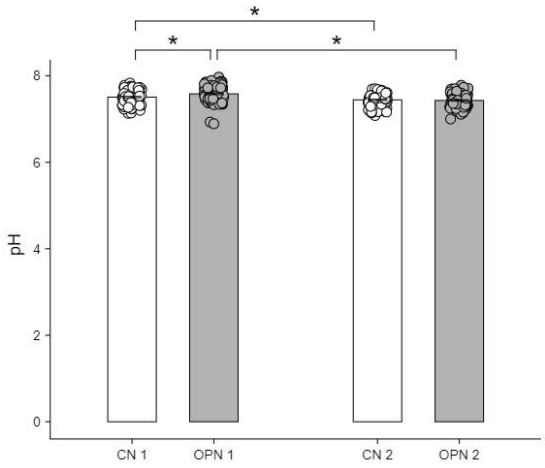
3.2 Parâmetros químicos

Na Figura 4.4 é apresentado de forma gráfica os valores do pH avaliado nos alagados construídos cultivadas com citronela e ora-pro-nóbis.

Nesses alagados construídos, as transformações biológicas, adsorção, as trocas iônicas e catiônicas, oxidação química e redução, e a solubilidade de sólidos e gases são influenciadas diretamente pelo pH (Paoli, 2010). De acordo com Chernicharo (2007), o pH entre 6,6 e 7,4 é

ideal para o melhor desenvolvimento dos microrganismos responsáveis pela degradação anaeróbia e o consumo de nutrientes e água pelas plantas. Entretanto, Furtini Neto et al. (2001) e Brix et al. (2002) destacam que é possível alcançar uma estabilidade numa faixa entre 6,0 e 8,0. Madeira (2016) aponta que o pH ideal para o cultivo de ora-pro-nóbis em água oscila em torno de 5,5 a 6,0.

Figura 4.4 - pH dos efluentes dos alagados construídos cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II.

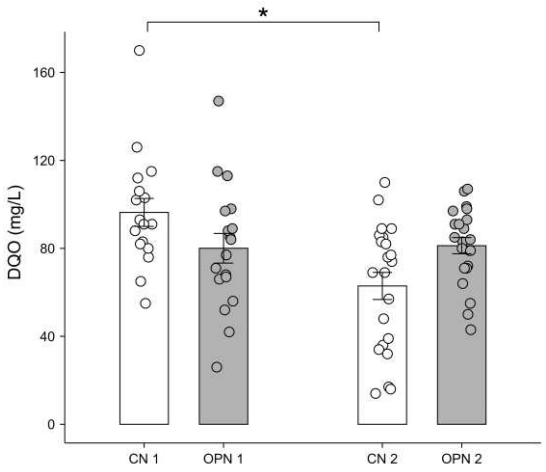


sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p \leq 0,05$).

Observa-se na Figura 4.4 que os valores de pH dos efluentes se apresentaram dentro das faixas consideradas apropriadas e próximos à neutralidade. No entanto, houve diferença estatística entre as espécies na fase I e das espécies em relação a mudança de fase. Além disso, cabe salientar que todos os valores de pH estão em conformidade com a legislação ambiental do estado de Minas Gerais, DN COPAM/CERH nº 08/2022, para despejo de efluentes, cujo limite estabelecido varia de 5 a 9 (Minas Gerais, 2022).

De acordo com Lu et al. (2020) e Vymazal et al. (2020), os alagados construídos são considerados eficientes na remoção da matéria orgânica. A matéria orgânica é frequentemente determinada de maneira indireta, medida como demanda química de oxigênio (DQO). Na Figura 4.5 estão apresentados os comportamentos dos valores DQO obtidos ao longo do estudo.

Figura 4.5 - Valores de DQO efluente obtidos nos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II.



sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p \leq 0,05$).

Todos os SAC apresentaram efluentes com DQO dentro da faixa preconizada pela legislação estadual (Minas Gerais, 2022). Contudo, tal comportamento era esperado, uma vez que a concentração média dos afluentes era de 140 e 125 mg L^{-1}, para as fases I e II, respectivamente.

Como ponto positivo, observou-se que os SAC apresentaram bom desempenho mesmo com o aumento das taxas aplicadas, da fase I para a fase II. Além disso, observou-se que o SAC com citronela apresentou ganho de desempenho com a mudança de fase ($p \leq 0,05$). Tal fato pode ser atribuído à sua boa capacidade de retenção de material particulado, discutida nos tópicos anteriores.

A eficiência na remoção da matéria orgânica nos sistemas alagados construídos foi satisfatória, com o SAC cultivado com citronela atingindo 50% de remoção média na fase II, apresentando um efluente com DQO média de 63 mg L^{-1}. Estes resultados destacam a capacidade dos SAC em proporcionar uma redução na concentração de matéria orgânica, mesmo trabalhando sob elevadas TCO (492 e 659 kg ha^{-1} d^{-1} de DQO), reduzidos TRH (9 e 6 horas) e atuando no tratamento de um afluente de baixa degradabilidade (razões DBO/DQO de 0,31 e 0,37 nas fases I e II, respectivamente)

Comparativamente, Udom et al. (2018), avaliando SAC com capim elefante e tempo de retenção hidráulica médio de 1,9 dia, registraram uma eficiência de remoção de demanda química de oxigênio (DQO) entre 36 e 45%, inferior à observada no presente estudo.

Por sua vez, Fia et al. (2010), investigando SAC cultivados com *Typha latifolia sp*. e *Alternanthera phyloxeroides* com TRH variando de 2,5 a 4,6 dias, relataram uma eficiência de

DQO que oscilou entre 9 e 85%, sendo as maiores eficiências alcançadas com TRH maiores. Também Brasil et al. (2007b) investigaram SAC empregados no pós-tratamento de efluente de tanque séptico, cultivados com taboa (*Typha latifolia sp*.), e observaram uma notável eficiência de 91% na remoção de DQO, considerando tempos de retenção hidráulica de 1,9 dia e 3,8 dias. Matos et al. (2012), ao trabalharem com sistemas alagados construídos cultivados com tifton-85, destacaram que o efeito do TRH de 4,8 dias foi crucial para o êxito na remoção de matéria orgânica (DQO), em que alcançou eficiências que variaram de 84 a 97%.

Logo, observa-se que o tempo de retenção empregado no presente estudo comprometeu o desempenho dos SAC no que se refere à remoção de matéria orgânica.

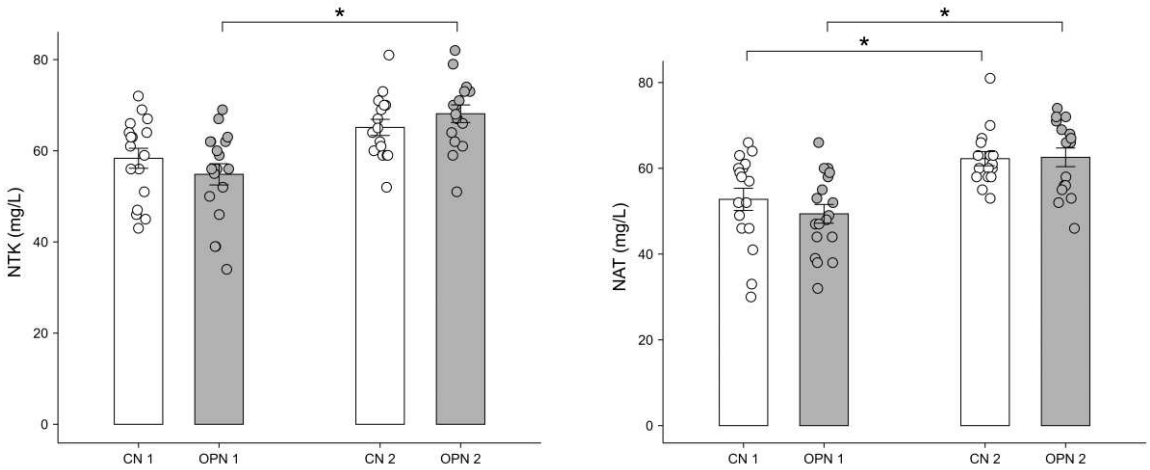
3.3 Nutrientes e patógenos

Os alagados construídos operando sob elevadas taxas de carregamento não possuem uma capacidade de remoção de nutrientes quando comparados a sistemas projetados exclusivamente para esta função. Vymazal (2007), aponta que a remoção de nitrogênio total (NT) em SAC convencionais varia entre 40 e 55%, sugerindo a necessidade de técnicas avançadas para obter melhores resultados.

Segundo Wu et al. (2015), Du et al. (2018), Zhou et al. (2018) e Yu et al. (2019), essa remoção nos SAC varia de acordo com o material de enchimento, tipo de planta cultivada, temperatura, pH, OD e fatores operacionais como vazão, tempo de retenção hidráulica, carga de entrada, tipo de SAC e circulação de efluentes.

Na Figura 4.6 estão demonstrados os resultados de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amoniacal total (NAT) obtidas nos SAC em estudo. Com base nessa figura, é possível inferir a ausência de diferença estatística entre as espécies ao longo das fases I e II, tanto no que diz respeito ao nitrogênio total Kjeldahl quanto ao amoniacal. Contudo, destaca-se que para SAC OPN houve diferença em relação às variações de fases nos dois parâmetros avaliados. Os SAC CN, por sua vez, apresentaram distinção apenas em relação ao aumento de vazão para o nitrogênio amoniacal. É importante notar que a diferença entre o NTK e o NAT reside na natureza da fração orgânica, a qual se apresenta predominantemente particulada. Este fato reforça a constatação de que os SAC cultivados com ora-pro-nóbis de certa maneira retiveram mais sólidos.

Figura 4.6 - Concentrações de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amoniacal total (NAT) dos efluentes aos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II.



sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p \leq 0,05$).

Nota-se que, na fase I, as concentrações de NAT nos efluentes dos SAC com CN e OPN foram de 53 e 49 mg L^{-1}, respectivamente. Estes valores, aumentaram para 62 mg L^{-1} na fase II. É importante observar que todos esses valores estão acima do limite máximo permitido para despejo direto de efluentes advindos de sistemas de tratamento de esgotos sanitários em cursos d'água, conforme diretrizes da nova legislação ambiental do estado de Minas Gerais DN COPAM 08 (Minas Gerais, 2022). No entanto, a mesma legislação, em seu artigo 36, dispensa as soluções individuais de tratamento de esgoto sanitário, em áreas não atendidas por rede pública de coleta ou em pequenos núcleos populacionais com vazão inferior a 43.200 L d^{-1}, do atendimento ao limite de lançamento de nitrogênio amoniacal.

A reduzida remoção de nitrogênio nos SAC pode estar associada a ausência de processos de nitrificação-desnitrificação devido ao pequeno tempo de retenção hidráulica, ocasionando em uma elevada taxa de aplicação de nitrogênio. Segundo Huang et al. (2017), Zhou et al. (2018) e Liu et al. (2019) o processo de remoção de nitrogênio nos SAC é muito complexo, em que normalmente inclui nitrificação-desnitrificação, absorção pelas plantas, adsorção de substrato, emissão e volatilização de N_2O. Fan et al. (2013a), Uusheimo et al. (2018) e Liu et al. (2019) apontam que a nitrificação-desnitrificação é responsável por mais de 50% da remoção de nitrogênio nos SAC. Wu et al. (2016) explicam que o fornecimento de oxigênio pela reaeração atmosférica e a liberação de oxigênio da planta é muito menor que o oxigênio necessário para haver o processo de nitrificação aeróbia.

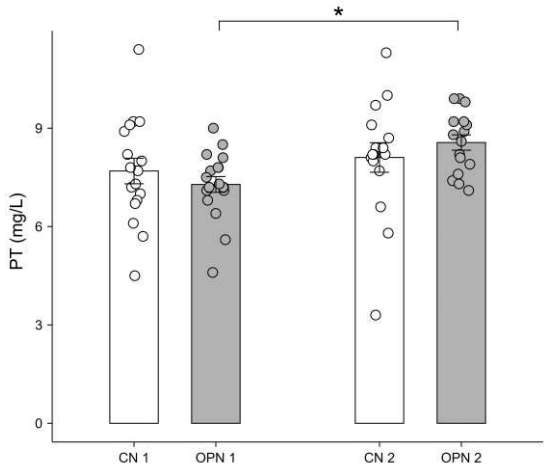
Além disso, a pequena concentração de oxigênio dissolvido (OD) pode ter contribuído para a falha no processo de remoção de nitrogênio no sistema alagado construído. Estudos de

Vymazal (2007) e Ye e Li (2009) indicam que a nitrificação pode ocorrer quando o OD é de cerca de 1,5 mg L^{-1}, a depender da demanda carbonácea de oxigênio que também ocorre em paralelo.

O fósforo presente nos esgotos domésticos advém em sua maioria do uso de produtos de limpeza nos afazeres domésticos (von Sperling, 2005). De acordo com Calijuri (2009), Kadlec e Knight (2009), Mendonça (2012), este fósforo, em alagados construídos pode ser removido por assimilação da biomassa vegetal e microbiológica, precipitação de compostos insolúveis e adsorção pelo meio suporte.

No entanto, esses mecanismos de remoção possuem capacidade finita, devido a saturação, o que torna a capacidade do SAC de remover fósforo limitada (Dunne e Reddy, 2005). Na Figura 4.7 estão apresentadas as concentrações de fósforo encontradas nos efluentes dos SAC e o comportamento das CN e OPN durante o monitoramento.

Figura 4.7 - Concentração de fósforo total (PT) efluente dos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II.



sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p < 0.05$.

Conforme ilustrado na Figura 4.7, não se evidenciaram diferenças entre as espécies tanto na fase I quanto na fase II. No entanto, ao haver incremento de vazão e redução do TRH, observou-se diferença entre as fases nos SAC vegetados com OPN. A indicação de que o SAC cultivado com citronela foi mais robusto em relação à mudança nas vazões aplicadas, assim como para as outros parâmetros, deve ser feita com cuidado neste caso, pois em contrapartida, não houve diferença entre as espécies nas fases, como já ressaltado. Vymazal (2007) ressalta que a remoção de fósforo em alagados construídos é geralmente limitada, a menos que sejam

usados material de enchimento específicos, que tenham elevada capacidade de adsorção de fósforo.

O fósforo pode ser removido em SAC por adsorção, precipitação ou pela imobilização promovida pelos microrganismos. Em um estudo realizado por Lee et al. (2004), em SAC cultivados com *Eichhornia crassipes* para o tratamento de águas residuárias provenientes da suinocultura, constatou-se que 97,3% da remoção do fósforo ocorreu por mecanismos físicos. Adicionalmente, 2,1% foram atribuídos a processos microbiológicos, enquanto apenas 0,3% por extração das plantas.

Além disso, a Wetland International (2003) recomenda a remoção regular da biomassa da planta cultivada em SAC para garantir uma maior remoção de nutrientes do meio, o que não foi feito no presente experimento. O corte da biomassa ocorreu somente uma vez, ao término do experimento. Isso, possivelmente influenciou no desempenho da remoção de fósforo, uma vez que a saturação deste elemento na biomassa das espécies pode também ter ocorrido.

Matos (2012) estabeleceu uma relação entre a remoção de fósforo e a retenção de SST, argumentando que a maior parte do PT na água residuária está associada ao material orgânico em suspensão. Consequentemente, a remoção de SST proporcionaria a remoção de PT. Dito isso e como indicado anteriormente, observou-se uma baixa retenção de SST nos SAC cultivados. Assim, a eficiência limitada apresentada para o PT pode ser atribuída a mesma explicação oferecida para o SST, indicando um aumento na velocidade de deslocamento do líquido nas partes inferiores dos SAC. Isso ocorre devido à alta taxa aplicada, à ocupação dos espaços vazios pelas raízes na região periféricas e a baixa eficiência de processos físicos nos SAC.

Em relação à remoção de organismos patogênicos no esgoto, no Brasil, não há uma referência, norma ou lei nacional que estabeleça valores limites de coliformes totais *e Escherichia coli* para despejo de águas residuárias em corpos hídricos. No entanto, a resolução nº 357/2005 (Brasil, 2005) classifica os corpos d'água em classes de qualidade, estipula a quantidade de coliformes termotolerantes e *E. coli* para cada classe de água doce. Desse modo, o despejo de efluente nos corpos hídricos só poderá ocorrer se após a mistura, as condições e padrões de qualidade de água estabelecidos para as respectivas classes sejam mantidos.

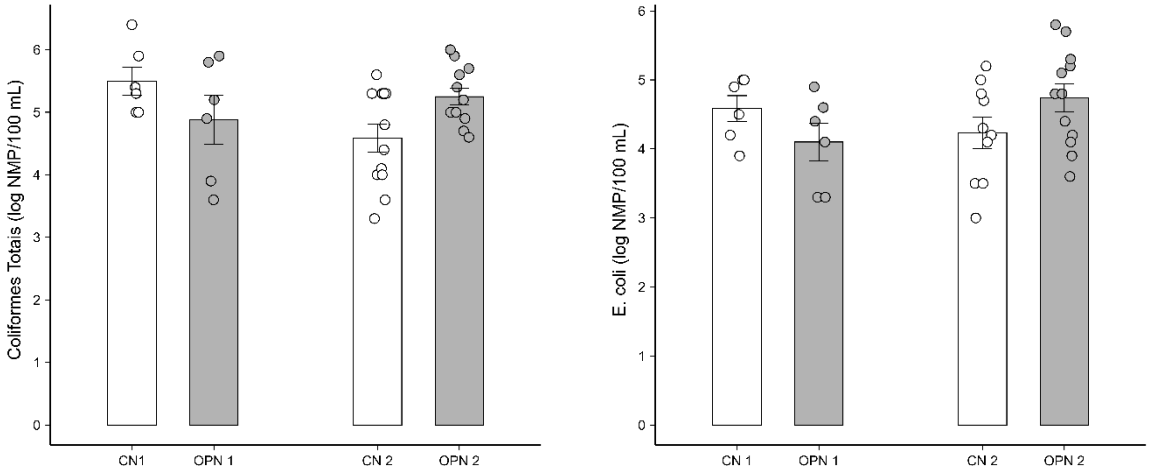
Em se tratando de reuso, a deliberação normativa CERH-MG nº 65/2020, do estado de Minas Gerais, estabelece limites específicos para coliformes termotolerantes ou *E. coli* em atividades agrossilvipastoril e urbanas. Para o reuso agrossilvipastoril na categoria "ampla", os limites de E. coli são de $1x10^4$ NMP/100mL, com a ressalva de evitar contato com produtos alimentícios. Já para fertirrigação na categoria "limitada", os limites de *E. coli* são de $1x10^6$

NMP/100mL. No contexto urbano, o limite é $1x10^3$ NMP/100mL para diversas atividades, como lavagem de pátios, ruas, avenidas, estacionamentos e similares. Além disso, para usos específicos, como lavagem de veículos comuns, uso predial comercial ou industrial (restrito a descargas sanitárias), lavagem de veículos especiais, controle de poeira, combate a incêndio e outras finalidades, o limite é $1x10^4$ NMP/100mL (Minas Gerais, 2020).

Em sistemas alagados construídos, a remoção de coliformes e *E. coli* ocorre pela retenção nas raízes das plantas e no biofilme, adsorção à matéria orgânica, predação, competição e morte natural. Além disso, destaca-se o efeito biocida resultante do material excretado por algumas macrófitas e influência benéfica da radiação solar (Calijuri, 2009; Kansiime e van Bruggen, 2001).

Na Figura 4.8 são apresentados os resultados para a análise microbiológica encontradas nos efluentes dos alagados construídos cultivados com citronela e ora-pro-nóbis. Observa-se que não foram identificadas diferenças entre as espécies e entre as fases, tanto para *E. coli* quanto para coliformes totais. Entretanto, destaca-se uma considerável remoção de coliformes, alcançando remoção de 1 log nos SAC cultivados com CN na fase I e 1 log nos SAC com OPN na fase II. Este desempenho é consistente com os resultados obtidos por Calijuri (2009), que registrou remoção de coliformes totais em SAC cultivados com *Typha sp.* (Taboa) e outra com *Brachiaria arrecta* de 2 e 3 unidades log, respectivamente.

Figura 4.8 - Concentração dos microrganismos de referência encontrados nos efluentes dos SAC cultivados com citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) nas fases I e II.



sendo: barras representam a média das temperaturas medidas, enquanto os pontos indicam os valores individuais das amostras, os asteriscos (*) indicam diferenças estatisticamente significativas entre os grupos ($p < 0.05$.

No caso da *E. coli*, houve remoção de 1 log nos SAC com CN e OPN em ambas as fases. Resultados semelhantes foram observados por Molleda et al. (2008), que verificaram remoção

de 1 a 3 log no pós-tratamento de esgoto doméstico com alagados construídos cultivados com *Iris pseudacorus e Salix atrocinerea.*

Avelar (2015) e Brasil (2007b) destacam que tempos de detenção hidráulica (TDH) mais elevados estão diretamente associados a uma maior eficiência na remoção de coliformes totais e *E. coli*. Essas conclusões alinham-se com a visão de Kadlec e Wallace (2009), que salientam a importância do TRH na eficiência da remoção microbiológica em SAC. Ademais, segundo Bufáiçal (2010), Calijuri et al. (2009), Matos et al. (2010), Quege (2011) e Ucker (2012), as plantas podem desempenhar papel crucial na remoção microbiológica em sistemas alagados construídos.

Os SAC cultivados com citronela e ora-pro-nóbis, apresentaram remoção de coliformes totais e *E. coli*, mesmo submetidos a tempos de retenção hidráulica diminutos. Importante notar que, em termos de concentrações biológicas, o efluente tratado nessas condições específicas poderá atender aos padrões estabelecidos para lançamento em águas caudalosas e ser reutilizado para atividades agrossilvipastoril e urbanas, conforme preconizado pela CONAMA nº 357/2005 e CERH-MG nº 65/2020 (Brasil, 2005; Minas Gerais, 2020).

3.4 Desempenho agronômico da citronela e ora-pro-nóbis

As produtividades médias das espécies vegetais cultivadas nos alagados construídos, considerando-se o período de 270 dias, estão dispostas na Tabela 4.4.

Tabela 4.4 - Produtividade de matéria seca de toda parte da planta de citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) cultivadas nos SAC

Espécie	Massa Fresca (kg)	Massa Seca (kg)	Teor de água (%)	Produtividade	
				(t ha^{-1})	(t ha^{-1} ano^{-1})
CN	5,525	1,585	71,4b	18,5	24,97
OPN	3,363	0,615	81,80a	7,2	9,65

Observou-se que o teor de água encontrado na OPN foi superior à CN. No entanto, em relação os outros parâmetros, a citronela apresentou resultados superiores, com médias de 5,525 kg, 1,585 kg e 18,5 t ha^{-1} para matéria fresca, seca e produtividade, respectivamente. Comparativamente, Rocha (2012) cultivando citronela de forma convencional em solo, obteve produtividade de massa seca de 2,4 a 4,8 t ha^{-1}, sendo inferior ao observado neste experimento. Em contraste, Braga (2020) obteve uma produtividade apenas 11,6% superior à do presente experimento, ao cultivar citronela em cova com adubação orgânica, ao longo de 172 dias,

alcançando uma produtividade de 21,44 t ha^{-1}. Logo, a produtividade de citronela em alagados construídos foi satisfatória, considerando-se a escassez de registros de citronela submersa em esgotos.

No caso da ora-pro-nóbis cultivada nos SAC que realizavam o pós-tratamento com esgoto, a produtividade foi de 9,7 t ha^{-1} ano^{-1}. Madeira (2016) indicou que a ora-pro-nóbis no solo apresenta uma produtividade de 4 a 6,4 t ha^{-1} ao ano, considerando apenas maço com 15 hastes e 200g por corte, sendo inferior ao produzido nos SAC.

Ao analisar a produtividade da citronela e ora-pro-nóbis cultivadas em alagados construídos com esgoto, em comparação com outras espécies amplamente estudadas sob as mesmas condições, verifica-se que os resultados são equiparáveis ou, até mesmo, superiores. Exemplo disso é o estudo de Brasil et al. (2007b), que ao cultivar taboa em SAC para o tratamento de esgoto doméstico, registraram uma produtividade de 7 t ha^{-1} em um período de 226 dias. Por sua vez, Matos et al. (2003) alcançaram uma produtividade de 4,41 t ha^{-1} ao cultivarem aveia-preta em rampas de escoamento superficial para o tratamento de água residuária do processamento de frutos do cafeeiro. Além disso, em outra investigação, Matos et al. (2011), obtiveram uma média de 7,65 t ha^{-1} de matéria seca de capim Napier após 61 dias de cultivo em SAC. Já Avelar et al. (2015), ao utilizar SAC com *Mentha aquatica* para tratar esgoto doméstico encontraram uma produtividade de 4,2 t ha^{-1} após 70 dias de cultivo. Assim, verificou-se no presente estudo que, mesmo sob condições de alagamento, as espécies citronela e ora-pro-nóbis apresentaram elevada produtividade em comparação com a literatura.

Na Tabela 4.5 estão apresentadas as concentrações de N, P, K, Ca, Mg, coliformes totais e *Escherichia coli* encontradas no tecido foliar das plantas. A ora-pro-nóbis é reconhecida por conter altos teores de proteína, fósforo, potássio, cálcio, magnésio e ferro na matéria seca (Andrade, 2019). Essa característica é confirmada ao compará-la com os SAC cultivados com citronela, uma vez que a ora-pro-nóbis apresentou valores expressivos de nutrientes no tecido foliar, destacando-se em nitrogênio e cálcio.

Tabela 4.5 - Teor médio de macronutrientes e patógenos encontradas no tecido foliar de citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) cultivadas nos SAC.

ESPÉCIES	**N**	**P**	**K**	**Ca**	**Mg**	**CT**	***E. coli***
	dag kg^{-1}					NMP/g	
CN	1,33	0,18	1,53	0,41	0,18	$6{,}19 \times 10^4$	<1
OPN	2,66	0,30	1,77	1,79	0,28	$1{,}56 \times 10^2$	<1

Sendo: N: nitrogênio; P: fósforo, K: potássio, Ca: cálcio; Mg: magnésio; CT: coliformes totais; E. coli: *Escherichia coli*.

Neste contexto, a ora-pro-nóbis e a citronela apresentaram um teor de proteína de 16,9% e 8,3%, respectivamente, superando o teor proteico do leite, um alimento amplamente consumido, que registra apenas 3,20%, conforme observado por Sgarbieri (2004).

Segundo Botrel (2017), os teores de proteína nas folhas de ora-pro-nóbis cultivadas em solo variam de 28% a 32%, demonstrando serem superiores aos resultados encontrados no estudo em questão. Essa diferença observada pode ser atribuída ao teor de nitrogênio disponível no afluente, as condições únicas de cultivo em alagamento e o tempo de contato da espécie com o efluente, consequentemente menor extração pela espécie.

Em relação aos patógenos encontrados no tecido foliar, as espécies não diferiram estatisticamente. Ressalta-se que estes valores estão abaixo do limite estabelecido pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária na Instrução Normativa nº 60, complementar a RDC n. 331/2019, a qual estabelece o limite de 10^2 *Escherichia coli/*g para alimentos consumidos in natura serem enquadrados como aceitáveis.

Percebe-se, portanto, que a ora-pro-nóbis cultivada em SAC pode ser segura para o consumo humano. Além disso, observa-se que, em geral, o produto é preparado por cocção (refogado), o que reduz os riscos associados.

No entanto, é crucial que a colheita seja realizada com cuidado para evitar a contaminação dos tecidos foliares. Esses cuidados incluem a higiene das mãos e ferramentas, a proteção do leito subsuperficial do SAC durante o corte da planta para evitar contato com contaminantes e o treinamento dos trabalhadores sobre práticas de higiene e manuseio seguro. Recomenda-se, ainda, a aplicação de um banho de cloro, caso necessário, para assegurar maior segurança no consumo.

Na Tabela 4.6 são apresentados os valores da quantidade de nutrientes extraída dos efluentes pelas espécies. Observa-se, embora a ora-pro-nóbis tenha exibido um teor nutricional superior em comparação com a citronela, sua capacidade de extração de nutrientes do efluente foi inferior. Tal diferença se deve ao fato de que a ora-pro-nóbis produz uma quantidade menor de matéria seca em comparação com a citronela. Esse aspecto impacta diretamente na capacidade de extração, já que o cálculo envolve a multiplicação da concentração de nutrientes pela quantidade de matéria seca produzida.

Tabela 4.6 - Taxa de macronutrientes extraídos (kg ha^{-1} ano^{-1}) via parte aérea da citronela (CN) e ora-pro-nóbis (OPN) cultivadas nos SAC.

Espécie	N	P	K
Citronela	331	46	394
Ora-pro-nóbis	257	22	128

Sendo: N: nitrogênio; P: fósforo, K: potássio.

A eficiência da extração de nutrientes por plantas em sistemas alagados construídos é respaldada por pesquisas específicas. No estudo de Brasil et al. (2007b), que investigaram SAC com taboas, registrou-se uma extração de 170, 32, 273 kg ha^{-1} ano^{-1} de N, P e K, respectivamente. Em contraste, Avelar et al. (2019) observaram que a *Mentha aquatica* possui uma capacidade extratora ainda maior, alcançando 665 kg ha^{-1} ano^{-1} de N e 66,5 kg ha^{-1} ano^{-1} de P. Esses valores equivaleram a retirada de 13,55 e 6,34 % de N e P, respectivamente, em relação ao total desses nutrientes aportados ao sistema. Adicionalmente, a mesma autora identificou remoções médias de potássio variando de 20,4 a 63,3%.

Matos et al. (2011) ampliaram esse entendimento ao destacar uma capacidade extratora expressiva do capim-napier, que retirou 1236 kg ha^{-1} ano^{-1} de N, 180 kg ha^{-1} ano^{-1} de P e 894 kg ha^{-1} ano^{-1} de K. Mendonça (2012) observou eficiência na remoção de compostos nitrogenados entre 29,4 e 73,4%, e fósforo entre 18,61 a 34,3% em SAC cultivados com taboa e lírio amarelo. Além disso, Fia (2008) encontrou eficiência de retirada de 0,58, 5,55 e 1,30% de N, P e K, respectivamente, nos SAC com taboa. Esse mesmo autor, em SAC cultivado com Alternantera sp., encontrou e eficiência de retirada de 4,6, 28,8 e 9,1% de N, P e K, respectivamente.

Esses estudos evidenciaram a variabilidade na eficiência das plantas na remoção de nutrientes em SAC. Um fator a ser considerado, é que ao atingirem a maturidade, a capacidade máxima de absorção das espécies também será atingida, assim, o aumento no aporte de nutrientes não resultará necessariamente em uma maior absorção, o que reduz a contribuição na remoção de nutrientes em SAC.

A contribuição percentual na remoção de nitrogênio e fósforo pela via da absorção das plantas, quando se trata de SAC horizontais trabalhando com esgotos domésticos é da ordem de 1,9 %, de acordo com Langergraber (2004). Esse valor é superior ao encontrado no presente estudo. No entanto, como a taxa de aplicação hidráulica aqui utilizada foi muito elevada, as taxas de carregamento de nutrientes também o foram. Assim, a quantidade de nutrientes fornecida ao meio foi muito superior ao necessário para o desenvolvimento das espécies. Apesar

disso, observou-se uma considerável produção de massa seca e consequente extração de nutrientes por parte da citronela e a ora-pro-nóbis.

Diante disso, caso seja efetuado um manejo apropriado, é possível direcionar essa massa vegetal para aplicações nobres, agregando-se valor. Dentre as potenciais aplicações destacam-se a produção de repelente e fragrâncias à base de citronela, assim como a obtenção de farinha proteica por meio da ora-pro-nóbis.

A produção de proteínas a partir da ora-pro-nóbis pode complementar a dieta local, oferecendo uma fonte adicional de nutrição e a produção de repelentes e fragrâncias a partir da citronela pode gerar renda adicional, contribuindo para a economia local e para a melhoria das condições de vida das comunidades envolvidas.

Essas alternativas não apenas ampliam as oportunidades econômicas, mas também proporciona novas oportunidades para implantação de SAC no pós-tratamento de ECTE dentro do conceito de economia circular.

4 CONCLUSÕES

Operando sob taxas de carregamento orgânico de 492 e 659 kg ha^{-1} d^{-1} de DQO, os sistemas alagados construídos conseguiram apresentar bom desempenho, atendendo à maioria das exigências da legislação ambiental vigente. No entanto, no que se refere à remoção de nutrientes, o desempenho não foi satisfatório e caso eles sejam projetados com este fim, as taxas de carregamento aqui estudadas não são recomendadas.

Quando considerados as comparações com inferências estatísticas, verificou-se que o SAC cultivado com citronela apresentou desempenho mais promissor e que tais unidades não mudaram, de maneira geral, seu desempenho, mesmo com o aumento da vazão aplicada em 50%.

No que se refere ao desempenho agronômico e recuperação de recursos, verificou-se que ambas as espécies se adaptaram bem às condições de alagamento permanente e a elevadas taxas de carregamento, o que permite integrar sistemas alagados construídos no pós-tratamento de efluentes gerados por equipamentos unifamiliares. A ora-pro-nóbis cultivada nos SAC que realizavam o pós-tratamento com esgoto teve produtividade de 9,7 t ha^{-1} ano^{-1}, enquanto a citronela alcançou 24,97 t ha^{-1} ano^{-1}.

Além disso, essa adaptação abre perspectivas para a exploração potencial de recursos, como a produção de fragrâncias a partir da citronela e a obtenção de proteínas presentes na ora-pro-nóbis, o que propicia segurança alimentar e geração de renda.

Dessa forma, a combinação de características agronômicas robustas das espécies e a versatilidade no uso de alagados construídos destaca-se como uma solução sustentável e esteticamente agradável para promover o tratamento de efluentes e a recuperação de recursos em ambientes urbanos e rurais, contribuindo diretamente para a economia circular, onde os recursos são utilizados de forma mais eficiente, reduzindo o desperdício e promovendo a sustentabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS

ANDERSSON, K.; DICKIN, S.; ROSEMARIN, A. Towards "Sustainable" Sanitation: Challenges and Opportunities in Urban Areas. Sustainability, v. 8, n. 12, p. 1289, 2016.

ANDRADE, R. R.; GALBIATTI, J. A.; QUEIROZ, C. R. A. dos A.; PAVANI, L. C. Calcium and iron contents in leaves of ora-pro-nóbis as a function of the addition of organic compound in the substrate and of irrigation depths. Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável, v. 9, n. 2, p. 120-130, 2019.

ANIL, R.; LALI, A. Modified Septic Tank Treatment System. Procedia Technology, v. 24, p. 240–247, 2016.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24th ed. Washington, DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2022.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2014.

AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; LEITE JUNIOR, A. R.; PORTES, M. R.; GUALHANO, D. S. Desempenho agronômico de *Mentha aquatica* cultivada em sistemas alagados construídos sob diferentes taxas de aplicação orgânica. Eng. Agríc., Jaboticabal, v. 35, n. 2, p. 322-330, 2015.

AVELAR, F. F.; MATOS, A. T.; MATOS, M. P. Removal of sewage contaminants in constructed wetlands systems cultivated with Mentha aquatica. Eng. Sanit. Ambient., v. 24, n. 6, p. 1259-1266, 2019.

BRAGA, K. A. S.; CASTRO, H. G.; TEIXEIRA, V. L. S.; BARBOSA, L. C. A.; DEMUNER, A. J. Influence of cultivation conditions on the production of essential oil of citronella grass (Cymbopogon nardus). Brazilian Journal of Health and Pharmacy, v. 2, n. 1, 2020.

BRASIL. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária. Resolução - RDC nº 331, de 23 de dezembro de 2019. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 dez. 2019. Seção 1, p. 96.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Planting and phenological performance of Typha sp. used in the domestic wastewater treatment under constructed wetland system. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007.

BRASIL, M. S; MATOS, A. T.; SILVA, C. M.; CECON, P. R.; SOARES, A. A. Modeling of pollution removal in contructed wetlands with horizontal subsurface flow. Agricultural Engineering Research, Agrartechnische Forschung, v. 13, n. 2, p. 48-56, 2007b.

BOTREL, N.; MADEIRA, N. R.; CASTRO E MELO, R. A.; AMARO, G. B. Hortaliças não convencionais. Maio/2017. Disponível em: <www.embrapa.br/hortalicas>.

BRIX, H.; DYHR-JENSEN, K.; LORENZEN, B. Root-zone acidity and nitrogen source affects Typha latifolia L. growth and uptake kinetics of ammonium and nitrate. Journal of Experimental Botany, v. 53, n. 379, p. 2441-2450, 2002.

BUFÁIÇAL, D. S. S. Eficiência do leito de macrófitas na remoção de ovos de helmintos e coliformes termotolerantes e no desaguamento de lodo de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2010.

CALIJURI, M. L.; BASTOS, R. K. X.; MAGALHÃES, T. B.; CAPELETE, B. C.; DIAS, E. H. O. Domestic wastewater treatment in UASB-horizontal flow constructed wetlands systems: organic matter, solids, nutrients and coliforms removal. Eng. Sanit. Ambient., v. 14, n. 3, p. 421-430, 2009.

CAPODAGLIO, A. G.; CALLEGARI, A.; CECCONET, D.; MOLOGNONI, D. Sustainability of decentralized wastewater treatment Technologies. Water Practice and Technology, v. 12, p. 463-477, 2017.

CHERNICHARO, C. A. L. Reatores anaeróbios. 2.ed. Belo Horizonte: DESA, UFMG, p. 380, 2007.

CORBELLA, C.; PUIGAGUT, J. Improving domestic wastewater treatment efficiency with constructed wetland microbial fuel cells: influence of anode material and external resistance. Sci Total Environ, v. 631–632, p. 1406–1414, 2018.

COSTA, J. F.; PAOLI, A. O.; SPERLING, M. V.; SEIDL, M. Performance evaluation of horizontal subsurface flow constructed wetlands in the treatment of UASB reactor effluent, based on four years of monitoring. Eng Sanit Ambient, v. 23, n. 1, p. 191-200, 2018.

DE OLIVEIRA CRUZ, L. M.; GOMES, B. G. L. A.; TONETTI, A. L.; FIGUEIREDO, I. C. S. Using coconut husks in a full-scale decentralized wastewater treatment system: The influence of an anaerobic filter on maintenance and operational conditions of a sand filter. Ecological Engineering, v. 127, n. July 2018, p. 454–459, 2019.

DU, L.; XUANTUNG, T.; CHEN, Q.; WANG, C.; WANG, H.; XIA, X.; ZHOU, Q.; XU, D.; WU, Z. Enhancement of microbial nitrogen removal pathway by vegetation in Integrated Vertical-Flow Constructed Wetlands (IVCWs) for treating reclaimed water. Bioresour Technol, v. 249, p. 644–651, 2018.

DUNNE, E. J.; REDDY, K. R. Phosphorus biogeochemistry of wetlands in agricultural watersheds. In: DUNNE, E. J.; REDDY, R.; CARTON, O. T. (Eds). Nutrient management in agricultural watersheds: a wetland solution. Wageningen, The Netherlands: Wageningen Academic Publishers, p. 105-119, 2005.

FAN, J.; WANG, W.; ZHANG, B.; GUO, Y.; NGO, H. H.; GUO, W.; ZHANG, J.; WU, H. Nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent COD/N ratios. Bioresour Technol, v. 143, p. 461–466, 2013.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. Desempenho agronômico da Typha sp. e Alternanthera philoxeroides Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. Engenharia na Agricultura, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.; LAMBERT, T. F.; NASCIMENTO, F. S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 14, n. 8, p. 842–847, 2010.

FIA, F. R. L; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por Typha latifolia e Cynodon spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. Ambi-água, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011.

FIA, F. R. L; MATOS, A. T.; FIA, R.; BORGES, A. C.; CECON, P. R.. Effect of vegetation in constructed wetlands treating swine wastewater. Engenharia Sanitária e Ambiental, v. 22, n. 2, p. 303-311, mar./abr. 2017.

FURTINI NETO, A. E.; VALE, F. R. V.; RESENDE, A. V. R.; GUILHERME, L. R. G.; GUEDES, G. A. A. Fertilidade do solo. Textos Acadêmicos. Editora UFLA/FAEPE. Lavras, MG, 2001.

GHOLIPOUR, A.; ZAHABI, H.; STEFANAKIS, A. I. A novel pilot and full-scale constructed wetland study for glass industry wastewater treatment. Chemosphere, v. 247, p. 125966, 2020.

HAMISI, R.; RENMAN, A.; RENMAN, G.; WÖRMAN, A.; THUNVIK, R. Performance of a tidal flow constructed wetland used for post-treatment of on-site wastewater in cold climate. Journal of Water Process Engineering, v. 47, p. 102679, 2022.

HONORATO, L. M. C.; D'EÇA, N. F. G.; SANTOS, A. S. P.; SALOMÃO, A. L. S. Tratamento descentralizado de esgoto doméstico: revisão sistemática. Revista DAE, v. 69, n. 233, 2021.

HUANG, M.; WANG, Z.; QI, R. Enhancement of the complete autotrophic nitrogen removal over nitrite process in a modified single-stage subsurface vertical flow constructed wetland: effect of saturated zone depth. Bioresource Technology, v. 233, p. 191–199, 2017.

JI, Z.; TANG, W.; PEI, Y. Constructed wetland substrates: a review on development, function mechanisms, and application in contaminants removal. Chemosphere, v. 286, p. 131564, 2022.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. Treatment Wetlands. Boca Raton: CRC Press, 2009.

KANSIIME, F.; VAN BRUGGEN, J. J. Distribution and retention of faecal coliforms in the Nakivubo wetland in Kampala, Uganda. Water Science and Technology, v. 44, n. 11-12, p. 199-206, 2001.

LANGERGRABER, G. The role plant uptake on the removal of organic matter and nutrient in subsurface flow constructed wetlands – A simulation study. Proceedings: 6th International Conference on Waste Stabilization Ponds and 9th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Avignon, France, IWA/Astee, 26th of Sept. - 1st of October, 2004.

LEE, C.-Y.; LEE, C.-C.; LEE, F.-Y.; TSENG, S.-K.; LIAO, C.-J. Performance of subsurface flow constructed wetland taking pretreated swine effluent under heavy loads. Bioresource Technology, v. 92, p. 173–179, 2004.

LEI A. WANG. GráficoRobot. URL: www.graphrobot.com, 2019.

LIQUETE, C.; UDIAS, A.; CONTE, G.; GRIZZETTI, B.; MASI, F. Integrated valuation of a nature-based solution for water pollution control: highlighting hidden benefits. *Ecosystem Services*, v. 22, p. 392-401, dez. 2015. DOI: 10.1016/j.ecoser.2016.09.011.

LIU, F.; FAN, J.; DU, J.; SHI, X.; ZHANG, J.; SHEN, Y. Intensified nitrogen transformation in intermittently aerated constructed wetlands: removal pathways and microbial response mechanism. Sci. Total Environ., v. 650, p. 2880–2887, 2019.

LU, J.; GUO, Z.; KANG, Y.; FAN, J.; ZHANG, J. Recent advances in the enhanced nitrogen removal by oxygen-increasing technology in constructed wetlands. Ecotoxicology and Environmental Safety, v. 205, p. 111330, 2020.

MADEIRA, N. R.; AMARO, G. B.; MELO, R. A. de C.; BOTREL, N.; ROCHINSKI, E. Cultivo de Ora-pro-nóbis (Pereskia) em Plantio Adensado sob Manejo de Colheitas Sucessivas. Circular Técnica, 156. Embrapa, Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, 2016. ISSN 1415-3033.

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.

MASOUD, A. M. N.; ALFARRA, A.; SORLINI, S. Constructed wetlands as a solution for sustainable sanitation: a comprehensive review on integrating climate change resilience and circular economy. *Water*, v. 14, n. 20, 2022.

MATOS, A. T.; PINTO, A. B.; PEREIRA, O. G.; SOARES, A. A.; LO MONACO, P. A. Forage yield in treatment ramps of wastewater from processing of coffee fruits. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 7, n. 1, p. 154-158, 2003.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Ambi-Água, Taubaté, v. 4, n. 2, p. 119-132, 2009.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V.; 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.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; BORGES, A. C. Estudo cinético da remoção de matéria orgânica de águas residuárias da suinocultura em sistemas alagados construídos cultivados com diferentes espécies de vegetais. Engenharia Agrícola, Jaboticabal, v. 31, n. 6, p. 1179-1188, 2011.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; LO MONACO, P. A. V. Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias de indústria de laticínios. Eng. Agríc., Jaboticabal, v. 32, n. 6, p. 1144-1155, 2012.

MATOS, A. T.; CHAGAS, R. C.; AZEVEDO, A. A.; LO MONACO, P. A. V.; ZAPAROLI, B. R. Desempenho agronômico do lírio amarelo cultivado sob diferentes taxas de aplicação de esgoto doméstico em sistemas alagados construídos. Engenharia na Agricultura, Viçosa - MG, v. 21, n. 1, 2013.

MENDONÇA, H. V.; RIBEIRO, C. B. M.; BORGES, A. C.; BASTOS, R. R. Remoção de nitrogênio e fósforo de águas residuárias de laticínios por sistemas alagados construídos operando em bateladas. Rev. Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, v. 7, n. 2, 2012.

MESQUITA, T. C. R.; ROSA, A. P.; BORGES, A. C. Panorama da utilização de tanques sépticos e filtros anaeróbios no tratamento descentralizado de esgotos no Brasil. Revista DAE, São Paulo, v. 70, n. 236, pp. 34-51, 2022.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CERH). Deliberação Normativa CERH-MG Nº 65, de 18 de junho de 2020. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, 2020.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e Comitê Estadual de Recursos Hídricos (CERH). Resolução Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 2022. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, 2022.

MOLLEDA, P.; BLANCO, I.; ANSOLA, G.; DE LUIS, E. Removal of wastewater pathogen indicators in a constructed wetland in Leon, Spain. Ecological Engineering, v. 33, p. 252–257, 2008.

MOUSSAVI, G.; KAZEMBEIGI, F.; FARZADKIA, M. Performance of a pilot scale up-flow septic tank for on-site decentralized treatment of residential wastewater. Process Safety and Environmental Protection, v. 88, n. 1, p. 47–52, 2010.

PAOLI, A. C. Análise de desempenho e comportamento de wetlands horizontais de fluxo subsuperficial baseado em modelos hidráulicos e cinéticos. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2010.

Progress on household drinking water, sanitation and hygiene 2000–2022: special focus on gender. New York: United Nations Children's Fund (UNICEF) and World Health Organization (WHO), 2023. Disponível em: https://washdata.org/reports/jmp-2023-wash-households.

QUEGE, K. E. Tratamento de esgoto sanitário pelo sistema zona de raízes utilizando plantas de bambu. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) - Escola de Engenharia Civil, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

RODRIGUEZ-DOMINGUEZ, M. A.; KONNERUP, D.; BRIX, H.; ARIAS, C. A. Constructed wetlands in Latin America and the Caribbean: a review of experiences during the last decade. *Water*, v. 6, p. 12, 2020.

ROCHA, H. C. R.; ALVARENGA, C. D.; GIUSTOLIN, T. A.; BRANT, R. S.; SOUZA, M. D. C.; SARMENTO, H. G. S.; BARBOSA, M. G. Crescimento, produção de fitomassa e teor de óleo essencial de folhas de capim citronela (Cymbopogon nardus (L.) Rendle) em cultivo consorciado com algodoeiro colorido no semiárido mineiro. Revista Brasileira de Plantas Medicinais, Botucatu, v. 14, n. esp., p. 183-187, 2012.

ROSENDO, J. C. M.; PAZ, G. M.; ROSENDO, A. Constructed wetlands applied on domestic wastewater for decentralized systems: concepts, processes, modalities, combinations and enhancements; a review. Revista de Ciência Ambiental e Biotecnologia, v. 21, p. 371–397, 2022.

SAKURAI, K. S. I.; POMPEI, C. M. E.; TOMITA, I. N.; SANTOS-NETO, Á. J.; SILVA, G. H. R. Hybrid constructed wetlands as post-treatment of blackwater: An assessment of the removal of antibiotics. Journal of Environmental Management, v. 278, p. 111552, 2021.

SEZERINO, P. H.; PELISSARI, C. Wetlands construídos como ecotecnologia para o tratamento de águas residuárias: experiências brasileiras. Brazil Publishing, 1.ed. Curitiba: 2021.

SILVA, D.J. Análises de alimentos (métodos químicos e biológicos). 2 ed. Viçosa: UFV, 1998. 165p. il.

SILVA, F. P.; LUTTERBECK, C. A.; COLARES, G. S.; OLIVEIRA, G. A.; RODRIGUES, L. R.; DELL'OSBEL, N.; RODRIGUEZ, A. L.; LÓPEZ, D. A. R.; GEHLEN, G.; MACHADO, Ê. L. Treatment of university campus wastewaters by anaerobic reactor and multi-stage constructed wetlands. Journal of Water Process Engineering, v. 42, 2021. Article 102119.

SGARBIERI, Valdemiro Carlos. Propriedade fisiológicas-funcionais das proteínas do soro de leite. Revista de Nutrição, Campinas, v. 4, n. 17, p.397-409, 2004.

STOPA, J. M.; BENASSI, R. F.; BUENO, R. F.; COELHO, L. H. G. Horizontal subsurface flow constructed wetlands as post-treatment of aerated pond effluent. International Journal of Environmental Science and Technology, v. 19, p. 4447–4458, 2022.

UN Habitat and WHO, 2021. Progress on wastewater treatment – Global status and acceleration needs for SDG indicator 6.3.1. United Nations Human Settlements Programme (UN-Habitat) and World Health Organization (WHO), Geneva.

U.S. Environmental Protection Agency (USEPA). A Handbook of Constructed Wetlands: A general guide to the design, construction, operation, and maintenance of constructed wetlands. P. 66, 2013.

UDOM, I.J.; MBAJIORGU, C.C.; OBOHO, E.O. Development and evaluation of a constructed pilot-scale horizontal subsurface flow wetland treating piggery wastewater. Ain Shams Engineering Journal, v. 9, p. 3179–3185, 2018.

UCKER, F. E. Eficiência do capim Vetiver (Vetiveria zizanioides L. Nash) no tratamento de esgoto sanitário. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2012.

UUSHEIMO, S.; HUOTARI, J.; TULONEN, T.; AALTO, S. L.; RISSANEN, A. J.; ARVOLA, L. High nitrogen removal in a constructed wetland receiving treated wastewater in a cold climate. Environ. Sci. Technol., v. 52, n. 22, p. 13343–13350, 2018.

VON SPERLING, M.; SEZERINO, P. H. Dimensionamento de wetlands construídos no Brasil. Boletim Wetlands Brasil, Edição Especial, p. 65, 2018. ISSN 2359-0548.

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e o tratamento de esgotos- 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, 28, 2005.

VYMAZAL, J. Removal of nutrients in constructed wetlands for wastewater treatment through plant harvesting—biomass and load matter the most. Ecological Engineering, v. 155, p. 105962, 2020.

WETLAND INTERNATIONAL. The use of constructed wetlands for wastewater treatment. Malaysia Office, ISBN 983-40960-2-X, Feb. 2003.

WU, H. et al. Decentralized domestic wastewater treatment using intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: impact of influent strengths. Bioresour. Technol., v. 176, p. 163–168, 2015.

WU, H. et al. Optimization of organics and nitrogen removal in intermittently aerated vertical flow constructed wetlands: effects of aeration time and aeration rate. Int. Biodeterior. Biodegrad., v. 113 (SI), p. 139–145, 2016.

YE, F.; LI, Y. Enhancement of nitrogen removal in towery hybrid constructed wetland to treat domestic wastewater for small rural communities. Ecol Eng, v. 35, p. 1043–1050, 2009.

YU, G. et al. Enhanced nitrogen removal of low C/N wastewater in constructed wetlands with co-immobilizing solid carbon source and denitrifying bacteria. Bioresour. Technol., v. 280, p. 337–344, 2019.

ZHOU, X. et al. Simultaneous enhancement of nitrogen removal and nitrous oxide reduction by a saturated biochar-based intermittent aeration vertical flow constructed wetland: effects of influent strength. Chem. Eng. J., v. 334, p. 1842–1850, 2018.

CAPÍTULO V: APLICAÇÃO DE ESCALA CINZA PARA MONITORAMENTO DE EQUIPAMENTOS COMPACTOS DE TRATAMENTO DESCENTRALIZADO DE ESGOTO DOMÉSTICO

RESUMO

A escassez dos serviços de esgotamento sanitário é um problema importante, sendo especialmente preocupante em áreas rurais, periurbanas, comunidades tradicionais e em municípios de pequeno porte. Uma solução viável para a expansão e acesso aos serviços de tratamento de águas residuárias nessas áreas é a utilização de sistemas descentralizados. Entretanto, um entrave a utilização desses sistemas nestes locais é a ausência de monitoramento e programas de gestão de operação. No presente trabalho objetivou-se avaliar equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE) utilizando a escala cinza proposta por von Sperling et al. (2020) e desenvolver modelos de predição de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST), por meio da escala cinza e outros parâmetros de simples obtenção como cor, turbidez (Tu) e condutividade elétrica (CE). Cinco ECTE foram monitorados por 270 dias, no período de outubro de 2022 a junho de 2023, com estudantes atuando como "cientistas cidadãos" fazendo uso da escala cinza. Na construção dos modelos foram utilizada regressões lineares múltiplas. Das 705 amostras monitoradas, 157 (22%) foram enquadradas nos níveis 1 ou 2 na escala cinza, 410 (58%) foram classificadas como nível 3, 136 (19%) como níveis 4 e 5 e apenas duas amostras como nível 6. Em relação à utilização da escala cinza, observou-se que para o caso em tela houve superestimativa dos valores reais obtidos em análises laboratoriais. Com o uso da escala cinza, as análises mais dispendiosas só seriam acessadas caso o nível estabilizasse em valores iguais ou superiores a 3. A escala cinza pode ser uma ferramenta útil para o (auto)monitoramento de efluentes em ECTE, especialmente em contextos em que os recursos para análises laboratoriais são limitados.

Palavras-chave: automonitoramento, sistemas descentralizados, ciência cidadã.

1 INTRODUÇÃO

Os países em desenvolvimento apresentam déficits expressivos de saneamento, principalmente quanto aos serviços de coleta e tratamento de esgoto sanitário. Essa escassez dos serviços de esgotamento sanitário é afeta não apenas as populações em vulnerabilidade socioeconômica de grandes centros urbanos, mas também áreas rurais, periurbanas,

comunidades tradicionais e municípios de pequeno porte (Santos et al. 2019; Higuerey et al., 2017; Murtha et al., 2015).

Uma solução viável para a expansão e acesso aos serviços de tratamento de águas residuárias nessas áreas é o emprego de sistemas descentralizados na matriz tecnológica do saneamento (Jung et al., 2018; Eggiman et al., 2016). Exemplo disso, são os países Índia, Malásia e Indonésia que segundo Larsen et al. (2016) têm empregado sistemas descentralizados de menor escala para aumentar a cobertura do saneamento em todo território.

Nesses sistemas descentralizados, o tratamento de águas residuárias é realizado próximo da fonte geradora, em etapas sequenciais, utilizando pequenas unidades com um investimento global reduzido, baixo requisito de energia/área, simplicidade operacional e com possibilidade de reutilização dos efluentes próximo à fonte de geração. Entretanto, um entrave a utilização desses sistemas e consequentemente a universalização, é a ausência de monitoramento e programas de gestão de operação (Massoud et al., 2009). Essa deficiência é acentuada em países da América Latina, inclusive no Brasil, a qual há uma grande quantidade de estações de tratamento de efluentes (ETE) de pequeno porte (Noyola et al., 2012).

A falta de gestão de sistemas descentralizados pode acarretar falhas operacionais, desvios de esgoto sem tratamento, sobrecarga hidráulica e orgânica nas unidades, falhas de energia e equipamentos, além de problemas na capacidade de descarte de lodo excedente, resultando na perda de eficiência do tratamento e baixa qualidade do efluente (von Sperling et al.; 2020).

Já em áreas rurais ou remotas o problema se agrava, pois o monitoramento da qualidade dos efluentes em estações descentralizadas de tratamento é muito pequeno ou até inexistente (von Sperling et al., 2020). Isso decorre, na maioria das vezes, do alto custo do monitoramento, das dificuldades de logística no transporte e preservação das amostras, da falta de laboratórios a uma distância razoável, de déficit de recurso humano e treinamentos apropriado (von Sperling et al., 2020; Oliveira, 2006).

Além do exposto, a ausência da participação ativa das populações interessadas é ressaltada por Ortuste (2012) e Massoud et al. (2009) como um elemento crucial para o êxito na gestão e implantação de sistemas descentralizados. Esses residentes, podem ser comparados com o que agora denomina-se “cientistas cidadãos” e seriam corresponsáveis pela implementação, operação, e manutenção dos sistemas, sendo fundamentais para o monitoramento de qualidade da água (S. Zheng et al., 2022). Essa perspectiva é corroborada por Thornhill et al.(2018), Herman-Mercer et al.(2018) e Levesque et al. (2017), que observaram que, mediante treinamento, alocação de recursos e disponibilização de

instrumentos para avaliação do desempenho de pequenas ETE, os cidadãos têm a capacidade de coletar dados sobre as características do efluente de forma equivalente à de profissionais especializados na área.

Para que tal prática seja realidade, principalmente em países do sul global, é imprescindível o desenvolvimento de instrumentos de baixo custo, de fácil acesso e manuseio capazes de avaliar as propriedades dos efluentes, uma vez que os recursos financeiros para análise laboratorial ou aquisição e manutenção de sensores costumam ser escassos.

Recentemente, von Sperling et al. (2020) propuseram um teste intuitivo com base na visualização de amostras em frascos transparentes para monitoramento de efluentes de ETE. Esse teste consiste em uma escala, numerada, com seis diferentes intensidades de cinza impressas, proporcionais à turbidez das amostras.

A avaliação proposta pelos autores supracitados funciona da seguinte maneira: ao se colocar um papel com seis faixas de cinza atrás de amostras em frascos transparentes, o teste simples gera imediatamente um resultado semiquantitativo, permitindo inferir sobre a qualidade do efluente.

Ainda, segundo os autores, o teste permite identificar imediatamente quaisquer desvios de característica do efluente que possam indicar problemas operacionais na planta, além de produzir uma série temporal de resultados, permitindo o tratamento estatístico dos dados e o seu envio para órgãos ambientais ou reguladores (von Sperling et al., 2020).

Apesar de fácil aplicação, Reddy et al (2020) alertam que embora os métodos de quantificação baseados em gráficos de cores sejam simples e econômicos, apresentam baixa sensibilidade, baixa precisão e interferência da luz ambiente, o que pode vir a interferir no julgamento do operador. Nesse caso, ao utilizar a escala cinza proposta por von Sperling et al. (2020) para uma análise visual e comparativa baseada na turbidez, o operador pode vir a sub ou superestimar os resultados, pois o que ele está observando é a cor aparente do efluente. Somado a isso, alguns efluentes tratados podem apresentar uma turbidez baixa e uma cor alta.

Assim, no presente trabalho objetivou-se avaliar o monitoramento utilizando a escala cinza proposta por von Sperling et al. (2020) em equipamentos compactos de tratamento descentralizado e unifamiliar de esgoto. Além disso, desenvolver modelos de predição de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e sólidos suspensos totais (SST), por meio da escala cinza e outros parâmetros de simples obtenção como cor, turbidez (Tu) e condutividade elétrica (CE).

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Arranjo Experimental

Os sistemas de tratamento de esgoto descentralizado avaliados consistiram em três unidades compactas comerciais de tratamento de esgoto doméstico unifamiliar, comercializadas comumente no Brasil e dois alagados (wetlands) construídos modificados.

A denominação de equipamento compacto de tratamento de esgoto (ECTE) advém da norma brasileira ABNT NBR 17076 (2024). Essa nomenclatura deverá ser utilizada para os sistemas de tratamento de esgoto locais, pré-fabricados, com vazão diária de até 12000 L d^{-1} e carga orgânica total (como DBO) até 3,80 kg d^{-1}, usualmente implantados em empreendimentos não atendidos por sistema de esgotamento sanitário.

O ECTE 1 é composto de um pequeno reator anaeróbio de escoamento ascendente e manta de lodo (UASB), seguido de um filtro anaeróbio (preenchido com mídia plástica), sendo que segundo o fabricante, tal arranjo pode trabalhar sob uma vazão de operação de 1000 L d^{-1} e possui uma eficiência esperada de remoção de DBO de 75% a 85%. Já os sistemas comerciais ECTE 2 e ECTE 3 são biodigestores anaeróbios operando em escoamento ascendente, sendo o primeiro um reator em forma de cone e com um sistema de filtro anaeróbio (preenchido com mídia plástica) integrado e o segundo um sistema de digestão e a filtração biológica anaeróbia sequencias e acoplados. Ambos os sistemas podem tratar até 1300 L.d^{-1} e segundo os fabricantes espera-se uma eficiência de pelo menos 80% na redução de DBO.

Paralelamente aos sistemas comerciais, foram monitoradas duas unidades inovadoras, conjugando uma etapa de digestão anaeróbia seguida de outra com leitos de evapotranspiração. Essas unidades foram codificadas como “DIET” (digestores integrados a leitos de evapotranspiração), sendo diferenciadas pelo porte.

O DIET 1 foi constituído por uma câmara decanto-digestora de 250 L de capacidade instalada no centro de outro reservatório com volume de 1000 L. Ambos os reservatórios eram comerciais de PEAD e a alimentação ocorria de forma ascendente e radial no sistema. Como material de enchimento foi utilizada a brita nº 01 com granulometria variando de 9,5 mm e 19 mm, coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}) de 1,6 e volume de vazios 0,48 m^3 m^{-3}.

O DIET 2 foi formado por dois reservatórios de 250 L colocados um sobre o outro, sendo que a alimentação era feita de modo ascensional. O reservatório inferior ficou enterrado e funcionava como um pequeno decanto digestor. O reservatório superior continha argila

expandida como material de enchimento para dar suporte as plantas e atuar de maneira semelhante a um sistema alagado (wetlands) construído.

2.2 Monitoramento

As unidades receberam esgoto doméstico advindo dos condomínios existentes à montante da Universidade Federal de Viçosa (UFV), localizada no município de Viçosa, Brasil.

Os sistemas descentralizados foram operados e monitorados durante 270 dias, no período de outubro de 2022 a junho de 2023, com vistas a aplicação da escala cinza, verificando-se também o atendimento da norma DN Conjunta COPAM/CERH 08/2022 (Minas Gerais, 2022) que estabelece padrões de despejo de efluentes no cenário local.

2.3 Caracterização física e química

As análises foram feitas de acordo com o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA; AWWA; WEF, 2022). Foram monitorados os parâmetros de qualidade da água conforme apresentado na Tabela 5.1.

Tabela 5.1 - Parâmetros de monitoramento operacional dos ECTE.

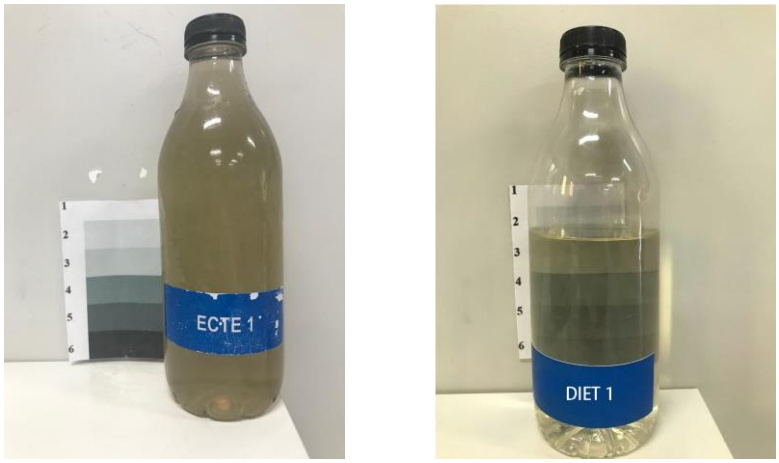
PARÂMETRO	MÉTODO	FREQUÊNCIA
Turbidez (UNT)	Turbidímetro (2130-B)	Diária
Cor (UC)	Colorímetro (2120-B)	Diária
Cor (UC)	Espectrofotometria (2120-C)	Diária
Condutividade ($\mu S\ cm^{-1}$)	Condutivímetro (2510-B)	Diária
Escala Cinza	Comparação Visual	Diária
DBO ($mg\ L^{-1}$)	Oxímetro (5210-B)	Semanal
DQO ($mg\ L^{-1}$)	Oxidação química em refluxo fechado (5220-D)	Semanal
SST ($mg\ L^{-1}$)	Método gravimétrico (2540 – D)	2x/semana

pH: potencial hidrogeniônico; CE: condutividade elétrica; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; DQO: demanda química de oxigênio; SST: sólidos suspensos totais.

2.4 Utilização da escala cinza

Em consonância com o conceito de “cientista-cidadão”, foram selecionados quatro estudantes de graduação em engenharia, com idade entre 20 e 23 anos para avaliação da escala cinza. Após treinamento, os estudantes coletavam diariamente amostras nos sistemas descentralizados e com a escala cinza em mãos (Figura 5.1) avaliavam a qual nível elas pertenciam.

Figura 5.1 - Exemplos da classificação das amostras por meio da escala cinza realizada pelos estudantes.



A partir da classificação feita pelos estudantes realizou-se uma análise de frequência para cada ECTE. Posteriormente, foi realizado uma comparação entre os valores de turbidez, SST, DQO e DBO obtidos no laboratório em cada sistema e os valores correspondentes as faixas da escala cinza proposta por von Sperling et al. (2020) conforme a Tabela 5.2.

Tabela 5.2 - Escala cinza e os valores estimados de turbidez, DBO particulada e DQO particulada para cada nível de escala proposto por von Sperling et al (2020).

Escala Cinza	**Transparência do preto (%)**	**Escala cinza**	**Turbidez (UNT)**	**SST (mg L^{-1})**	**DBO (mg L^{-1})**	**DQO (mg L^{-1})**
1	99		0 - 50	0 - 70	0 - 40	0 - 90
2	95		50 - 110	70 - 150	40 - 90	90 - 190
3	90		110 - 180	150 - 250	90 - 150	190 -310
4	70		180 - 260	250 - 350	150 - 210	310 - 450
5	50		260 - 350	350 - 475	210 - 290	450 - 610
6	0		350 - 450+	475 - 600+	290 - 370+	610 - 780+

Fonte: adaptado de von Sperling et al (2020).

O resultado destas comparações, bem como a distribuição dos dados, os valores discrepantes e a disposição gráfica foram visualizados em gráficos gerados pelo aplicativo BoxPlotR (Spitzer, 2014). Essa análise possibilitou a observação da distribuição dos dados, de seus valores discrepantes e das medidas de estatísticas descritivas. Além disso, proporcionou uma disposição gráfica comparativa entre a escala cinza e os dados laboratoriais.

Por fim comparou-se a classificação realizada pelos estudantes e os resultados obtidos em laboratório para os parâmetros Turbidez, SST, DQO e DBO.

2.5 Construção de modelos preditivos para DBO, DQO e SST

Inicialmente, foram feitas análises de correlação e regressão entre os valores de cor, obtidos por meio das metodologias 2120-B e 2120-C, para averiguar a correspondência entre um método visual e analítico. Além disso, estudou o uso do colorímetro no automonitoramento dos equipamentos compactos de tratamento de esgoto. A espectrofotometria, mesmo sendo mais sensível e precisa em relação ao colorímetro, tem um custo elevado e pode ter uso restrito em campo (Sanchez-Hachair, 2018).

Em um segundo momento, foram desenvolvidos modelos preditivos para prever medições analíticas baseadas em laboratório por meio de medições de campo simples de se executar. De acordo com Ward (2021), esses modelos preditivos são criados para obter o máximo das medições baseadas em campo.

Na Tabela 5.3 estão apresentadas as entradas (medições de campo) e as saídas (medições de laboratório) utilizadas na construção dos modelos preditivos.

Tabela 5.3 - Entradas e saídas dos modelos preditivos.

Entrada do Modelo	Medições de Campo	Parâmetros Alvo	Medições de Laboratório
Escala Cinza	Papel	DQO (mg L^{-1})	Oxidação química em refluxo fechado
Cor	colorímetro portátil (UC)	DBO (mg L^{-1})	Método iodométrico
Cor	Espectrofotômetro (UC)	SST (mg L^{-1})	Método gravimétrico
SP	Cone Inmhoff		
Turbidez	sonda portátil (UNT)		
Condutividade	sonda portátil ($\mu S.cm^{-1}$)		

A construção dos modelos baseou-se em dados de 270 dias de monitoramento das ECTE. Primeiramente, foi realizada uma análise de correlação de Pearson (r) entre os parâmetros de entrada e respostas para verificar suas relações. Em seguida, foram gerados três tipos de modelos para cada parâmetro alvo por meio de regressões múltiplas, utilizando até quatro parâmetros de entrada.

A partir disso, os modelos de regressão foram ajustados para prever o valor dos parâmetros resposta com base em novos valores dos parâmetros preditoras e para entender a variabilidade explicada pelo modelo. Ajustar o modelo é essencial para garantir previsões precisas e capturar corretamente as relações subjacentes entre os parâmetros, evitando-se tanto o subajuste quanto superajuste.

Os modelos foram validados por um conjunto de dados diferente, ainda não utilizado. No caso específico foram utilizados os dados coletados da ECTE 2, após sorteio. Para confirmar o desempenho dos modelos foram utilizados a raiz quadrada média do erro (RMSE) e erro médio absoluto (MAE).

A análise, modelagem e visualização de dados foram realizadas usando softwares livres como o Statskingdom (2017) e Statsblue (2018) que possui a linguagem R embutida e o software Minitab®. Os boxplot foram feitos com o software BoxPlotR (Spitzer, 2014).

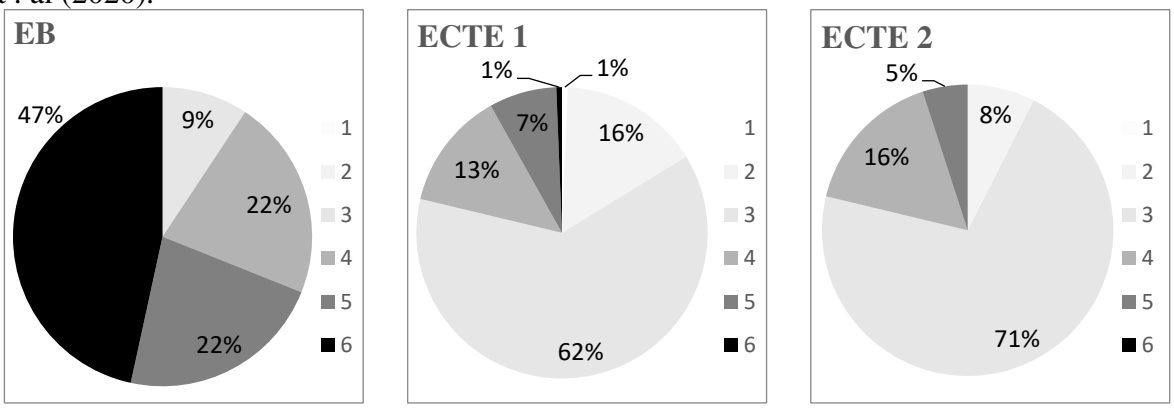
3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

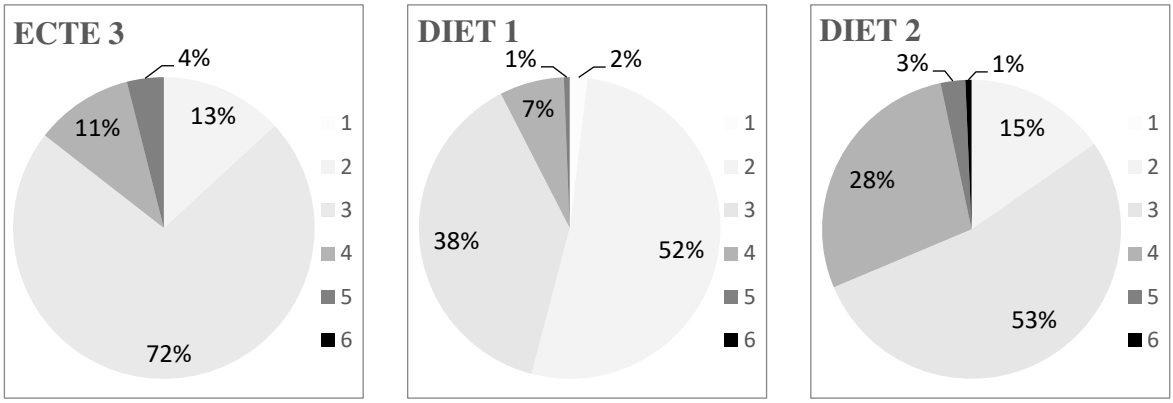
3.1 Utilização da escala cinza original

Foram classificadas 866 amostras ao longo de 270 dias, no período de outubro de 2022 a junho de 2023, sendo 157 (18,5%) foram enquadradas como níveis 1 ou 2, 425 (49%) foram classificadas como nível 3, 284 (33%) como níveis 4, 5 ou 6.

Na Figura 5.2 apresentam-se os resultados obtidos pelos estudantes em campo ao comparar a escala cinza com os efluentes bruto e tratados nas unidades de pesquisa.

Figura 5.2 - Classificação dos efluentes de acordo com a escala cinza proposta pelo von Sperling et . al (2020).





Sendo: EB: Esgoto doméstico; ECTE: equipamento compacto de tratamento de esgoto; DIET: digestor anaeróbio com evapotranspiração integrada.

Observa-se que as amostras do esgoto doméstico a ser tratado, ao longo do período experimental, oscilaram preponderantemente entre os níveis 4, 5 e 6. Essa variação era esperada, considerando que o esgoto doméstico apresenta uma grande variabilidade diária em suas características. Tal variação pode ocorrer devido a diversos fatores, como a contribuição per capita do poluente, a densidade populacional, os padrões de uso de água, a presença de despejos não domésticos, além de aspectos socioeconômicos, como a renda per capita e o acesso a serviços de saneamento básico (von Sperling, 2014).

Ao se analisar os resultados das amostras coletadas nos cinco sistemas de tratamento avaliados, verifica-se que a maioria delas, sendo 62% para ECTE 1, 71% para ECTE 2, 72% para ECTE 3 e 53% para DIET 2, foram classificadas no nível 3. Essa faixa representaria em tese um efluente com turbidez entre 110 e 180 UNT, e com concentrações de SST entre 150 e 250 mg L^{-1} de DBO entre 90 e 150 mg L^{-1} e de DQO entre 190 e 310 mg L^{-1}, conforme a classificação de von Sperling (2020). Por outro lado, o sistema DIET 1 teve 52% das amostras classificadas no nível 2, sugerindo uma eficiência superior em comparação com os demais tratamentos.

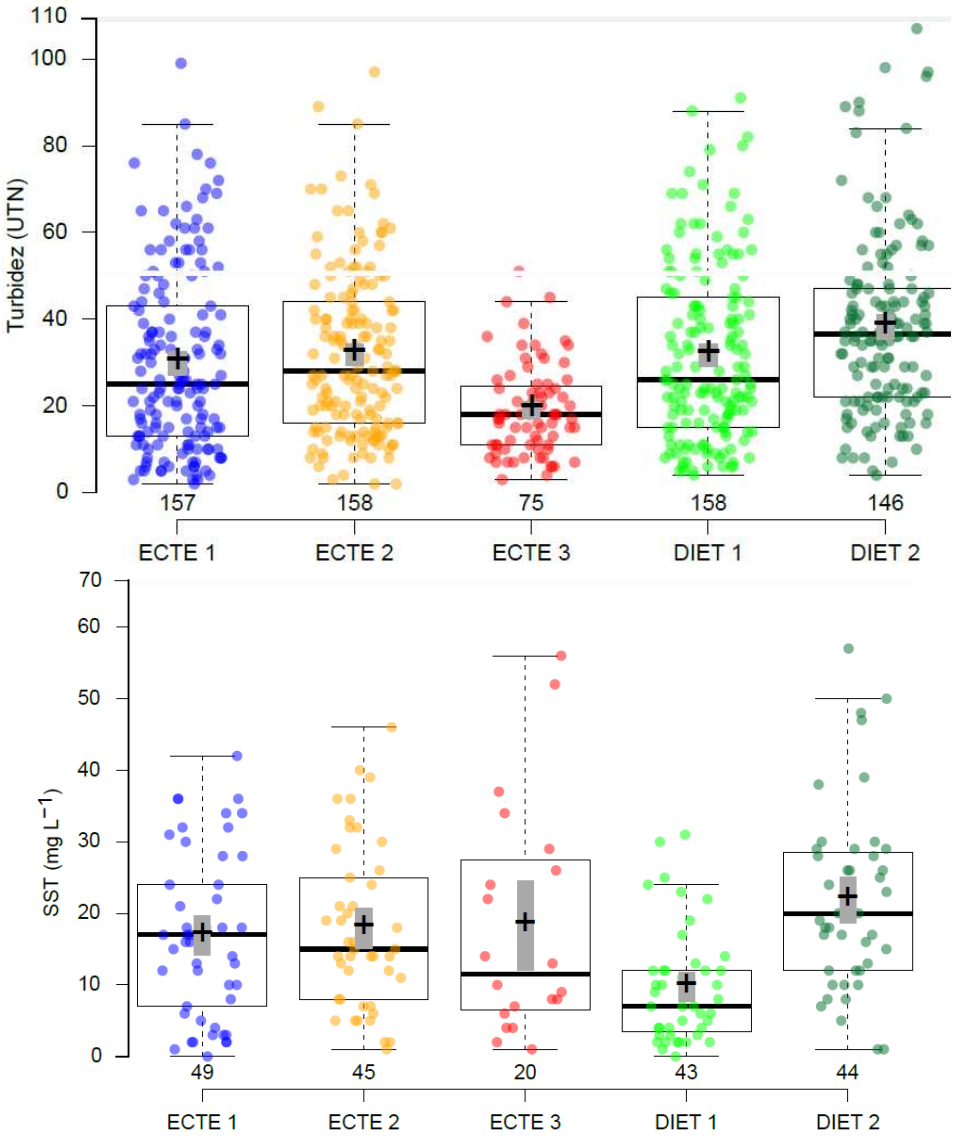
Eventos isolados foram observados, como uma amostra do ECTE 1 e três do DIET 1 classificadas como faixa 1 e uma amostra do sistema DIET 2 como faixa 6. Este último resultado pode ter sido influenciado por um evento pontual de desprendimento de lodo durante a coleta.

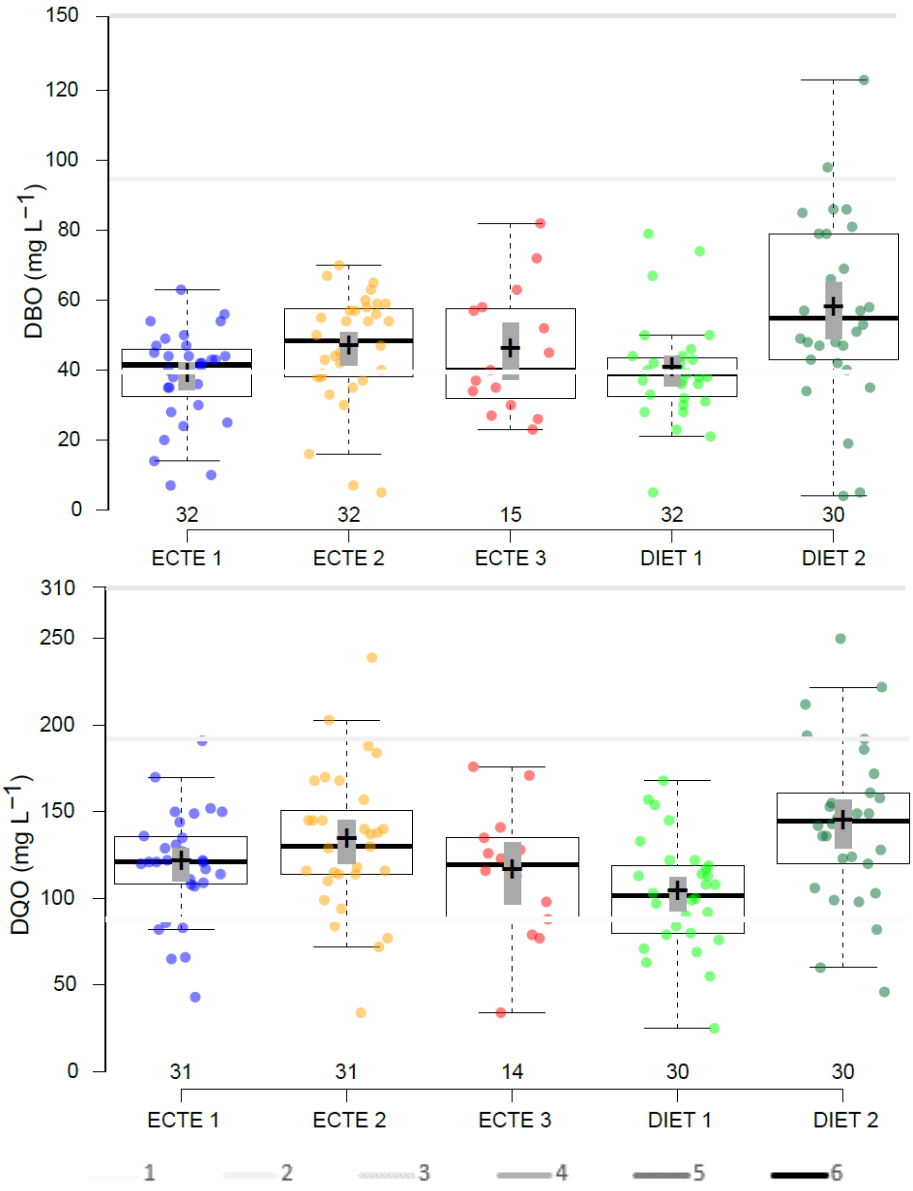
Na Figura 5.3 é exibida a estatística descritiva dos valores de cada parâmetro obtidos em laboratório por sistemas compactos de tratamento, juntamente com os valores correspondentes às faixas da escala cinza.

Observa-se que, para a turbidez, todos os sistemas avaliados apresentaram valores inferiores a 110 UNT, que é o limite do nível 2, segundo a Tabela 5.2. Ademais, 75% desses

valores estão enquadrados no nível 1, a qual possuiria em tese um limite de 50 UNT (Tabela 5.2). De maneira geral o mesmo problema foi verificado para as outros parâmetros, ou seja, a não correspondência com os níveis estabelecidos na Tabela 5.2.

Figura 5.3 - Valores de Turbidez, SST, DQO e DBO obtidos no laboratório em cada sistema de tratamento avaliado e os valores correspondentes as faixas da escala cinza proposta por von Sperling et al (2020)





Ainda, na Figura 5.3 verifica-se que em caso de uso das correspondências listadas na Tabela 5.2Tabela , haveria uma boa classificação dentro dos níveis da escala cinza, mas isso não corresponderia necessariamente ao seu desempenho, com alguns valores, inclusive, excedendo o limite estabelecido para o despejo de efluentes nos cursos d'água pela COPAM/CERH 08 (Minas Gerais, 2022).

Segundo von Sperling et al. (2020) a escala de cinza original foi concebida para se identificar grandes desvios de uma qualidade de efluente desejada e possui uma sensibilidade reduzida para detectar pequenas deteriorações em efluentes predominantemente de boa qualidade. Esse parece ter sido o fenômeno aqui observado. Como os sistemas mantiveram comportamentos consistentes ao longo do período monitorado, com pouca variabilidade, e

pouco material particulado, verificou-se a necessidade de novas abordagens para o uso da escala cinza.

Também foi observado que a diferenciação entre as faixas pode não ser muito evidente. De acordo com Quinlivan et al. (2020), ao utilizar kits de teste colorimétricos, os cientistas cidadãos podem ter dificuldades em decidir entre níveis de concentração, pois não há uma diferença de cor distinta entre um nível e o próximo. Isso é especialmente comum quando o valor laboratorial "verdadeiro" está próximo da fronteira de uma das faixas de concentração, dificultando a escolha do resultado correto.

Ressalta-se, entretanto que, segundo von Sperling (2020), a escala cinza não tem o objetivo de substituir as análises laboratoriais, mas sim possibilitar um acompanhamento mais próximo por parte dos gestores em ETE pequenas, remotas e rurais, que frequentemente não são monitoradas e os recursos para análise laboratorial ou aquisição e manutenção de sensores costumam ser escassos.

3.2 Uso de outros parâmetros associados à escala de cinza: cor, sólidos sedimentáveis e condutividade elétrica

A cor e a turbidez são dois parâmetros físicos visíveis a olho nu usados para monitorar a qualidade da água. Normalmente, a cor observada em amostras é a cor aparente, que se refere a amostras contendo preponderantemente material dissolvido e coloidal, mas também material suspenso (particulado). Enquanto isso, a turbidez é uma medida do espalhamento de luz causado pela presença de material coloidal ou em suspensão. No entanto, em baixas concentrações dessas partículas, não é possível distinguir diferenças pela turbidez, ao contrário da cor, que possui uma variação mais visível (Metcalf e Eddy, 2017).

Assim, realizou-se uma análise de correlação entre os valores de cor medidos no espectrofotômetro, considerado de maior precisão, e o colorímetro, um método de baixo custo que pode ser utilizado no campo.

Os resultados indicaram uma correlação forte, positiva e significativa ($p \leq 0,05$) entre o espectrofotômetro e o colorímetro ($r = 0,975$). Esse resultado sugere que os valores obtidos pelo colorímetro estão em grande concordância com os valores medidos pelo espectrofotômetro, que é considerado o padrão-ouro para essa análise, reforçando assim a confiabilidade do colorímetro como uma ferramenta viável para avaliar a cor de efluentes. Além disso, credencia o colorímetro para ser utilizado como uma alternativa eficaz e conveniente ao espectrofotômetro,

especialmente em cenários de campo ou em locais com recursos limitados, onde o acesso a equipamentos mais sofisticados é dificultado.

A regressão linear revelou que 95% da variação da variável dependente (espectrofotômetro) é explicada pela variável explicativa (colorímetro). Segundo Aceves-Bueno et al. (2017), uma precisão de 70% no monitoramento da qualidade da água por cientistas cidadãos usando métodos colorimétricos é considerada adequada, embora outros pesquisadores não considerariam esse percentual de concordância um nível suficiente para responder às suas questões de pesquisa. No entanto, Graham et al. (2012), Hartmann (1977) e Stemler (2004) descrevem um nível mínimo aceitável de concordância como sendo de 75%.

Diante disso, os resultados indicaram que o método colorimétrico pode ser uma ferramenta útil para o monitoramento da qualidade da água por cientistas cidadãos, oferecendo resultados consistentes e comparáveis com os obtidos por equipamentos mais sofisticados, como o espectrofotômetro.

O cone Imhoff, apesar de ser uma ferramenta indispensável e de baixo custo para ações de monitoramento em casas e condomínios, não se mostrou útil neste estudo. Isso porque as ECTE descarregavam efluente com quantidades inexpressivas de sólidos na quase totalidade das amostragens, resultando em valores virtualmente ausentes (VA). No entanto, é importante ressaltar que o Cone Imhoff pode ser útil para outras aplicações, como verificar a qualidade do lodo residente e determinar o momento apropriado para o descarte do lodo, entre outras funções.

A utilização do condutivímetro torna mais simples o monitoramento das ECTE em locais remotos e de difícil acesso, graças à sua portabilidade e acessibilidade. A condutividade elétrica pode ser um indicador de alterações na qualidade do efluente. Isso se deve à presença de íons, como ferro e manganês, e de outras substâncias dissolvidas inorgânicas, que conferem condutividade aos efluentes, além de cor. Quanto maior a concentração desses compostos, maior a capacidade em conduzir corrente, e consequentemente maior a condutividade. Assim, ao medir a cor e a condutividade, é possível obter informações adicionais sobre a composição química do efluente, permitindo uma avaliação mais abrangente de sua qualidade e do desempenho do sistema de tratamento descentralizado de esgoto.

3.3 Obtenção dos modelos para predição de DBO, DQO e SST.

No hemisfério sul, a maioria das ETE pequenas e remotas tem como objetivo o tratamento primário/secundário (remoção de sólidos em suspensão e matéria orgânica). Diante disso, foi realizada uma análise de correlação de Pearson (r) para verificar as relações entre os

parâmetros de fácil monitoramento (escala cinza, cor obtida no colorímetro, condutividade elétrica e turbidez) e os aqui considerados dependentes (SST, DBO e DQO). A correlação de Pearson é uma medida estatística que quantifica a força e a direção da relação linear entre duas variáveis. Os valores de r variam de -1 a 1, onde 1 indica uma correlação positiva perfeita, -1 indica uma correlação negativa perfeita e 0 indica ausência de correlação (Newbold, 2012).

Segundo Mukaka (2012), correlações de 0 a 0,3 inexpressivas, 0,3 a 0,5 baixa positiva, 0,5 a 0,7 são consideradas moderadamente positivas, de 0,7 a 0,9 são altamente positivas, e de 0,9 a 1 são muito altamente positivas. Akoglu (2018) compara a classificação dos coeficientes de correlação em diferentes áreas. Na psicologia, coeficientes acima de 0,4 são considerados moderados; na ciência política, esse valor é considerado forte; e na medicina, é considerado justo.

O parâmetro resposta DQO correlacionou altamente positivo com a cor e moderadamente positivo com a escala cinza e turbidez. Essa correlação (positiva para todos os casos) era esperada, considerando que a DQO é uma medida da quantidade de matéria orgânica total presente no efluente. Esses componentes muitas vezes estão associados à presença de partículas sólidas dissolvidas e em suspensão na água, que são indicadas pela cor e turbidez.

Observou-se que para o parâmetro DBO e SST, houve correlação moderada positiva com a escala cinza (EC) e cor. A correlação com a cor é respaldada pelo fato de ter sido realizada a análise de cor aparente, ou seja, não foi excluída a interferência de partículas coloidais e suspensas.

Para o parâmetro preditivo condutividade elétrica (CE) foram verificadas correlações pequenas e/ou não expressivas em relação os parâmetros resposta. No entanto, optou-se pela inclusão deles nos modelos, visando a obtenção de um modelo capaz de descrever a complexidade e a variabilidade da qualidade do efluente. Isso ocorreu devido ao fato de que em algumas situações, os termos quadráticos (condutividade vezes condutividade) ou as interações da condutividade com os outros três parâmetros independentes eram significativos.

Os modelos preditivos construídos a partir da série de dados coletada em 270 dias de experimento e os coeficientes de determinação estão apresentados na Tabela 5.4.

Tabela 5.4 - Modelos preditivos de concentrações de DBO, DQO e SST para efluentes tratados em ECTE.

PARÂMETROS	MODELOS	R^2	R^2_{aj}	R^2_{pred}	EQ
DBO	DBO = 13,39(EC) + 0,0218(Cor) + 0,00033(EC)(Cor)	0,87	0,86	0,85	1
	DBO = 14,02(EC) + 0,0270(Cor) - 0,078 (Turb)	0,87	0,86	0,85	2
	$DBO^{0,5}$ = 1,050(EC) + 0,00098(Cor) - 0,00731(Turb) + 0,003596 (CE)	0,96	0,96	0,95	3
DQO	DQO = 39,31(EC) - 0,1417(Cor) + 0,000554(Cor)(Cor)	0,91	0,91	0,88	4
	DQO = 38,84(EC) - 0,1515(Cor) + 0,097(Turb) + 0,000558(Cor)(Cor)	0,91	0,91	0,88	5
	DQO = 38,76(EC) - 0,157(Cor) + 0,0056(CE) + 0,000567(Cor)(Cor)	0,91	0,91	0,87	6
SST	SST = 5,852(EC) + 0,01394(Cor)	0,81	0,81	0,8	7
	SST = 5,972(EC) + 0,0163(Cor) - 0,0284(Turb)	0,81	0,81	0,79	8
	SST = 6,619(EC) + 0,0194(Cor) - 0,00494(CE)	0,81	0,81	0,79	9

Sendo: DBO = demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}); DQO = demanda química de oxigênio (mg L^{-1}); SST = sólidos suspensos totais mg L^{-1}); EC = Escala Cinza (1-6); Cor = (UC); Turb = turbidez (UNT); CE = condutividade elétrica (µS. cm^{-1}), EQ = equações.

Nota-se que todos os modelos de regressão múltipla construídos apresentaram coeficientes de determinação de R^2 acima de 0,8, o que é considerado um ajuste muito bom, indicando que os modelos são capazes de explicar boa parte da variabilidade dos dados. Além disso, observou-se uma diferença inferior a 20% entre e R^2_{aj} e R^2_{pred}, o que reforça a sua adequação para previsões (Alshaibani et al. 2014; Najib et al., 2017; Zhang et al., 2018).

3.3.1 Validação dos modelos e proposição de uso no âmbito do conceito da escala cinza e ciência cidadã

A validação dos modelos de regressão múltipla foi realizada utilizando dados da ECTE 2, que não foram incluídos na construção inicial deles. Na validação verifica-se o desempenho das equações em conjuntos de dados distintos daqueles usados para desenvolver o modelo (Silva, 2023).

O desempenho dos modelos foi avaliado pelo erro médio absoluto (MAE) e o erro quadrático médio (RSME). Essas métricas medem a exatidão das previsões, com o MAE fornecendo uma média das magnitudes dos erros absolutos e o RMSE dando maior peso a grandes erros, o que ajuda a identificar a variabilidade e a consistência do modelo (Willmott, 2005; Hyndman, 2006). Na Tabela 5.5 constam os resultados de desempenho de modelos preditivos para os parâmetros respostas DBO, DQO e SST, medidos por essas métricas.

Tabela 5.5 - Resultados da avaliação de desempenho dos modelos utilizando dados do ECTE 2.

Parâmetros	Equação	MAE (mg L^{-1})	RMSE (mg L^{-1})
DBO	1	14,10	16,74
	2	13,93	16,64
	3	15,17	17,24
DQO	4	29,05	34,06
	5	28,89	33,62
	6	28,92	33,76
SST	7	10,01	11,82
	8	10,09	11,93
	9	10,05	11,90

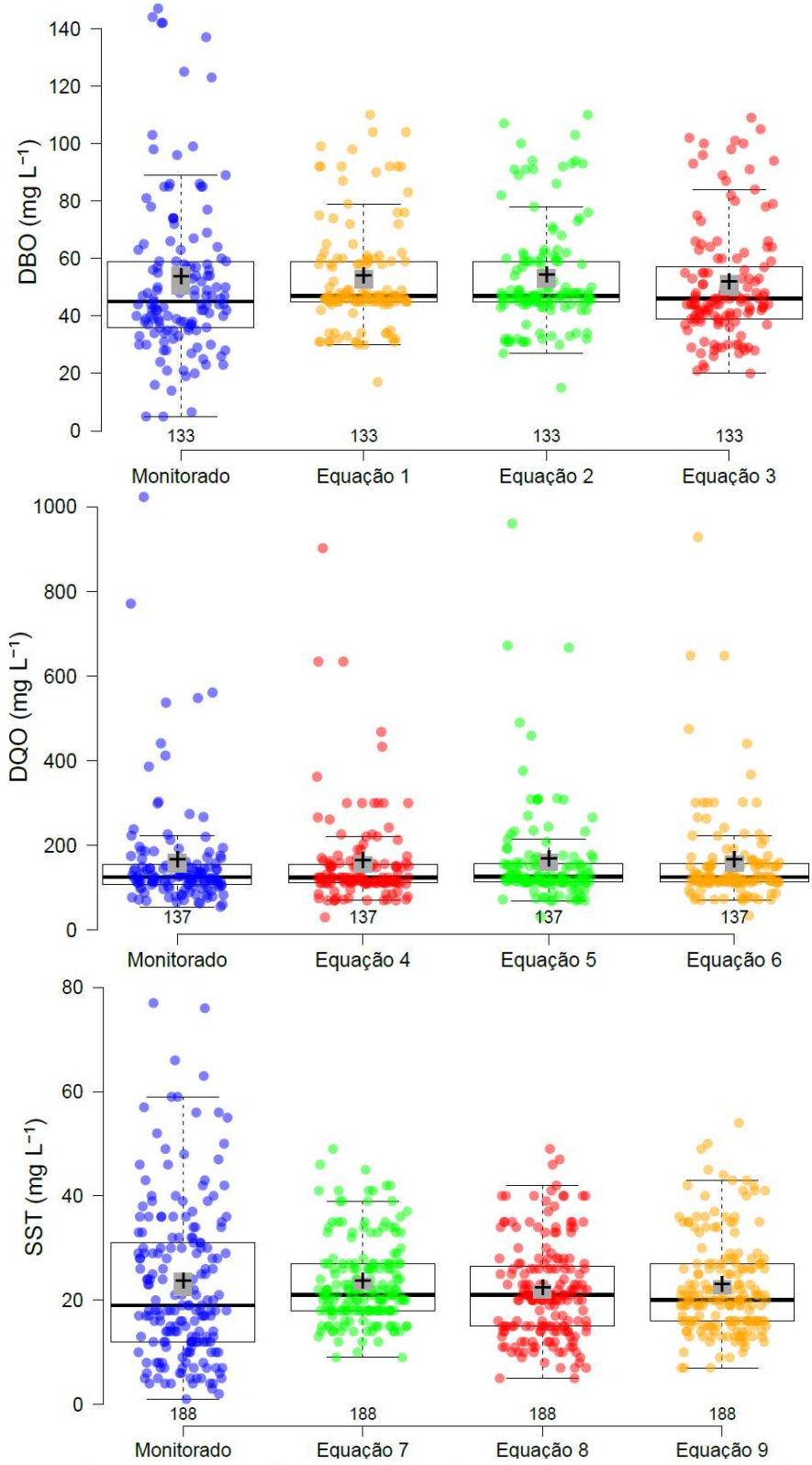
Considerando os valores de MAE e RMSE, a equação 2 apresentou o melhor desempenho para a DBO. A equação 3, apesar de ter mostrado um R^2 mais alto (0,96), apresentou os maiores erros, sugerindo que a transformação aplicada (raiz quadrada de DBO) pode não ter melhorado a precisão preditiva neste caso específico.

Para a DQO, os coeficientes de determinação R^2 foram semelhantes entre os modelos, resultando em diferenças muito pequenas nos valores de MAE e RMSE. Isso indica que ambas as equações possuem precisão preditiva comparável. Esse comportamento também foi observado nos modelos de SST, onde todos os modelos apresentaram desempenhos muito próximos, sugerindo precisão preditiva similar entre eles.

Considerando-se os menores e maiores valores observados em campo no ECTE 2 para DBO (5 e 67 mg L^{-1}), DQO (72 e 188 mg L^{-1}) e SST (1 e 46 mg L^{-1}), e o maior MAE, os valores preditos seriam de: DBO aproximadamente 10 a 20 mg L^{-1} e 52 a 82 mg L^{-1}, DQO: aproximadamente 38 a 106 mg L^{-1} e 154 a 222 mg L^{-1}, SST: aproximadamente 1 a 13 mg L^{-1} e 34 a 58 mg L^{-1}. Esse resultado demonstra a variação esperada nos valores preditos. Logo, a avaliação dos modelos com base em MAE e RMSE, além do R^2, garantiu que as previsões sejam precisas e que o modelo capture corretamente as relações subjacentes entre os parâmetros, evitando subestimativas e superestimativas.

Diante destes resultados, em que as diferenças entre as equações foram muito próximas, e de acordo com o objetivo do trabalho em avaliar métodos simples para o automonitoramento dos sistemas descentralizados, optou-se por se analisar as três equações propostas de cada variável resposta e não apenas uma para cada. Dessa forma, na Figura 5.4 apresentam-se os boxplot das séries observadas e modeladas para as 5 ECTE estudadas.

Figura 5.4 - Boxplot para DBO, DQO e SST considerando-se os valores monitorados e os estimados pelos modelos.



sendo: as linhas centrais mostram as medianas; os limites da caixa indicam os percentis 25 e 75; os bigodes estendem-se 1,5 vezes o intervalo interquartil dos percentis 25 e 75, os valores discrepantes são representados por pontos; cruzes representam médias amostrais.

Ambos os modelos para a DBO apresentaram médias e medianas próximas aos valores monitorados. A média observada de DBO foi de 52 mg L^{-1}, enquanto as estimadas foram de 53 mg L^{-1} para as Equações 1 e 2 e 51 mg L^{-1} para a Equação 3. Já a mediana observada foi de 45 mg L^{-1}, e as estimadas foram de 47 mg L^{-1} para as Equações 1 e 2 e 46 mg L^{-1} para a Equação 3. Além disso, destaca-se que o terceiro quartil (Q75) foi igual tanto para os valores observados quanto para os estimados, sendo todos inferiores ao valor de referência de 60 mg L^{-1} estabelecido pela DN COPAM 08 (Minas Gerais, 2022) para despejo de efluentes em corpos hídricos.

A DQO apresentou média observada de 158 mg L^{-1}, enquanto as estimadas foram de 155, 159 e 157 mg L^{-1} para as Equações 4, 5 e 6, respectivamente. A mediana observada foi igual à mediana estimada pela Equação 6, ambas de 125 mg L^{-1}. As medianas estimadas pelas equações 4 e 5 foram de 124 e 126 mg L^{-1}, respectivamente. Além disso, os valores acima do Q75% não apresentaram diferenças expressivas, indicando que os modelos são capazes de prever com segurança faixas maiores de DQO, sem sofrer interferências de outliers. Isso é fundamental para se identificar valores superiores ao limite máximo de despejo de 180 mg L^{-1} estipulado pela legislação ambiental vigente. Essa capacidade de prever com segurança os valores altos de DQO reforça a utilidade desses modelos no monitoramento e gestão de efluentes de sistemas descentralizados.

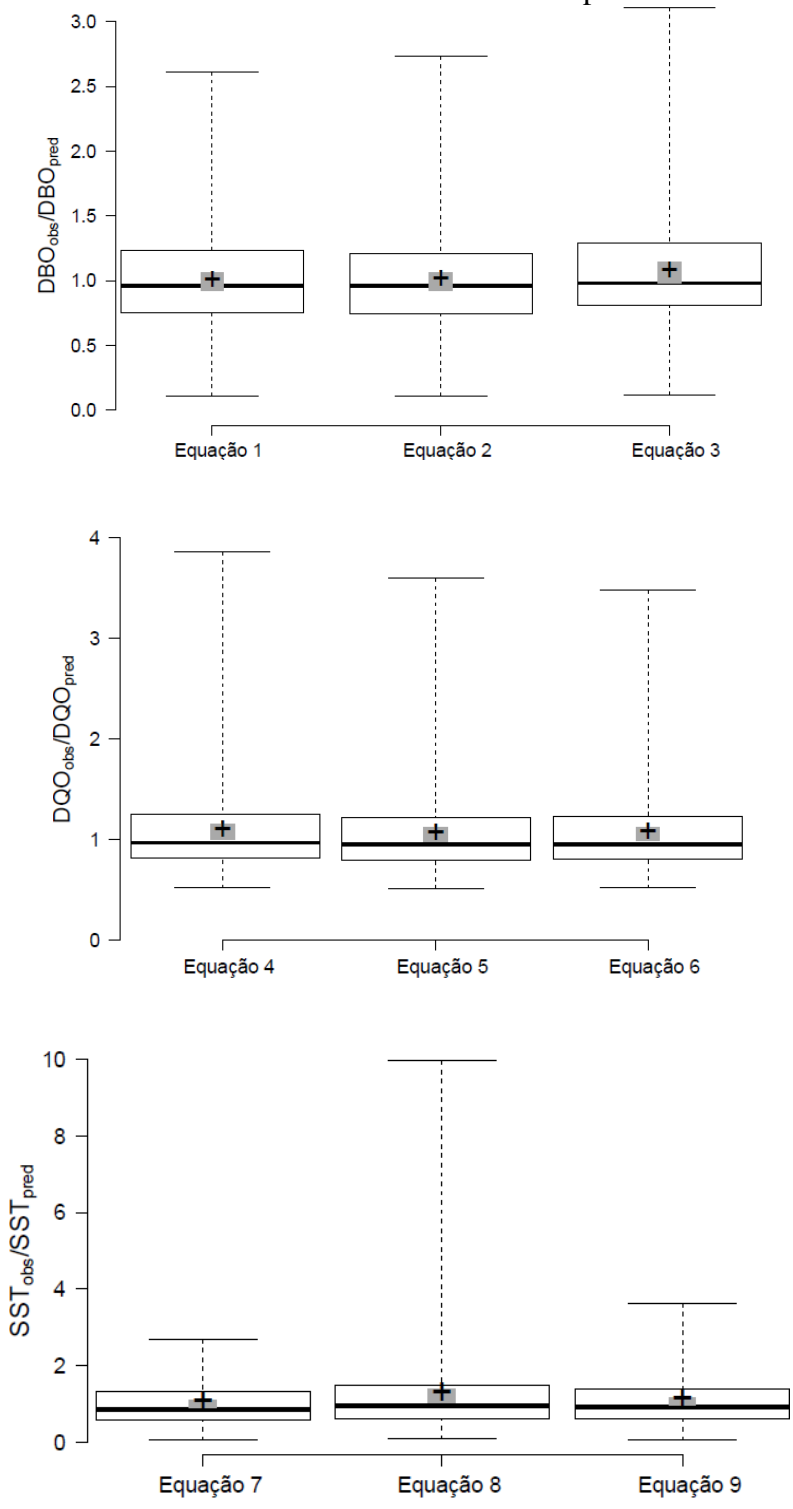
Em relação aos SST, as médias observadas foram iguais a equação 7, sendo 23 mg L^{-1}, e superiores as da equação 8 e 9, que foram de 22 mg L^{-1}. A mediana observada de 19 mg L^{-1} foi cerca de 10% menor que as estimadas. Além disso, o Q75% foi igual a 27 mg L^{-1} para todas as equações estimadas, indicando que 75% dos valores estimados preveem 87% do valor observado, que foi de 31 mg L^{-1}. No entanto, para os valores mais altos observados, as equações estimadas apresentaram valores aproximadamente 33% menores.

Portanto, a análise dos boxplots revelou que a distribuição dos valores estimados é consistente com os valores observados, sem grandes discrepâncias ou presença de outliers significativos. Além disso, a utilização de EC e Cor indicaram que são parâmetros significativos na predição de DBO, DQO e SST. Dessa forma, a variação na EC e na Cor reflete mudanças nas substâncias dissolvidas ou em suspensão, na carga orgânica dos efluentes e na demanda de oxigênio para a oxidação, afetando diretamente os parâmetros resposta.

Após estimar os valores de DBO, DQO e SST com base na escala cinza, cor, turbidez e condutividade, foi realizada mais uma comparação entre os modelos. Tal qual como em von Sperling et al. (2020) utilizou-se a razão valor observado/valor predito para avaliar a precisão das estimativas. Quanto maior a porcentagem de dados estiverem próximas a razão 1, maior é

a confiabilidade das previsões, ou seja, os valores estimados são iguais aos observados. A Figura 5.5 mostra a relação entre os valores observados e estimados para cada variável de resposta.

Figura 5.5 - Razões entre os valores observados e estimado para os modelos propostos.



sendo: as linhas centrais mostram as medianas; os limites da caixa indicam os percentis 25 e 75; os bigodes estendem-se aos valores mínimos e máximos, cruzes representam médias amostrais

Para a DBO, os valores medianos para os modelos 1, 2 e 3 foram de 0,96, 0,96 e 0,98, respectivamente. As médias das razões foram de 0,99 para modelo 1 e 2 e de 1,06 para o modelo 3. Já o intervalo interquartil variou de 0,75 a 1,23 para o modelo 1, 0,74 até 1,21 para o modelo 2 e de 0,81 a 1,29 para o modelo 3. O mesmo padrão foi observado para os parâmetros SST e para DQO, entretanto, para este último, foi registrada uma maior precisão, refletida em valores interquartis menores.

Diante desses resultados, os modelos que não incluem a turbidez para predizer os parâmetros respostas são preferidos, uma vez que a inclusão de um turbidímetro aumentaria o custo. Além disso, os efluentes eram desprovidos de sólidos sedimentáveis, com DBO e DQO predominantemente dissolvidas, o que não conferia turbidez. Essa característica é relevante, pois, apesar de von Sperling et al. (2020) terem elaborado a escala cinza com base em substâncias particuladas, a fração não tratada das ECTE aqui estudadas era mais dissolvida do que particulada.

No contexto monitoramento contínuo estudado aqui, caso a EC estiver nas faixas 1 e 2, o sistema pode ser considerado em boas condições de funcionamento. No entanto, se a classificação mudar sistematicamente para a faixa 3 por um período prolongado, o uso de equações auxiliares com colorímetro e condutivímetro pode ser suficiente para prever parâmetros críticos como DBO, DQO e SST, desde que o modelo tenha sido previamente treinado para essa finalidade. Essa abordagem é eficaz para evitar a necessidade de análises laboratoriais frequentes, pois promove-se aqui o conceito de monitoramento contínuo e preditivo.

No entanto, se a EC estiver sistematicamente na faixa 3 e apresentar valores estimados de DBO e DQO acima de 60 mg L^{-1} e 180 mg L^{-1}, respectivamente, será necessário encaminhar os efluentes para análises laboratoriais mais detalhadas. Além disso, ECTE que frequentemente apresentam resultados na faixa 3 podem estar indicando momento oportuno para a manutenção, ou seja, o descarte do lodo biológico de excesso acumulado.

Finalmente, quando a escala de cinza ultrapassar a faixa 4 seria recomendável encaminhar diretamente os efluentes para análises laboratoriais mais detalhadas, pois isso indica um possível colapso do sistema. Nesses casos, é essencial buscar apoio de profissionais treinados e da Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (SEMAD), ou órgão similar para a implementação de medidas corretivas e assegurar a continuidade do tratamento eficiente dos efluentes.

4 CONCLUSÕES

A escala cinza pode ser uma ferramenta útil para o monitoramento de efluentes em estações de tratamento de esgoto, especialmente em contextos em que os recursos para análises laboratoriais são limitados. No entanto, a escala apresentou algumas limitações importantes, como coincidência de valores em faixas diferentes, a superestimação dos valores reais e a dificuldade em diferenciar claramente entre as faixas de concentração em efluentes predominantemente de boa qualidade. Este aspecto ressalta a necessidade de uma interpretação cuidadosa dos dados obtidos por meio da escala cinza, conforme observado nas variações de classificações obtidas pelos cientistas cidadãos em comparação com os resultados de laboratório.

A análise de correlação entre os métodos de obtenção de cor reforçou a validade do colorímetro como uma ferramenta eficaz e de baixo custo, apresentando uma forte correlação com o espectrofotômetro. Isto sugere que o colorímetro pode ser adotado como uma alternativa viável para monitorar a qualidade de efluente em locais diversos, complementando o uso da escala cinza.

Os modelos preditivos desenvolvidos para estimar as concentrações de DBO, DQO e SST apresentaram elevados coeficientes de determinação (R^2), demonstrando sua robustez e capacidade de previsão. A validação desses modelos utilizando dados não incluídos na construção inicial mostrou que eles são capazes de fornecer previsões precisas e confiáveis em diferentes condições operacionais.

Para trabalhos futuros recomenda-se: a validação da integração da escala cinza com outros parâmetros de qualidade da água em diferentes contextos e tipo de estações de tratamento de esgoto (ETE) e a investigação e desenvolvimento de dispositivos portáteis e de baixo custo para facilitar o monitoramento em campo por cientistas cidadãos. Além disso, recomenda-se desenvolver programas de treinamento contínuo para cientistas cidadãos, focando na utilização correta de escalas cinza, dispositivos de medição e interpretação dos resultados.

REFERÊNCIAS

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 17076: Projeto de sistema de tratamento de esgoto de menor porte - Requisitos. Rio de Janeiro: ABNT, 2024.

ACEVES-BUENO, E.; ADELEYE, A. S.; FERAUD, M.; HUANG, Y.; TAO, M.; YANG, Y.; ANDERSON, S. E. The accuracy of citizen science data: a quantitative review. Bulletin of the Ecological Society of America, v. 98, n. 4, p. 278–290, 2017.

ALSHAIBANI, A. M.; YAAKOB, Z.; ALSOBAAI, A. M.; SAHRI, M. Optimization of Pd-B/gAl2O3 catalyst preparation for palm oil hydrogenation by response surface methodology (RSM). Brazilian Journal of Chemical Engineering, v. 31, p. 69-78, 2014.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 24th ed. Washington, DC: American Public Health Association/American Water Works Association/Water Environment Federation, 2022.

AKOGLU, H. User's guide to correlation coefficients. Turkish Journal of Emergency Medicine, v. 18, n. 3, p. 91-93, 2018.

EGGIMANN, S.; TRUFFER, B.; MAURER, M. The cost of hybrid waste water systems: A systematic framework for specifying minimum cost-connection rates. Water Research, v. 103, p. 472–484, 2016.

GRAHAM, M.; MILANOWSKI, A.; MILLER WESTAT, J. Measuring and Promoting Inter-Rater Agreement of Teacher and Principal Performance Ratings. 2012. Disponível em: <https://files.eric.ed.gov/fulltext/ED532068.pdf\>. Acesso em: 30/04/204.

HARTMANN, D. P. Considerations in the choice of interobserver reliability measures. Journal of Applied Behavior Analysis, v. 10, p. 103–116, 1977.

HERMAN-MERCER, N.; ANTWEILER, R.; WILSON, N.; MUTTER, E.; TOOHEY, R.; SCHUSTER, P. Data quality from a community-based, water-quality monitoring project in the Yukon River basin. Citizen Science: Theory and Practice, v. 3, n. 2, p. 1-13, 2018.

HYNDMAN, R. J.; KOEHLER, A. B. Another look at measures of forecast accuracy. International Journal of Forecasting, v. 22, n. 4, p. 679-688, 2006.

HIGUEREY, A.; TRUJILLO, L. Has efficiency improved after the decentralization in the water industry in Venezuela. Utilities Policy, v. 49, p. 127-136, 2017.

JUNG, Y. T.; NARAYANAN, N. C.; CHENG, Y. L. Cost comparison of centralized and decentralized wastewater management systems using optimization model. Journal of Environmental Management, v. 213, p. 90–97, 2018.

LARSEN, T. A.; HOFFMANN, S.; LÜTHI, C.; TRUFFER, B.; MAURER, M. Emerging Solutions to the Water Challenges of an Urbanizing World. Science, v. 352, n. 6288, p. 928–933, 2016.

LEVESQUE, D.; CATTANEO, A.; DESCHAMPS, G.; HUDON, C. In the eye of the beholder: assessing the water quality of shoreline parks around the island of Montreal through citizen science. Science of the Total Environment, v. 579, p. 978-988, 2017.

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.

METCALF, E.; EDDY, M. Wastewater engineering: treatment and Resource recovery. Mic Graw-Hill, USA, p.2008, 2016.

MINAS GERAIS. Conselho Estadual de Política Ambiental (COPAM) e Comitê Estadual de Recursos Hídricos (CERH). Resolução Conjunta COPAM-CERH/MG nº 8, de 2022. Diário Oficial do Estado de Minas Gerais, 2022.

MINITAB. Minitab Statistical Software. State College, PA: Minitab, Inc., 2018.

MUKAKA, M. M. A guide to appropriate use of Correlation coefficient in medical research. Malawi Medical Journal, v. 24, n. 3, p. 69-71, 2012.

MURTHA, N. A.; CASTRO, J. E.; HELLER, L. Uma perspectiva histórica das primeiras políticas públicas de saneamento e de recursos hídricos no Brasil. Ambient. soc., v. 18, n. 3, 2015.

NAJIB, T.; SOLGI, M.; FARAZMAND, A.; HEYDARIAN, S. M.; NASERNEJAD, B. Optimization of sulfate removal by sulfate reducing bacteria using response surface methodology and heavy metal removal in a sulfidogenic UASB reactor. Journal of Environmental Chemical Engineering, v. 5, n. 4, p. 3256-3265, 2017.

NEWBOLD, P.; CARLSON, W. L.; THORNE, B. Statistics for Business and Economics. 8th ed. Pearson, 2012.

NOYOLA, A.; PADILLA-RIVERA, A.; MORGAN-SAGASTUME, J. M.; GÜERECA, L. P.; HERNÁNDEZ-PADILLA, F. Typology of municipal wastewater treatment technologies in Latin America. Clean - Soil, Air, Water, v. 40, n. 9, p. 926- 932, 2012.

OLIVEIRA, S. M. A. C. Análise de desempenho e confiabilidade de Estações de Tratamento de Esgotos. 2006. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2006.

ORTUSTE, F. R. Living without sanitary sewers in Latin America - The business of collecting fecal sludge in four Latin American cities. Lima, Peru. World Bank, Water and Sanitation Program, 2012.

QUINLIVAN, L.; CHAPMAN, D. V.; SULLIVAN, T. Validating citizen science monitoring of ambient water quality for the United Nations sustainable development goals. Science of the Total Environment, v. 699, 2020.

REDDY, R. R.; RODRIGUEZ, G. D.; WEBSTER, T. M.; ABEDIN, M. J.; KARIM, M. R.; RASKIN, L.; HAYES, K. F. Evaluation of arsenic field test kits for drinking water: recommendations for improvement and implications for arsenic affected regions such as Bangladesh. Water Research, v. 170, p. 115325, 2020.

SANCHEZ-HACHAIR, A.; HOFMANN, A. Hexavalent chromium quantification in solution: Comparing direct UV-visible spectrometry with 1,5-diphenylcarbazide colorimetry. C. R. Chimie, v. 21, p. 890-896, 2018.

SANTOS, R.; GUPTA, J.; POUW, N. R.; SCHWARTZ, K. Public Water Supply and Sanitation Policies and Inclusive Development of the Urban Poor in Brazil. Water Policy, p. 1–17, 2019.

SILVA, P. L. C.; BORGES, A. C.; LOPES, L. S.; ROSA, A. P. Developing a Modified Online Water Quality Index: A Case Study for Brazilian Reservoirs. Hydrology, v. 10, p. 115, 2023.

SPITZER, M.; WILDENHAIN, J.; RAPPSILBER, J. BoxPlotR: a web tool for generation of box plots. Nature Methods, v. 11, p. 121–122, 2014.

STEMLER, S. E. A comparison of consensus, consistency, and measurement approaches to estimating interrater reliability. Practical Assessment, Research & Evaluation, v. 9, n. 4, 2004.

STATISTICS KINGDOM. Multiple Linear Regression Calculator. 2017. Web application. Disponível em: https://www.statskingdom.com/410multi_linear_regression.html. Acesso em: (20/04/2024).

STATS.BLUE. Disponível em: <https://stats.blue/index.html\>. Acesso em: (20/04/2024).

THORNHILL, I.; CHAUTARD, A.; LOISELLE, S. Monitoring biological and chemical trends in temperate still waters using citizen science. Water, v. 10, n. 839, p. 1-15, 2018.

VON SPERLING, M. Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos: Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. 4. ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2014. 452 p.

VON SPERLING, M; LIMA, E. M. M. N.; MORAES, M. A. de A. A simple field essay for detecting departures from expected performance in small-scale, remote or rural wastewater treatment plants. Water Science & Technology, v. 82, n. 7, 2020.

ZHANG, Y. et al. Optimization of enzymatic hydrolysis for effective lipid extraction from microalgae Scenedesmus sp. Renewable Energy, v. 125, p. 1049-1057, 2018.

ZHENG, S.; LI, H.; FANG, T.; BO, G.; YUAN, D.; MA, J. Towards citizen science: On-site detection of nitrite and ammonium using a smartphone and social media software. Science of the Total Environment, v. 815, 2022.

WARD, B. J.; ANDRIESSEN, N.; TEMBO, J. M.; KABIKA, J.; GRAU, M. Predictive models using “cheap and easy” field measurements: Can they fill a gap in planning, monitoring, and implementing fecal sludge management solutions? Water Research, v. 196, p. 116997, 2021.

WILLMOTT, C. J.; MATSUURA, K. Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. Climate Research, v. 30, n. 1, p. 79-82, 2005.

CAPÍTULO VI: CONCLUSÃO GERAL E RECOMENDAÇÕES

1 CONCLUSÃO GERAL

Nesta tese destacou-se a importância de desenvolver e implementar tecnologias de saneamento acessíveis e eficazes, especialmente para áreas rurais e periurbanas, visando melhorar a saúde pública e a sustentabilidade ambiental.

No capítulo II, os sistemas DIET 1 e 2 mostraram desempenho satisfatório na remoção de DBO, DQO e SST, atendendo à legislação para despejo em corpos hídricos. A eficiência foi maximizada com uma vazão operacional de 600 L dia^{-1}, demonstrando que esse fluxo é o mais adequado para o funcionamento dos sistemas avaliados.

No capítulo III, os resultados obtidos demonstram que os equipamentos compactos de tratamento de esgoto (ECTE) e os digestores integrados (DIET) possuem potencial para melhorar o saneamento em áreas de difícil acesso aos sistemas centralizados. Particularmente, o DIET 1 mostrou-se uma alternativa promissora, destacando-se pela eficiência na remoção de poluentes e viabilidade econômica.

No capítulo IV, a utilização de sistemas alagados construídos, cultivados com ora-pro-nóbis (*Pereskia aculeata*) e citronela (*Cymbopogon winterianus)*, revelou-se eficaz na remoção de poluentes, com a citronela mostrando grande adaptabilidade às condições de alagamento permanente. Essa abordagem não apenas contribui para a qualidade do pós-tratamento, mas também para a recuperação de recursos e para a economia circular.

No capítulo V, a avaliação de uma ferramenta de monitoramento baseada em escala cinza destacou a importância de métodos acessíveis e de baixo custo para o monitoramento de sistemas descentralizados. Esta ferramenta facilitou a identificação de problemas operacionais e a manutenção eficiente dos sistemas, promovendo a sustentabilidade operacional.

Portanto, de forma global, os resultados apoiam o uso de sistemas descentralizadas para atender às necessidades de saneamento de áreas de difícil acesso, unindo benefícios econômicos e ambientais de maneira eficiente. As inovações e métodos propostos nesta tese contribuem para o campo do saneamento ambiental, apontando um caminho promissor para um futuro mais inclusivo e sustentável.

2 SUGESTÕES PARA TRABALHOS FUTUROS

Para futuras pesquisas, recomenda-se a continuação do aprimoramento dos digestores integrados a leitos de evapotranspiração (DIET), especialmente o modelo que não apresentou desempenho satisfatório. É necessário realizar estudos de evapotranspiração nesses sistemas para avaliar sua influência no tratamento de esgoto doméstico. Além disso, sugere-se monitorar os sistemas ao longo de todo o ano, considerando as estações, as fases de desenvolvimento das espécies vegetais e em escala maior, com intuito de realizar um dimensionamento mais criterioso. O uso de unidades de 2000 L como reservatório também é uma recomendação a ser feita.

Desenvolver métodos de limpeza mais eficientes no interior da câmara digestora, pois a disponível atualmente é apenas por sucção. Nesse viés, recomenda-se considerar a utilização do lodo após estabilização in situ como uma prática sustentável e eficiente. A implementação de técnicas de manejo adequado do lodo pode maximizar os benefícios ambientais e agronômicos, promovendo um ciclo sustentável de tratamento e uso de resíduos.

Para os sistemas alagados construídos, cultivados com citronela e ora-pro-nóbis, recomenda-se avaliar o desempenho agronômico em diferentes estações do ano e quantificar a remoção de poluentes nas diversas fases de desenvolvimento das espécies. É importante também avaliar esses alagados sob diferentes taxas de carregamento para otimizar os processos.

Adicionalmente, sugere-se aprimorar a implementação das ferramentas de monitoramento acessíveis e de baixo custo estudadas, aplicando-as em comunidades locais para aumentar a eficácia dos modelos. Desenvolver metodologias de educação e treinamento que envolvam a participação ativa das comunidades locais na gestão e monitoramento dos sistemas de tratamento de esgoto é fundamental para garantir o sucesso e a sustentabilidade dos projetos.

Essas sugestões para trabalhos futuros visam aprimorar os sistemas de tratamento de esgoto descentralizados, fortalecer a participação comunitária e a gestão eficiente, contribuindo para a sustentabilidade e a qualidade de vida nas áreas periurbanas e rurais.

APÊNDICE A – DIMENSIONAMENTO, MANUTENÇÃO E OPERAÇÃO DOS DIET

1 APRESENTAÇÃO

O Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração Integrado (DIET) representa uma solução inovadora e sustentável para tratamento de esgotos, especialmente em ambientes onde o acesso a sistemas de saneamento básico é limitado. Esta tecnologia combina a eficiência do processo anaeróbio de digestão de resíduos com a capacidade natural das plantas de evapotranspirar água, resultando em uma unidade que é eficaz, econômica e ambientalmente amigável.

2 DESCRIÇÃO DO SISTEMA

O DIET 1 é engenhosamente simples e eficiente. O esgoto doméstico é direcionado da residência para uma câmara decanto-digestora de 250 L (na verdade, um reservatório do tipo "bombona") instalada no centro de outro reservatório com capacidade de 1000 L (este do tipo "caixa d'água"), sendo ambos construídos de PEAD. Também serão objetos de estudo novas unidades com volume total de 2000 L com uma ou duas "bombonas" inseridas. A distribuição do afluente no fundo da câmara é feita por meio de tubos perfurados de PVC (ϕ 100 mm). A coleta do efluente é realizada pela extremidade do reservatório por tubos perfurados (ϕ 25 mm) distribuídos radialmente para o reservatório de 1000 L. Este reservatório é preenchido com brita nº 01 com granulometria variando de 9,5 mm e 19 mm, coeficiente de uniformidade (D_{60}/D_{10}) de 1,6 e volume de vazios 0,48 $m^3\ m^{-3}$. Para facilitar a limpeza e aferimento do nível, um tubo guia é instalado no digestor.

O DIET 2 foi projetado com dois reservatórios de 250 L, dispostos verticalmente, com o reservatório inferior enterrado atuando como uma câmara decanto-digestora para sedimentação primária. O reservatório superior foi preenchido com argila expandida, que apresenta granulometria média de 22 a 32 mm e densidade aparente de 450 kg m^{-3}. Para assegurar a estabilidade da argila expandida e promover a aderência das raízes, o material foi acondicionado em sacos de malha plástica Raschel, comumente utilizados para o armazenamento de laranjas. O esgoto doméstico é direcionado para o compartimento inferior por um tubo de PVC (ϕ 100 mm) e se move de maneira ascendente para o reservatório superior, essa mudança ocorre por meio de um flange e um tubo T de PVC (ϕ 50 mm).

Na superfície do tanque são plantadas *Musa acuminata 'Dwarf Cavendish'* e *Xanthosoma sagittifolium*, conhecidas popularmente por bananeira e taioba, respectivamente. Essas plantas possuem alto potencial de evapotranspiração, elevado consumo de água e grande capacidade de absorção de oxigênio.

O DIET opera por meio de uma combinação de processos físicos, químicos e biológicos dentro da câmara digestora e leito/filtro evapotranspirador, resultando na degradação da matéria orgânica presente no esgoto doméstico. Além disso, as plantas na superfície do sistema retiram nutrientes do esgoto para promover seu próprio desenvolvimento.

3 DIMENSIONAMENTO DO DIET

Com base na experiência conduzida na presente tese, a recomendação de 600 L d^{-1} é também fundamentada em critérios de segurança, apesar dos sistemas terem operado eficientemente sob vazões de até 900 L d^{-1}. Desse modo, o sistema de tratamento de esgoto DIET 1 possui capacidade para tratar vazões de 600 L d^{-1}, com uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 0,74 m^3 m^{-2} d^{-1}, taxa de retenção hidráulica (TRH) de 36 horas e um carregamento orgânico de DBO 76 g m^2 d^{-1}. O DIET 2 possui capacidade para tratar vazões de 600 L d^{-1}, com uma taxa de aplicação superficial (TAS) de 1,74 m^3 m^{-2} d^{-1}, taxa de retenção hidráulica (TRH) de 15 horas e um carregamento orgânico de DBO 103 g m^2 d^{-1}. Esses sistemas atendem às demandas de residências unifamiliares com até 6 moradores de padrão baixo, conforme a norma ABNT 17076.

Logo, o dimensionamento do DIET deve considerar o número de moradores e a contribuição da bacia sanitária. Para cada grupo de 5-6 residentes, é necessário um sistema com dimensões conforme ilustrado na Figura B.3.

4 INSTALAÇÃO DO EQUIPAMENTO

Os DIET podem ser construídos e instalados manualmente em locais abertos, providos de boa ventilação e insolação. As seguintes recomendações devem ser observadas durante o processo de instalação do DIET 1:

a) O sistema deve ser enterrado, com uma escavação que exceda em 30 cm o diâmetro do equipamento compacto;
b) o fundo e as paredes laterais devem ser preenchidos com areia;

c) a base para assentamento dos equipamentos deve ser regular e nivelada para evitar inclinações, garantindo assim o funcionamento apropriado do sistema.
d) a superfície do DIET deverá ser nivelada com o terreno, para evitar escoamentos preferenciais;
e) Em volta do sistema deverá ser instalado sistema de drenagem para evitar a entrada de água pluvial, o que poderia sobrecarregá-lo;
f) em áreas com topografia inclinada, como encostas de morro, o DIET deve seguir as curvas de nível para uma instalação apropriada;
g) o esgoto gerado na residência deve ser encaminhado até o sistema por tubos (ϕ 100 mm) até a câmara decanto-digestora, garantindo acessibilidade para limpeza e desentupimento quando necessário;
h) na câmara central, tubos de (ϕ 100 mm) são conectados ao fundo e perfurado com furos (ϕ 20 mm) devem ser inseridos radialmente para assegurar a distribuição apropriada do esgoto;
i) no reservatório de 1000 L, uma conexão de tubos (ϕ 50 mm), também perfurado com orifícios (ϕ 20 mm) deve ser instalado radialmente no fundo para realizar a drenagem do efluente tratado;
j) o material de enchimento deverá ser a brita 1, que proporciona aderência para a formação de biofilme biológico e crescimento vegetal;
k) sobre a superfície do DIET, devem ser introduzidas plantas com alta capacidade de evapotranspiração, adaptadas às condições operacionais do sistema.

Para o DIET 2:

a) O sistema deve ser enterrado, com uma escavação que exceda em 30 cm o diâmetro do equipamento compacto;
b) o fundo e as paredes laterais devem ser preenchidos com areia;
c) a base para assentamento dos equipamentos deve ser regular e nivelada para evitar inclinações, garantindo assim o funcionamento apropriado do sistema.
d) a superfície do DIET deverá ser nivelada com o terreno, para evitar escoamentos preferenciais;
e) Em volta do sistema deverá ser instalado sistema de drenagem para evitar a entrada de água pluvial, o que poderia sobrecarregá-lo;

f) em áreas com topografia inclinada, como encostas de morro, o DIET deve seguir as curvas de nível para uma instalação apropriada;
g) o esgoto gerado na residência deve ser encaminhado até o sistema por tubos (ϕ 100 mm) até a câmara decanto-digestora, garantindo acessibilidade para limpeza e desentupimento quando necessário;
h) no reservatório superior de 250 L, uma conexão de tubos T (ϕ 50 mm), também perfurado com orifícios (ϕ 20 mm) são conectados na união das tampas dos reservatórios utilizando flange de PVC (ϕ 50 mm).
i) no reservatório superior de 250 L, um tubo PVC (ϕ 50 mm), cortados meia calha deve ser instalado na superfície para realizar a drenagem do efluente tratado;
j) o material de enchimento deverá ser a argila expandida acondicionado em sacos de malha plástica Raschel, comumente utilizados para o armazenamento de laranjas, que proporcione aderência para a formação de biofilme biológico e crescimento vegetal;
k) sobre a superfície do DIET, devem ser introduzidas plantas com alta capacidade de evapotranspiração, adaptadas às condições operacionais do sistema.

Nas Figura A.1, A.2, A.3, A.4, A.5, A.6 e A.7 são fornecidos detalhes construtivos e ilustram o funcionamento do digestor integrado a leito de evapotranspiração.

Caso a residência não detenha caixa de gordura, recomenda-se sua instalação antes do DIET, juntamente com um pós-tratamento para polimento, a fim de garantir a eficiência do sistema e o cumprimento das regulamentações para o descarte de efluentes em cursos d'água.

A participação comunitária na implementação e a promoção de educação ambiental deve ser incentivada. Isso não apenas assegura que as necessidades da comunidade sejam consideradas, mas também cria um senso de responsabilidade compartilhada. A construção participativa e a conscientização ambiental são pilares importantes para o sucesso e a sustentabilidade do sistema de tratamento de esgoto. Ademais, orientar os moradores a não descartarem resíduos inadequados no vaso sanitário, como embalagens plásticas e substâncias tóxicas, para não prejudicar a biota e comprometer o funcionamento do sistema.

Antes de entrar em funcionamento, o DIET deverá ser submetido ao ensaio de estanqueidade, realizado após 24 h de saturação. A estanqueidade é medida pela variação do nível de água, após 12 h, até a altura da geratriz inferior do tubo de saída. Se a variação for

superior a 3% da altura útil, correções devem ser feitas em trincas, fissuras ou juntas, seguidas de novo ensaio.

É importante ressaltar que os DIET requerem um período de partida para adaptação dos microrganismos anaeróbios e para atingir as suas eficiências máximas de remoção.

5 Manual básico de operação e manutenção do sistema

O sistema é de fácil operação, requerendo intervenções apenas quando necessário, conforme as seguintes recomendações:

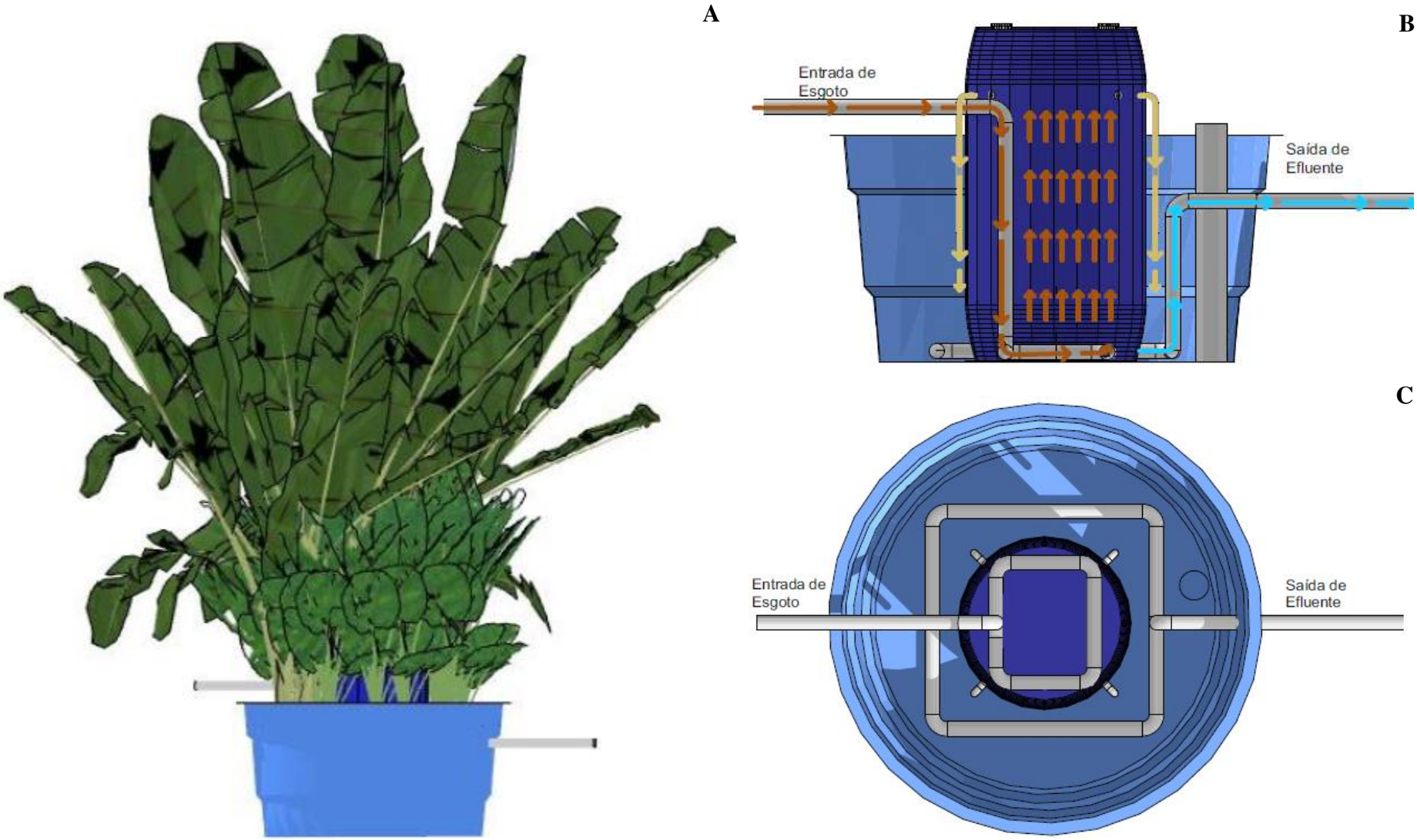
a) realizar a poda das plantas quando atingirem o máximo desenvolvimento para melhorar a eficiência do digestor;
b) remover o lodo da câmara digestora semestralmente;
c) limpar o filtro quando houver obstrução do leito filtrante ou qualquer sinal de extravasamento.
d) evitar o crescimento de espécies vegetais invasoras.

Para a limpeza da câmara decanto-digestora e da parte filtrante do DIET poderá ser usada uma bomba de recalque, introduzindo o mangote de sucção pelo tubo-guia. Caso a operação supracitada não seja suficiente para a remoção do lodo, lance água sobre a superfície do leito filtrante e drene novamente. Não remova toda a biomassa do leito filtrante, pois isso pode atrasar o reinício da operação após a limpeza. O uso de botas, luvas de borracha e máscara de proteção é obrigatório durante qualquer operação de manutenção.

5.1. Monitoramento da qualidade do efluente

Para a avaliação do desempenho das unidades de tratamento deve-se realizar o monitoramento dos sólidos sedimentáveis por meio de cone Imhoff e utilizar a escala de cinza proposta por von Sperling et al (2020). Com base na experiência relatada nesta tese, se o valor da escala de cinza estiver nas faixas intermediárias, recomenda-se o uso de um colorímetro ou condutivímetro como instrumentos auxiliares.

Figura A.1 - Esquema representativo e funcionamento geral do DIET 1.



sendo: A - vista 3D; B - funcionamento do sistema; C - planta baixa 3D.

Figura A.2 - Planta baixa e hidráulica do Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 1) na escala 1:30.

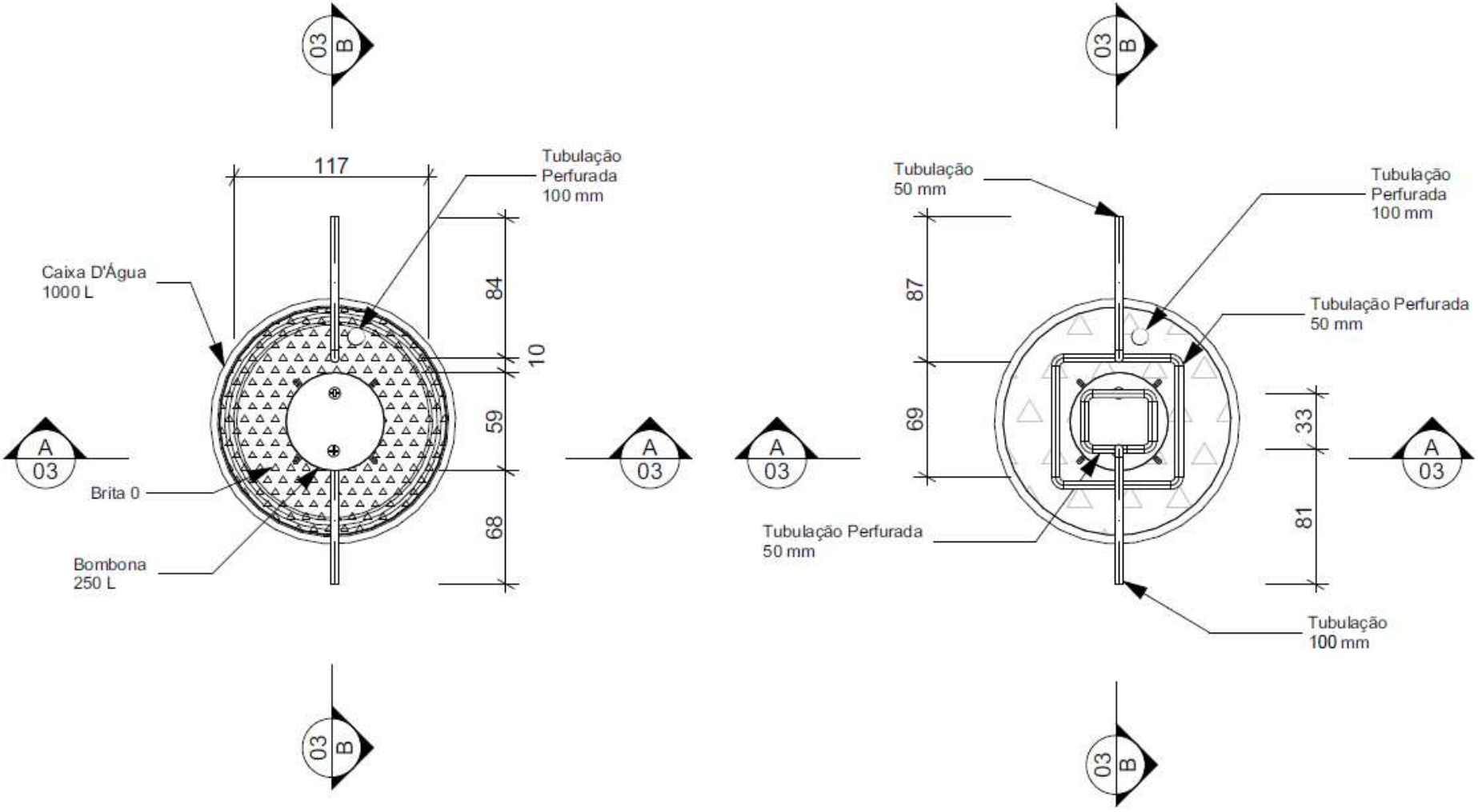
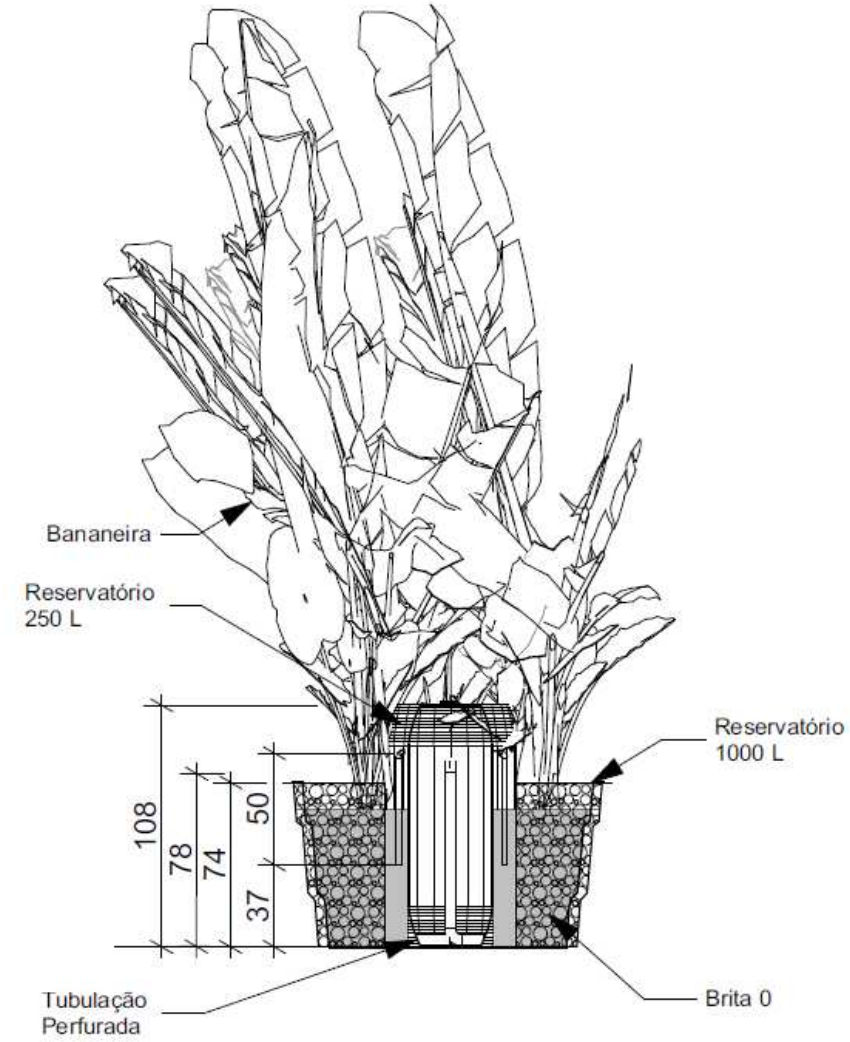
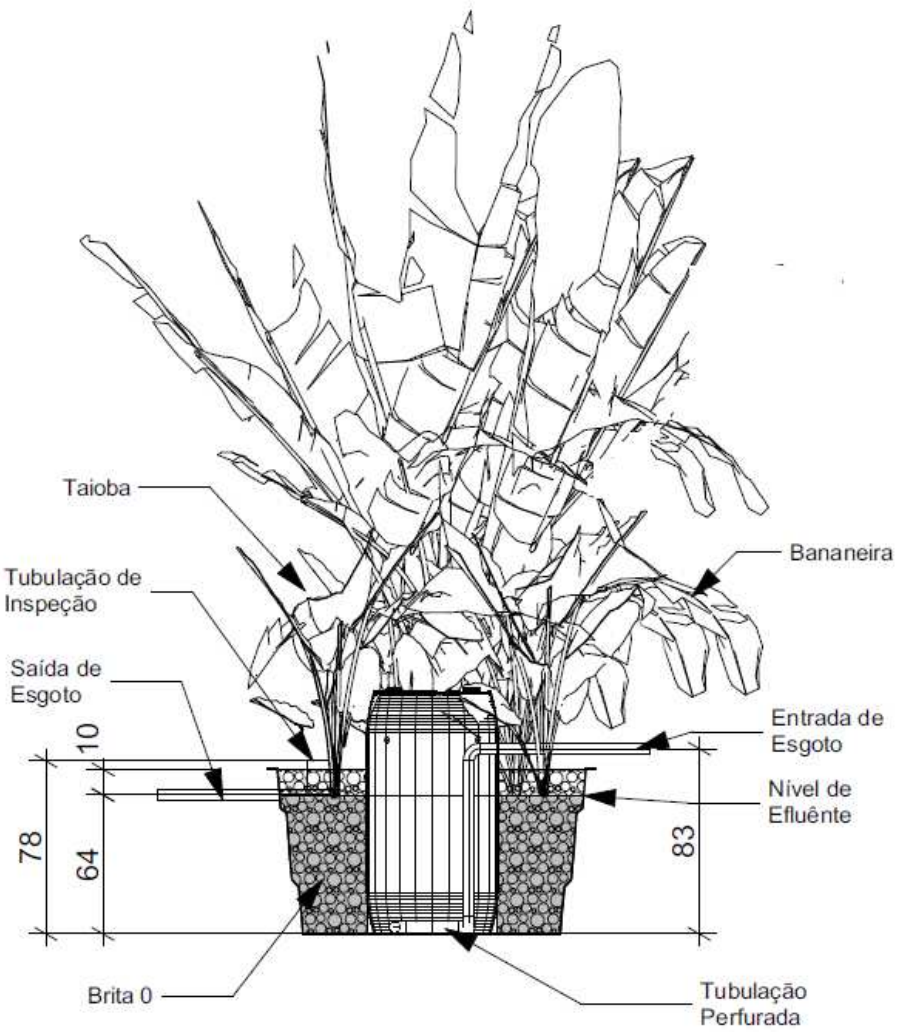


Figura A.3 - Cortes Esquemáticos e Detalhamento do DIET 1.



Corte A
Escala: 1:30



Corte B
Escala: 1:30

Figura A.4 - Isometria do Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração 1.

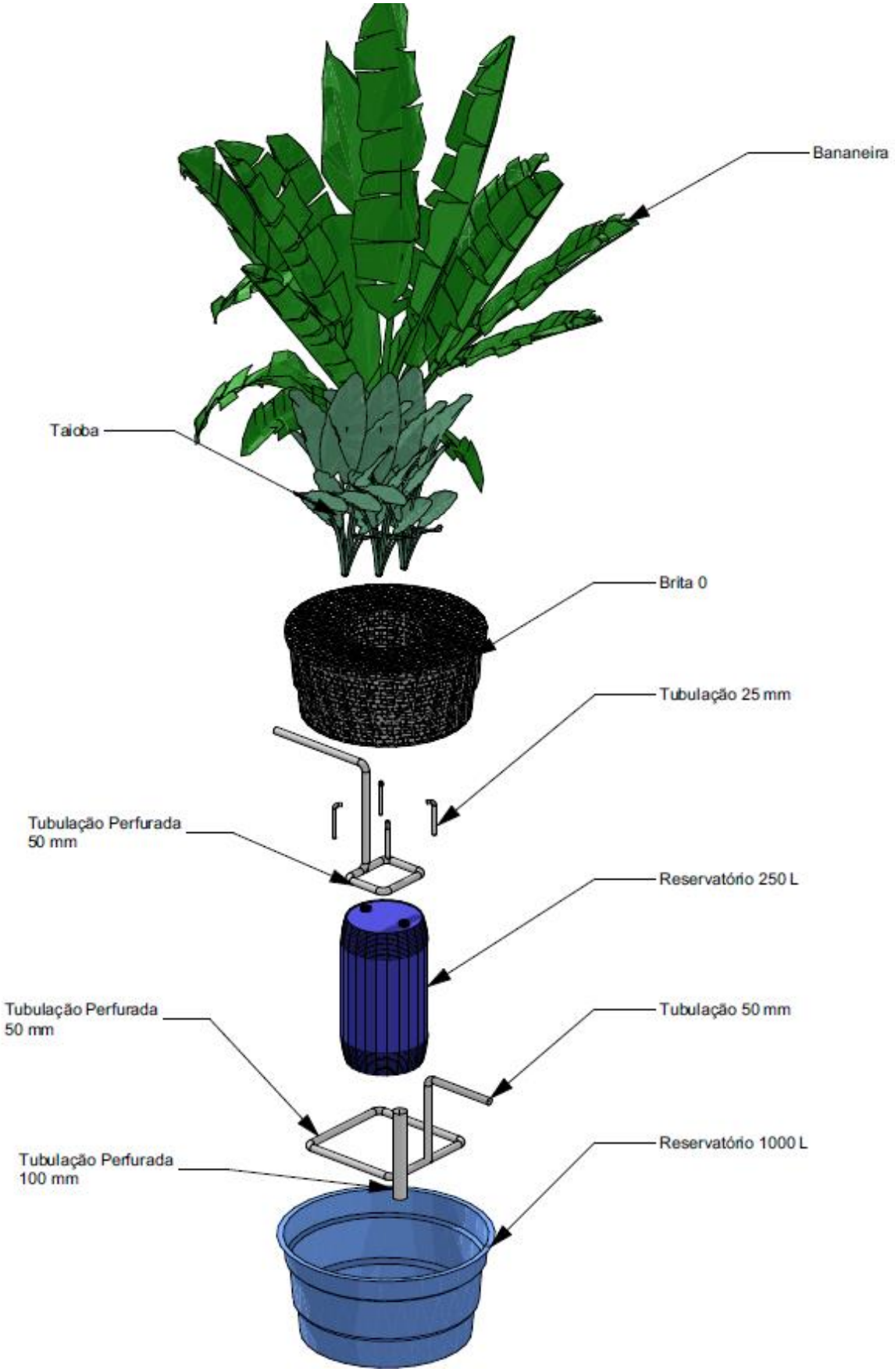


Figura A.5 - Esquema representativo e funcionamento geral do DIET 2.

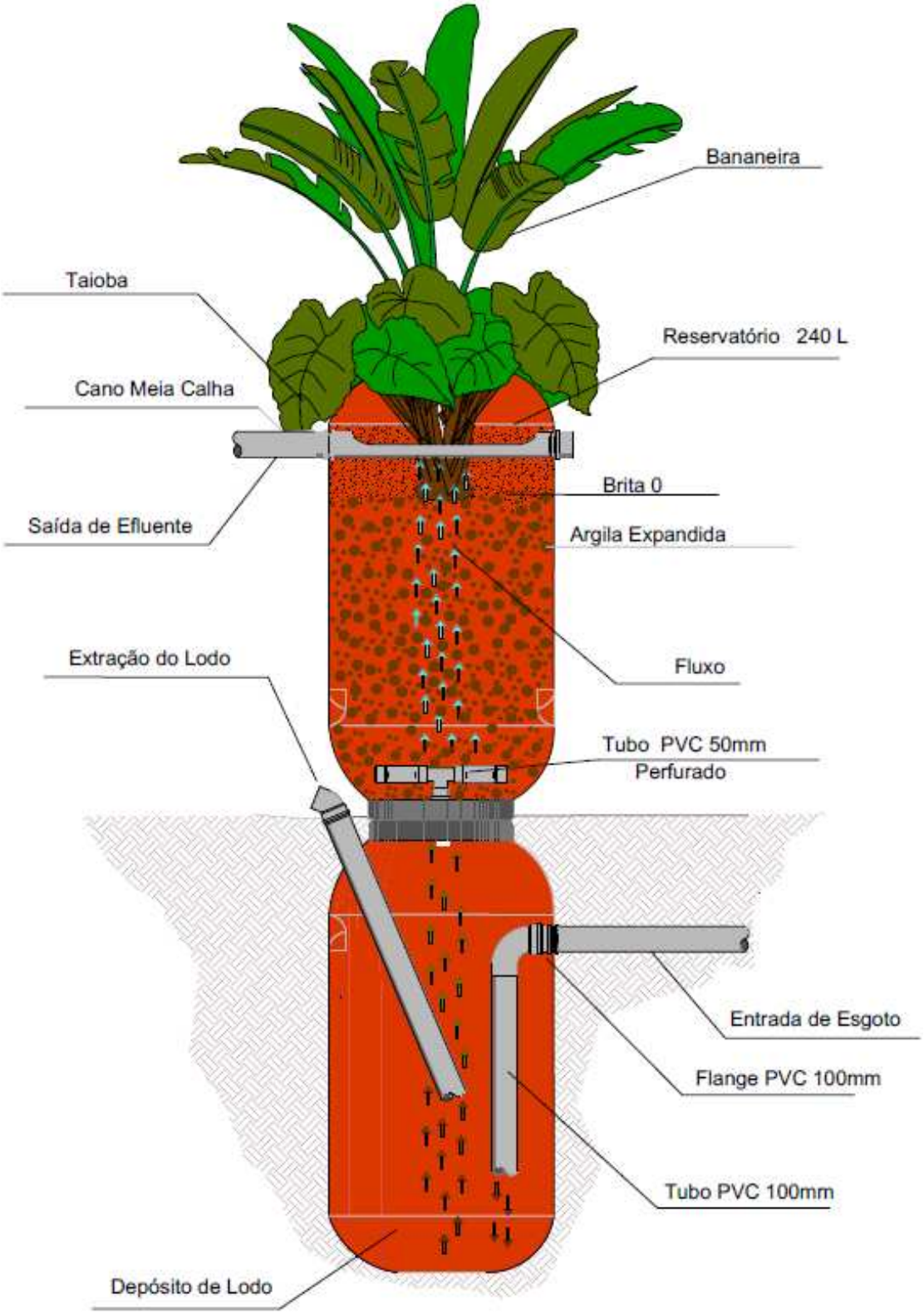


Figura A.6 - Cortes Esquemáticos e Detalhamento do DIET 2.

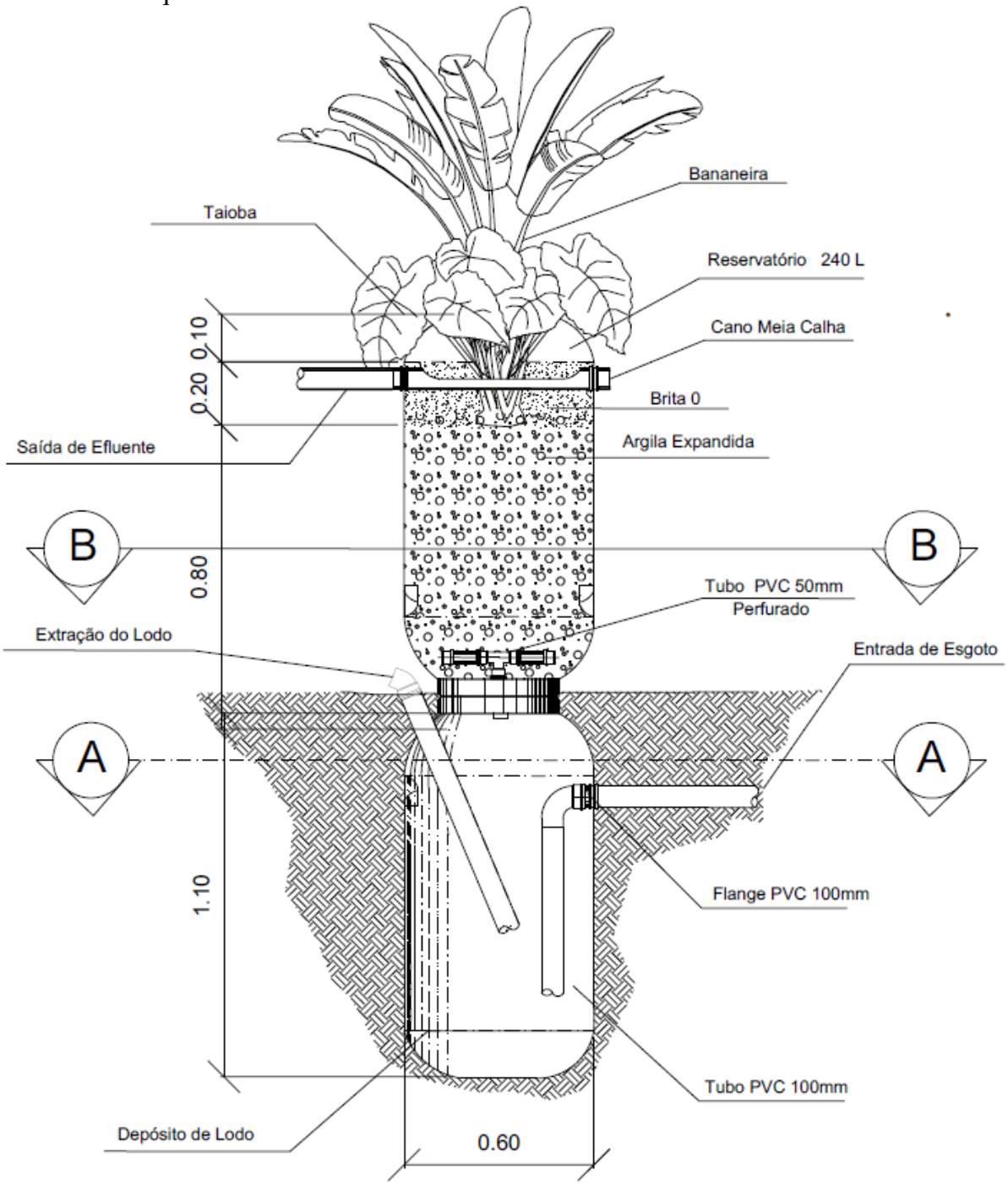
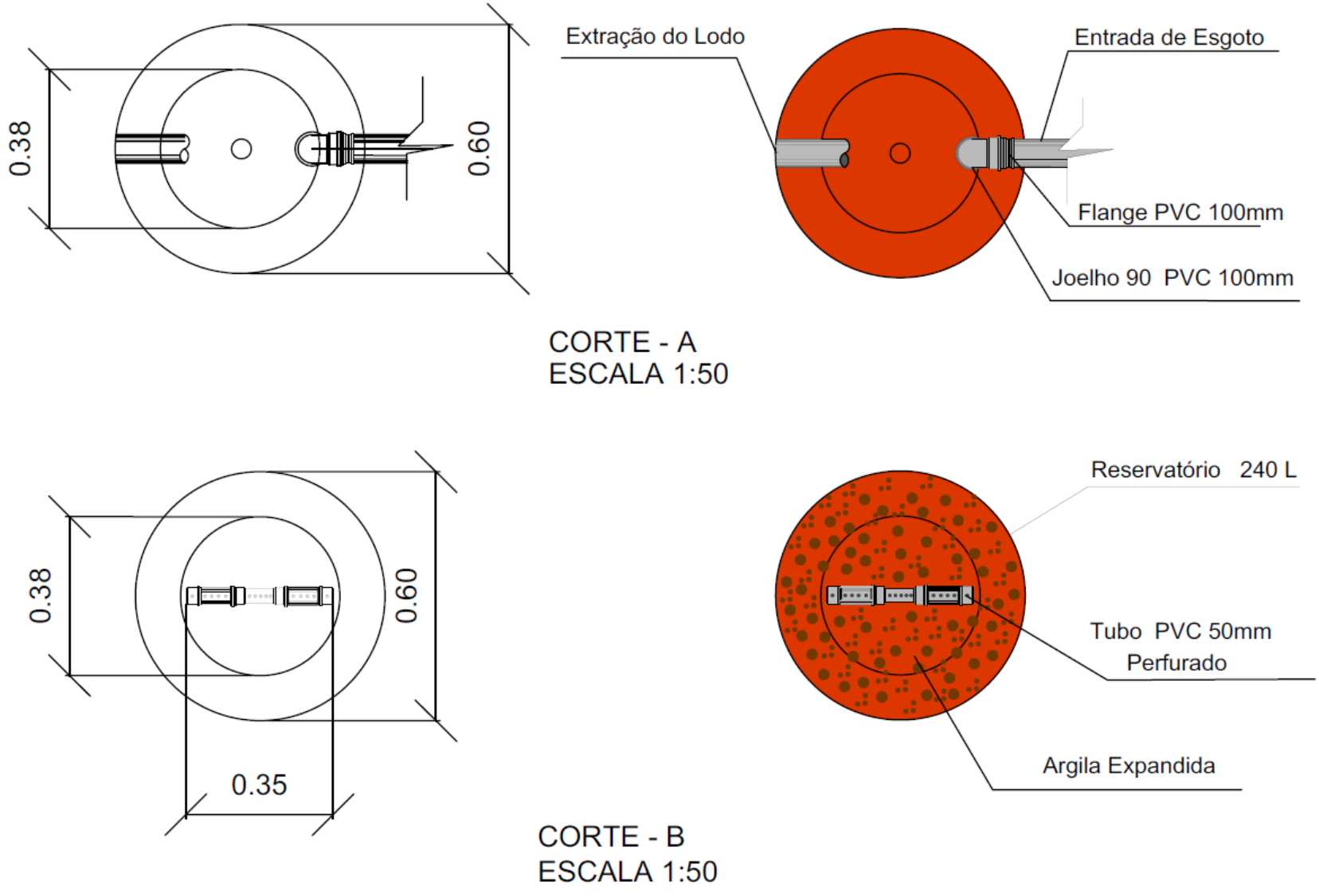


Figura A.7 - Planta baixa e hidráulica do Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 1) na escala 1:30.



APÊNDICE B - DESENVOLVIMENTO DAS ESPÉCIES AO LONGO DO EXPERIMENTO NO DIGESTOR INTEGRADO A LEITO DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO

Figura B. 1 - Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 1).

Figura B. 2 - Digestor Integrado a Leito de Evapotranspiração (DIET 2).