

IANY CUNHA ALBERGARIA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA ANAERÓBIO
COMPARTIMENTADO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

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

Orientadora: Ana Augusta Passos Rezende

**VIÇOSA - MINAS GERAIS
2019**

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

A329a
2019 Albergaria, Iany Cunha, 1992-
Avaliação da eficiência de um sistema anaeróbio
compartimentado para tratamento de esgoto doméstico / Iany
Cunha Albergaria. – Viçosa, MG, 2019.
70f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: Ana Augusta Passos Rezende.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Referências bibliográficas: f.58-62.

1. Fossas sépticas. 2. Saneamento doméstico.
3. Águas residuais - Purificação - Tratamento biológico.
4. Esgotos. I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Engenharia Civil. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil. II. Título.

CDD 22 ed. 628.2

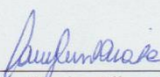
IANY CUNHA ALBERGARIA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM SISTEMA ANAERÓBIO
COMPARTIMENTADO PARA TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO**

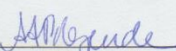
Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 13 de novembro de 2019.

Assentimento:



Iany Cunha Albergaria
Autora



Ana Augusta Passos Rezende
Orientadora

Dedico este trabalho às pessoas que doam vida constantemente. Desde aquelas que se comprometem com a doação de sangue e medula, a exemplo de quem ofertou amor para minha mãe, como outros tantos seres humanos que disseminam o conhecimento, na esperança que a educação seja capaz de impactar positivamente caminhos e corações.

AGRADECIMENTOS

“Mãe, este Mestrado é seu!”

Seria um Mestrado mais tranquilo se não houvesse tantas dificuldades para superar, mas também seria um caminho com menos aprendizado, resiliência e Fé. Tudo que foi enviado até aqui me fez acreditar ainda mais no Deus que me sustenta, porque mesmo vivendo o meu maior desafio pessoal, Ele me trouxe fôlego e esperança para crescer profissionalmente e aprender, mais uma vez, a confiar em Sua bondade e compaixão.

A minha infinita e amorosa gratidão aos meus pais, Bete e Luiz, por serem o sustento das minhas decisões, a paz das minhas turbulências e o maior exemplo de amor e abdicção que tenho em vida. Agradeço ao meu irmão Iury e à minha cunhada Maria por serem pessoas tão responsáveis e dedicadas, que se comprometeram a amparar nossos pais, principalmente na minha ausência devido aos compromissos acadêmicos.

À Tia Zezé, que cuidou de todos os detalhes do tratamento da minha mãe e me “liberou” para estar tranquila em Viçosa e prosseguir com esta etapa. À Tia Sônia que sempre confiou no meu potencial e me ofertou suporte familiar e profissional. À Tia Lude, que me enviou orações e me acalmou na certeza que tudo terminaria bem.

Aos mestres que tanto me serviram de exemplo e inspiração: Ann, Aníbal, Barbosa, Cadu, Chico, Lia, Mônica e Mudadu. Em especial, destaco o agradecimento à minha orientadora Ana Augusta, quem me estimulou a passar por este período de evolução.

Aos professores André Rosa e Ann Mounteer que aceitaram o convite para participar da defesa e que contribuíram para o aperfeiçoamento deste trabalho.

À Vanessinha, minha irmã de vida que me amparou nos momentos de fragilidade, me encorajou a seguir mesmo diante das incertezas e comemorou comigo as vitórias conquistadas até aqui. À Nanita, que me acolheu com tanto amor e cuidou de tudo para que eu pudesse me preocupar somente com o Mestrado. À Carmen e ao Alex, que se dedicaram a revigorar a minha saúde mental e me trouxeram tantas vezes de volta para concluir o trabalho.

À Buh e Marina, que tanto acreditaram em mim. Ao João Teberga, primeira pessoa que me acolheu em Viçosa. À Jujuba, que tanto carinho me doou. À Anna, minha alma amiga. Ao Teago, que me fortaleceu durante o período mais crítico dessa jornada. À Julia Guerino, que o “caso” me presenteou. À Marcelle e Carol, minhas meninas. Ao Hugo, que me ofertou presença e sensatez.

À Bella e ao Nando Bonitinho, companheiros que literalmente transportaram meus sonhos, assim como meu trio Daiane, Gabriel e Natália, pessoas que estiveram comigo desde o início e me incentivaram a prosseguir.

À Deia, minha “primã” confidente mais especial. À Laurinha, que compartilhou seus abraços e me deu ânimo para estudar. Ao Marcos, meu primo com as melhores práticas para solucionar os problemas desta pesquisa.

Ao Comandante, Crispim, Ju e Kellynha, amigos tão importantes que me encheram de motivos felizes para concluir meu objetivo.

Ao Agostinho, Capelão, Cilene, Elaine, Marcelo, Paulinho, Sãozinha e Tiago, pessoas iluminadas que desempenham a grandiosidade de acolher os alunos, sempre com boa vontade em ajudar durante toda a execução da pesquisa. Em especial agradeço à Priscila, pessoa que, além de acompanhar meus passos acadêmicos, sempre me incentivou a extrair o melhor de mim.

À LUVE, minha primeira morada em Viçosa e que me proporcionou (re)encontrar pessoas fantásticas, das quais destaco Blanca, Brenda, Cupim¹¹, Diovanna, Dri, Kerlynha, Luiza e Roberta.

Aos colegas do Mestrado/Doutorado, em especial Alex, André, Betinho, Bruna, Caio, Deysi, Ivan, Josi, Nathane, Paula e Tati, por compartilharem esses dois anos tão intensos.

Aos fortes laços com pessoas sensacionais que Viçosa me deu de presente e que terei a honra de levar para a vida.

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoa de Nível Superior (CAPES) – Código de Financiamento 001, ao qual agradeço a concessão da bolsa de estudos. Ao Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da UFV, agradeço a oportunidade de aprendizado.

“Mãe, este Mestrado é seu!”

*“ Tudo começou
Voa comigo e mostra
Você sempre disposta
Já de cara aceitou
Sempre me ensinou
Vai nessa vida aposta
Voa ‘pro’ que mais gosta
Me incentivou
Mãe eu te avisei na hora de sair
Olha eu não volto se eu não conseguir
Faz muito tempo e eu aqui de volta
Oh pai tem tanta gente boa por aí
Com essa missão que é de fazer sorrir
Felicidade essa é minha escola
‘Bóra’ que o vento não me derrubou
E a turbulência por aqui passou
Aproveita e decola
Atrás do teu sonho meu amor
Vou atrás, vou atrás
Levo o amor, a alegria e a paz
E decola que eu quero é mais!”*

Falamansa. Decola.

RESUMO

ALBERGARIA, Iany Cunha, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, novembro de 2019. **Avaliação da eficiência de um sistema anaeróbio compartimentado para tratamento de esgoto doméstico.** Orientadora: Ana Augusta Passos Rezende.

As deficiências no saneamento básico interferem diretamente nas condições de saúde pública, principalmente em relação às doenças causadas pela ausência do tratamento dos esgotos domésticos, e em regiões isoladas, como em áreas rurais e comunidades periféricas, a oferta destes serviços muitas vezes é inexistente. Para se garantir a universalização dos serviços básicos de saneamento, em especial do esgotamento sanitário, a abordagem descentralizada é uma alternativa simples e essencial, que pode ser aplicada em diferentes cenários e localidades. Esta pesquisa teve como objetivo estudar os aspectos construtivos, operacionais e de monitoramento um sistema de tratamento anaeróbio descentralizado definido como Fossa Séptica Econômica (FSE). A FSE é um sistema individual que tem sido amplamente utilizado, cuja função é tratar biologicamente as águas do vaso sanitário (águas pretas), passando por câmaras que funcionam como biorreatores interconectados em série. No entanto, a simplicidade do sistema e a falta de conhecimento sobre sua concepção, operação e eficiência de tratamento geram dúvidas em relação à tecnologia, principalmente no que se refere à variação no número de câmaras em série. Neste estudo, o sistema FSE foi instalado com quatro câmaras. O monitoramento constituiu na avaliação da eficiência do tratamento a partir de análises físico-químicas (temperatura, pH, sólidos, DBO e DQO) do efluente de cada câmara durante sete meses de operação. Os parâmetros temperatura e pH não apresentaram oscilações significativas entre as câmaras, enquanto os demais parâmetros se diferiram de forma considerável. O tratamento alcançou eficiências de remoção de até 70% de sólidos totais, 60% de DQO e 90% de DBO, o que sugere um bom desempenho do sistema. A utilização máxima de quatro câmaras, em relação aos parâmetros analisados, garantiu um efluente com condições de lançamento compatível com a legislação vigente no estado de Minas Gerais, COPAM/CERH 01/2008, sem a necessidade do tratamento complementar.

Palavras-chave: Fossa séptica econômica. Sistema descentralizado de esgotamento sanitário. Águas residuais de vaso sanitário. Sistema individual de tratamento de esgoto. Segregação de águas servidas.

ABSTRACT

ALBERGARIA, Iany Cunha, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, November, 2019. **Efficiency assessment of a compartmentalized anaerobic system for domestic sewage treatment.** Adviser: Ana Augusta Passos Rezende.

Deficiencies in basic sanitation directly affect public health conditions, especially related to diseases caused by the lack of sewage treatment, and in isolated regions, such as rural areas and peripheral communities, where the access to sanitary services is often non-existent. To ensure the universalization of basic sanitation services, in particular sanitary sewage, the decentralized approach is a simple and essential alternative that can be applied in different scenarios and locations. This research aimed to study the constructive, operational and monitoring aspects of a decentralized anaerobic treatment system defined as Economic Septic Tank (ESF). The ESF is an individual system that has been broadly used in Brazil, and its function is to biologically treat the toilet water, by passing through chambers, which works as series interconnected bioreactors. However, the simplicity of this system and the lack of knowledge about its conception, operation and treatment efficiency, raise doubts about the technology, especially regarding to the variation of the number of reactors in series. In this study, the FSE system was installed with four chambers. Monitoring consisted in the evaluation of treatment efficiency by measurement of physicochemical analyses (temperature, pH, solids, BOD and COD) of the effluent of each chamber during seven months of operation. Temperature and pH parameters showed no significant oscillations among the reactors, while the other parameters differed considerably. The treatment achieved removal efficiencies of up to 70% of total solids, 60% of COD and 90% of BOD, which suggests good system performance. The use of four chambers, regarding the analyzed parameters, ensured a compatible effluent to be disposal according to the current legislation in the state of Minas Gerais, COPAM/CERH 01/2008, and no need for further treatment.

Keywords: Economic Septic Tank. On-site sewage system. Toilet water. Individual sewage treatment system. Wastewater segregation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Desenho esquemático do funcionamento do tanque séptico	26
FIGURA 2 - Desenho esquemático da fossa séptica biodigestora modelo EMBRAPA.....	27
FIGURA 3 - Detalhe da configuração de entrada e saída da tubulação dentro das câmaras ...	31
FIGURA 4 - Perfil hidráulico e instalação do sistema FSEe	33
FIGURA 5 - Pontos de coleta para amostragem do efluente no sistema FSEe.....	35
FIGURA 6 - Variação da temperatura (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos.....	38
FIGURA 7 - Variação do pH (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos	40
FIGURA 8 – Variação dos Sólidos Totais (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos.....	41
FIGURA 9 – Variação dos Sólidos Totais Voláteis	42
FIGURA 10 - Variação dos sólidos suspensos (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos	43
FIGURA 11 - Variação dos Sólidos Suspensos Voláteis	44
FIGURA 12 - Variação da DQO (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos	45
FIGURA 13 - Valores de DBO (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos	47
FIGURA 14 - Relação DQO/DBO das unidades individuais	49
FIGURA 15 - Remoção da DBO em cada unidade individual.....	50
FIGURA 16 – Eficiência da remoção de DBO do sistema FSEe.....	51
FIGURA 17 - Lançamento de DBO relacionado ao número de unidades do sistema	53
FIGURA 18 – Lançamento de DQO relacionado ao número de unidades do sistema	55

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Características das águas pretas e águas cinzas.....	22
TABELA 2 - Métodos utilizados para as análises.....	36
TABELA 3 - Porcentagem de análises de DBO que se enquadram aos padrões de lançamento em corpo receptor de acordo com as legislações.....	53
TABELA 4 - Porcentagem de análises de DQO que se enquadram aos padrões de lançamento em corpo receptor de acordo com as legislações	55

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABES	Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental
ABNT	Associação Brasileira de Normas Técnicas
BNDES	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
CERH	Conselho Estadual de Recursos Hídricos
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
COPAM	Conselho Estadual de Política Ambiental
DBO	Demanda Bioquímica de Oxigênio
DQO	Demanda Química de Oxigênio
EMATER	Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas
EMBRAPA	Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ETE	Estação de Tratamento de Esgotos
FSE	Fossa Séptica Econômica
FSEe	Fossa Séptica Econômica experimental
FUNASA	Fundação Nacional da Saúde
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INMET	Instituto Nacional de Meteorologia
LESA	Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental
NEAP	Núcleo de Estudos em Agroecologia e Permacultura de Lavras
OGU	Orçamento Geral da União
pH	Potencial Hidrogeniônico
PNSB	Plano Nacional de Saneamento Básico
PPA	Plano Plurianual de Governo
SST	Sólidos Suspensos Totais
SSV	Sólidos Suspensos Voláteis
ST	Sólidos Totais

STV	Sólidos Totais Voláteis
SUS	Sistema Único de Saúde
TEvap	Tanque de Evapotranspiração
UFV	Universidade Federal de Viçosa

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	15
2 OBJETIVOS	17
2.1 Objetivo Geral	17
2.2 Objetivos Específicos.....	17
3 REFERENCIAL TEÓRICO	18
3.1 Saneamento Descentralizado.....	18
3.2 Efluentes Domésticos.....	20
3.3 Águas pretas.....	22
3.4 Processos Anaeróbios no tratamento de esgoto doméstico	23
3.5 Sistemas individuais de tratamento de esgotos	24
3.5.1Tanque séptico	25
3.5.2 Fossa séptica biodigestora modelo EMBRAPA.....	27
3.5.3 Fossa Séptica Econômica (FSE).....	28
4 MATERIAL E MÉTODOS	30
4.1 Concepção do sistema de Fossa Séptica Econômica	30
4.2 Monitoramento do sistema FSEe	34
4.2.1 Determinação de vazão afluente	34
4.2.2 Amostragem de efluentes das câmaras	34
4.2.3 Análises de caracterização dos efluentes.....	35
5 RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
5.1 Quantificação da vazão afluente ao sistema FSEe	36
5.2 Caracterização do sistema FSEe a partir de análises físico-químicas.....	37
5.2.1 Variação da Temperatura.....	37
5.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)	39
5.2.2 Sólidos Totais e Sólidos Suspensos.....	41
5.2.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO).....	45
5.2.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).....	46
5.2.6 Relação DQO/DBO.....	48
5.2.7 Remoção da DBO considerando as unidades individuais	50
5.2.8 Eficiência de remoção de DBO no sistema FSEe	51
5.3 Lançamento de Efluentes.....	52
6 CONCLUSÕES.....	56
7 RECOMENDAÇÕES.....	57

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	58
ANEXO A – PLANTA BAIXA DO SISTEMA	63
ANEXO B – QUADRO PARA CONTROLE DE DESCARGAS	64
ANEXO C – INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES: Testes de estudo hidrodinâmico	65
ANEXO D – DADOS DE TEMPERATURA e pH.....	68
ANEXO E – SÉRIE DE SÓLIDOS.....	69
ANEXO F – DQO e DBO.....	70

1 INTRODUÇÃO

O acesso ao saneamento básico é um direito da população brasileira amparado pela Lei nº 11.445/2007, a Política Nacional de Saneamento Básico (PNSB), onde a universalização do acesso engloba o abastecimento de água potável, o esgotamento sanitário, a limpeza urbana, o manejo dos resíduos sólidos e a drenagem das águas pluviais urbanas, serviços que precisam ser oferecidos pelas esferas públicas competentes.

Mesmo com as diretrizes nacionais estabelecidas pela PNSB, em 2018 27,0% da população não possuía esgoto coletado pela rede pública, enquanto 12,0% possuía solução individual como opção de tratamento. Dessa forma, 61,0% do esgoto gerado era coletado pela rede pública, e destes, cerca de 30,0% não eram tratados. Estes índices demonstram que cerca de 100 milhões de brasileiros não possuem tratamento de esgotos domésticos (ANA, 2017; BRASIL, 2019).

A ausência de tratamento dos esgotos domésticos é um problema enfrentado no país, principalmente em localidades com baixa densidade populacional. Na realidade brasileira existe uma junção de fatores que dificultam a prestação de serviços referentes ao saneamento básico em áreas isoladas, dos quais pode-se destacar a atuação desarticulada e fragmentada do Estado e a baixa visibilidade das áreas isoladas ou menos povoadas. Nestas áreas menos populosas, as abordagens descentralizadas, desenvolvidas a partir de tecnologias simples, já disponíveis, tornam-se mais atrativas e permitem maior flexibilidade do gerenciamento.

As deficiências do saneamento afetam diretamente a saúde pública do Brasil, uma vez que existem muitas doenças relacionadas ao saneamento básico inadequado. Parte dos gastos do Sistema Único de Saúde (SUS) é direcionada às consultas médicas e internações hospitalares, relacionados às doenças como diarreias, dengue, doenças de pele e hepatites virais.

O saneamento descentralizado, portanto, ganha espaço como um fator de grande relevância para que se alcance a universalização dos serviços. Algumas iniciativas contribuem para alcançar esse princípio básico da atual política de saneamento, das quais pode-se destacar soluções para facilitar o acesso à água potável e ao esgotamento sanitário, onde são inseridas soluções individuais que levam em consideração a realidade e as limitações locais.

Devido à simplicidade de construção e operação, cisternas e poços são utilizados para o abastecimento de água em locais desprovidos de rede de distribuição, enquanto as fossas rudimentares são comumente construídas para receber o esgoto sanitário. Essas soluções, apesar de simples e populares, nem sempre oferecem segurança ao usuário, por isso novas técnicas

vêm sendo estudadas para garantir a qualidade ambiental, principalmente em relação ao esgotamento sanitário.

Vários são os sistemas de tratamento de esgoto que podem ser instalados em áreas isoladas, mas a ausência de normas técnicas, procedimentos de operação e estudos sobre o funcionamento dificultam a sua implantação. Portanto, neste trabalho serão discutidas a construção e o funcionamento da Fossa Séptica Econômica (FSE), sistema individual que vem sendo implantado como solução para os efluentes domésticos provenientes do vaso sanitário.

O sistema FSE é amplamente difundido em áreas rurais e em localidades mais afastadas. Nas mídias digitais existem diversas informações que promovem a divulgação da FSE, auxiliando na sua construção, sem seguir quaisquer critérios de configuração e padronização. A quantidade de câmaras (tambores) e a disposição das tubulações são variáveis que diferem de um sistema para o outro, e constituem fatores importantes de projeto, uma vez que afetam diretamente a operação e a eficiência de tratamento do sistema.

Neste contexto, o trabalho apresenta o estudo de desempenho de um sistema FSE na expectativa de contribuir para melhoria de funcionamento e definição de parâmetros de dimensionamento e operação, de tal forma que seja possível esclarecer dúvidas sobre o funcionamento e eficiência do sistema, além de fortalecer sua implantação em locais desprovidos de rede coletora de esgoto.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo Geral

Estudar o sistema individual de esgotamento sanitário, a Fossa Séptica Econômica (FSE), a fim de elucidar questões a respeito da sua concepção e funcionamento, além de avaliar a tratabilidade das águas pretas a partir deste reator.

2.2 Objetivos Específicos

- Avaliar a dinâmica do sistema FSE a partir do acompanhamento dos aspectos operacionais;
- Verificar o comportamento do sistema FSE em relação ao número de câmaras em série;
- Acompanhar a qualidade dos efluentes do sistema e comparar com os padrões de lançamento da legislação vigente, a fim de se estudar a necessidade ou não de um pós-tratamento.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Saneamento Descentralizado

A Lei 11.445/2007 (BRASIL, 2007), no Art. 49 e inciso IV, estabelece como objetivo “proporcionar condições adequadas de salubridade ambiental às populações rurais e de pequenos núcleos urbanos isolados”, o que engloba a oferta dos serviços básicos de saneamento ambiental, que incluem abastecimento de água potável e o esgotamento sanitário.

Segundo a Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES-SP) “comunidades isoladas” são núcleos habitacionais que não estão conectados aos serviços públicos de saneamento básico. Nestas localidades as redes de distribuição de água e de coleta de esgoto são insuficientes ou não existem, sendo adotadas soluções locais, unifamiliares ou semicoletivas. O saneamento convencional nestes locais muitas vezes é inviabilizado por questões econômicas, políticas ou técnicas que incluem diversos fatores, dos quais destacam-se grande distância em relação à sede do município, baixa densidade populacional ou grande dispersão entre os domicílios (TONETTI *et al.*, 2018).

Dados dos serviços de esgotamento sanitário no Brasil mostram que 55,0% da população possuem tratamento de esgoto adequado, ou seja, esgoto coletado e tratado pelo sistema coletivo ou tanque séptico utilizado como tratamento individual; dessa forma, tem-se que 45,0% da população brasileira não possui tratamento de esgotos. Até 2035 estima-se que sejam gastos cerca de R\$ 150 bilhões em obras para atender a coleta e o tratamento, a fim de implementar soluções de esgotamento sanitário e investimentos para se alcançar a universalização dos serviços (ANA, 2017).

O Plano Plurianual de Governo, PPA 2016-2019 (BRASIL, 2018) estabelece que é competência do Ministério da Saúde apoiar Estados e Municípios na execução de medidas institucionais e estruturantes em áreas rurais e comunidades tradicionais¹, que possibilitem a ampliação ao acesso, sustentabilidade, qualidade das ações e dos serviços públicos de saneamento básico. No uso das suas atribuições, o Ministério da Saúde responsabiliza a Fundação Nacional de Saúde (Funasa) para a execução destas medidas.

¹ Comunidades tradicionais são grupos culturalmente diferenciados e que se reconhecem como tais, que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição para sua reprodução ancestral, cultural, social, religiosa e econômica, utilizando práticas, conhecimentos e inovações transmitidos pela tradição. Estes grupos possuem formas próprias de organização social, tais como povos indígenas, quilombolas, comunidades de matriz africana ou de terreiro, ribeirinhos, caboclos, pescadores artesanais, pomeranos entre outros (FUNASA, 2017).

Assim, a Funasa apoia técnica e financeiramente os municípios de até 50 mil habitantes, inclusive em áreas rurais, populações de quilombos, assentamentos de reforma agrária, populações ribeirinhas e comunidades extrativistas. Esse Órgão Federal é responsável pela execução de ações de saneamento nas localidades de pequeno porte e comunidades tradicionais, cujas práticas são custeadas com recursos não onerosos do Orçamento Geral da União (OGU) e baseadas em implantação ou ampliação, melhoria e elaboração de projetos de sistemas públicos de abastecimento de água e de esgotamento sanitário, bem como implementação de melhorias sanitárias domiciliares e/ou coletivas (FUNASA, 2017).

Em muitos contextos essas ações são baseadas na inserção de tecnologias sociais² como forma de promover o desenvolvimento e a inclusão social na região. Essas tecnologias tornam-se mais conhecidas à medida que se apresentam como alternativas simples, modernas e de baixo custo para solucionar problemas estruturais das camadas mais excluídas da sociedade. Para que sejam eficientes, baseiam-se em premissas fundamentais, das quais pode-se destacar a sustentabilidade nas soluções apresentadas e a participação de pessoas das comunidades, de tal forma que estimulam a participação, a autogestão e o empoderamento de seus usuários (COSTA, 2013).

Segundo Pozzebon e Fontenelle (2018), o conceito de tecnologia social foi criado para atender a uma demanda específica ou redefinir um problema, sendo capaz de provocar a transformação social. Os autores ainda mencionam que a ação vai além do campo físico, e se consolida como uma forma de organização e desenvolvimento de metodologias.

Muitas destas tecnologias estão inseridas no contexto do saneamento descentralizado, e neste cenário existem várias iniciativas a exemplo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA), que desenvolve projetos que visam cooperar com essa prática. Desde 2000 a EMBRAPA realiza ações para difundir tecnologias em todas as regiões do País, por meio da participação e promoção de eventos com parcerias públicas e privadas. As tecnologias do saneamento são ações simples para o tratamento de água e esgoto, criadas para aplicação em localidades que não possuem saneamento adequado, cujo objetivo é reduzir a ocorrência de doenças e auxiliar na preservação ambiental, além de aumentar a qualidade de vida da população (SILVA, 2014).

Em Minas Gerais, a Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado (EMATER - MG) também fornece orientação sobre a introdução de tecnologias destinadas à

² Tecnologias sociais são modelos alternativos de desenvolvimento, cujas iniciativas são aplicadas em conjunto com a comunidade. Os produtos podem ser técnicas, processos ou metodologias replicáveis capazes de resolver desafios sociais e alterar positivamente a realidade local.

melhoria da qualidade de vida das famílias. As intervenções adotadas baseiam-se na implementação de ações educativas e construção de infraestruturas que contribuem com o saneamento descentralizado, tais como tratamento de água, instalação de fossas sépticas, filtros de areia e destinação correta dos resíduos (GOVERNO DE MINAS, 2017).

Em pequenas cidades ou locais menos povoados os sistemas de tratamento de efluentes muitas vezes não operam adequadamente. Dentre os motivos dessas falhas pode-se destacar a restrição dos orçamentos para manutenção, ausência de supervisão, falta de conhecimento do sistema e dos processos e incapacidade técnica dos responsáveis para intervir em situações críticas (PARASKEVAS *et al.*, 2002).

Algumas experiências demonstram que, ao responsabilizar os proprietários pela operação dos sistemas, algumas falhas acontecem devido à manutenção inadequada. Dessa forma, é necessário que haja uma gestão centralizada com o objetivo de elaborar estratégias específicas que envolvam diretrizes, programas e políticas voltadas para cada região. Além disso, é fundamental que seja desenvolvida uma consciência baseada na oferta de educação, informações e recursos para que as questões ambientais sejam discutidas com mais clareza pela comunidade envolvida no processo (MASSOUD *et al.*, 2009).

As principais vantagens dos sistemas descentralizados são economias significativas de custo, uma vez que não são utilizadas muitas tubulações e nem bombas ou estações elevatórias; oportunidade de reutilização dos efluentes tratados e recarga hídrica na própria bacia hidrográfica. Além disso, tem-se que as falhas das unidades individuais não ocasionam colapso em todo sistema, assim como ocorre nas grandes estações. Apesar de econômico, os custos dos sistemas descentralizados são altamente variáveis e dependem das condições específicas do local e do tipo de sistema considerado (GEENENS e THOEYE, 2000).

As ações de saneamento descentralizado visam diminuir a taxa de mortalidade, principalmente infantil, a partir de ações que tem por objetivo evitar o surgimento de doenças de transmissão hídrica, parasitoses intestinais e diarreias. Além disso, essas ações promovem a inclusão social dos grupos minoritários mediante a aplicação da política pública integrada à saúde, habitação, igualdade racial e meio ambiente (FUNASA, 2017).

3.2 Efluentes Domésticos

Os esgotos domésticos são provenientes, basicamente, de residências, instituições ou estabelecimentos comerciais, e são compostos principalmente de excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes, água de banho e água de lavagem. O destino adequado

destes dejetos visa diminuir a poluição dos mananciais e do solo e evitar o contato com vetores, além de promover hábitos mais higiênicos na população em geral, de tal forma que se consiga adquirir uma melhor qualidade de vida. Além disso, determina-se que é importante investir nos tratamentos para que se consiga reduzir os casos de doenças, como febre tifoide e diarreias infecciosas, e também minimizar o custo do tratamento da água (BRASIL, 2015).

Os efluentes gerados em uma residência podem ser divididos em águas amarelas, pretas e cinzas, e a separação do esgoto sanitário beneficia a sustentabilidade, uma vez que reduz o volume a ser tratado e otimiza as unidades de tratamento segundo as características específicas dos esgotos a serem tratados (MARTINETTI, 2015).

As águas amarelas são provenientes dos dispositivos que separam a urina das fezes. Normalmente são geradas em vasos sanitários com separação de coleta ou em mictórios, e podem ser recuperadas sem tratamento e utilizadas como fonte de nitrogênio na agricultura. Águas pretas são provenientes dos vasos sanitários, constituídas basicamente de urina, fezes e papel higiênico. Quando são segregadas dos demais efluentes, o tratamento tende a ser mais estável e produzir menos subprodutos (GONÇALVES, 2006). As águas cinzas são originadas das demais atividades domésticas, geradas a partir de pias, tanques, lavatórios, chuveiros, máquinas de lavar e banheiras, por exemplo (PIRES, 2012).

Esses efluentes domésticos podem ser coletados por dois sistemas: individuais ou coletivos. Os individuais são soluções locais para poucas residências e são comumente utilizados para atendimento unifamiliar, uma vez que funcionam de maneira satisfatória quando a densidade ocupacional é baixa. Por sua vez, os coletivos são indicados para locais com elevada densidade populacional e o sistema baseia-se no afastamento dos esgotos da área servida, que se dá através de canalizações que recebem o efluente e o transportam para o seu destino final (VON SPERLING, 2014).

A zona rural caracteriza-se por possuir residências mais distantes uma das outras, o que, na maioria dos casos, inviabiliza a adoção de sistemas coletivos de tratamento de esgotos domésticos. É possível observar que normalmente existe uma segregação dos efluentes, onde as águas pretas são geralmente encaminhadas para fossas rudimentares, enquanto as águas cinzas são dispostas em solo, fator que leva à discussão a respeito de tecnologias para o tratamento dos efluentes no meio rural. Essas tecnologias trazem debates sobre os princípios, estratégias e experiências que enfatizam a interação e as particularidades entre as dimensões cultural, econômica, institucional, ecológica e social (PIRES, 2012).

O conhecimento sobre as características físicas, químicas e biológicas dos esgotos é um importante fundamento para que se possa entender o funcionamento dos sistemas de tratamento e também para a concepção de variáveis destes sistemas (ERCOLE, 2003).

De maneira geral, o esgoto doméstico é composto por sabões e detergentes, cloreto de sódio e fosfato (principalmente eliminados a partir da urina), sulfatos, ureia e ácido úrico, carbonatos, gorduras, fibras não digeridas, mucos, vermes, bactérias, areia, plástico, cabelos, sementes e outros componentes (NUVOLARI, 2011).

O aspecto quantitativo do esgoto sanitário é fundamental para que o dimensionamento do sistema de coleta e transporte seja adequado, enquanto o aspecto qualitativo é essencial para o dimensionamento do sistema de tratamento. As escolhas do tipo de tratamento baseiam-se em condições físicas, ecológicas, econômicas, sociais e culturais (MARTINETTI, 2015).

3.3 Águas pretas

As águas pretas são provenientes dos vasos sanitários e são compostas basicamente de fezes, urina e papel higiênico. O efluente apresenta uma geração variável e descontínua, uma vez que a vazão depende do consumo do aparelho sanitário e do perfil do usuário, o que interfere diretamente a concentração dos compostos presentes no efluente. Apesar das características variáveis, de maneira geral as águas pretas possuem elevada carga orgânica e sólidos em suspensão (GONÇALVES, 2006).

As águas pretas contêm a maior parte dos patógenos e dos nutrientes encontrados no esgoto doméstico, por isso possuem maior risco de contaminação. O volume produzido é bem menor que o volume de águas cinzas (GALBIATI, 2009).

A reutilização das águas pretas tem sido objeto de estudo por diversos anos e diversas tecnologias são utilizadas. Um grande entrave para a reutilização deste efluente é a possível presença de patógenos, o que aumenta o risco da sua utilização sem controle. As características das águas pretas são descritas na Tabela 1, comparando-as com as águas cinzas (PANIKKAR *et al.*, 2003).

TABELA 1 - Características das águas pretas e águas cinzas

	Águas pretas	Águas cinzas
DBO ₅ (mg/L)	2000 - 3000	150 - 300
DQO (mg/L)	2000 - 6000	300

Fósforo Total (g/p/d)*	1.6	2
Nitrogênio Total (g/p/d)*	11	1
Sólidos Suspensos Totais (g/p/d)*	> 50	18

* g/p/d: grama/pessoa/dia

Fonte: Panikkar, Shrestha e Hackney, 2003

A produção diária de águas pretas é em torno de 24 a 32 litros/pessoa/dia, considerando que uma pessoa utiliza a bacia sanitária de cinco a seis vezes por dia, sendo uma para fezes e as demais para urina (REBOUÇAS et. al, 2007). Dessa forma, a água proveniente do vaso sanitário representa uma fração de 20,0 a 30,0 % do volume do esgoto produzido em uma residência (REBÊLO, 2011).

Alguns autores consideram as águas resultantes do uso das pias de cozinha como águas pretas, uma vez que o efluente possui elevada concentração de matéria orgânica e óleos e gorduras (REBOUÇAS et. al, 2007).

3.4 Processos Anaeróbios no tratamento de esgoto doméstico

Os processos anaeróbios foram iniciados na segunda metade do século XIX e tornaram-se opções atrativas, principalmente em países menos desenvolvidos e de clima quente. Estes sistemas ganharam destaque devido à baixa produção de sólidos e reduzido custo de operação e manutenção, e se consolidaram como mecanismo de tratamento, principalmente em casos onde os dejetos são facilmente biodegradáveis. A utilização dessa tecnologia é muito difundida no Brasil devido às favoráveis condições ambientais de temperatura, uma vez que os microrganismos anaeróbios tem uma alta atividade em temperaturas acima de 20 °C. As desvantagens do processo se consolidam como baixa eficiência para remoção de nutrientes (principalmente nitrogênio e fósforo) e patógenos, bem como necessidade de pós-tratamento devido à alta carga remanescente de DQO e possível instabilidade devido aos choques de carga orgânica e hidráulica (CHERNICHARO, 2016; METCALF e EDDY, 2016).

A digestão anaeróbia acontece a partir de processos metabólicos complexos de fermentação e respiração, onde as etapas sequenciais dependem de atividades de distintos grupos de microrganismos. Obrigatoriamente, pelo menos três grupos fisiológicos estão envolvidos no processo e desempenham funções específicas: as bactérias fermentativas, as bactérias sintróficas e os organismos metanogênicos (CHERNICHARO, 2016).

As bactérias fermentativas ou acidogênicas participam da primeira etapa do processo e são responsáveis por converter, a partir da hidrólise, os compostos orgânicos complexos, como carboidratos, proteínas e lipídeos, em outros mais simples. Essa conversão facilita a assimilação da matéria orgânica nas etapas seguintes. As bactérias sintróficas ou acetogênicas convertem esses compostos intermediários em substrato apropriado para os organismos metanogênicos, que por sua vez realizam a etapa final da conversão anaeróbia e produzem metano e dióxido de carbono a partir do acetato e do hidrogênio (METCALF e EDDY, 2016).

O consórcio de diferentes tipos de microrganismos, a partir das condições favoráveis que englobam aspectos de projeto e operacionais, promove a conversão de grande parte dos compostos orgânicos presentes no efluente, e a maioria dos produtos finais é constituída por gases que formam o biogás. Devido à sua baixa solubilidade de alguns gases, estes são facilmente separados da fase líquida e são eliminados no reator (CAMPOS, 1999; CHERNICHARO, 2016).

3.5 Sistemas individuais de tratamento de esgotos

O saneamento convencional engloba uma visão mais centralizada dos serviços e oferece pouca visibilidade às localidades com baixa densidade populacional, de tal forma que muitas vezes estas comunidades apresentam baixa adesão aos programas de educação sanitária e ambiental. Phillippi (2000) menciona que, para fomentar o interesse por parte dos usuários, deve-se descentralizar os serviços de saneamento e permitir às comunidades uma participação mais autônoma em decisões que englobem este serviço.

Os sistemas individualizados são empregados com maior frequência em propriedades rurais. As fossas sépticas são assim classificadas quando a canalização do banheiro se encontra conectada a uma fossa séptica próxima, onde passa pelos processos de tratamento ou decantação, e a parte líquida pode ou não ser conduzida para um desaguadouro geral da área. Por sua vez, as fossas rudimentares são aquelas em que o banheiro ou sanitário se encontra ligado a fossas rústicas, que são escavadas diretamente no solo, ou seja, sem qualquer proteção ambiental ou segurança sanitária (IBGE, 2010).

O enorme déficit sanitário, aliado ao perfil socioeconômico das comunidades brasileiras e ao quadro epidemiológico, provoca a necessidade de implementação de sistemas simplificados para coleta e tratamento de esgotos. Dentre as características desejáveis, encontram-se o baixo custo de manutenção, simplicidade operacional e sustentabilidade dos sistemas como um todo (CHERNICHARO, 2016).

Ataíde (2012) destaca que a prestação de serviços às comunidades afastadas é um ramo do saneamento que não desperta interesse por parte das entidades e/ou poder público, por isso é importante inserir a autogestão como solução para alguns problemas comuns nessas áreas. Essa prática propõe que a própria população se mobilize para gerenciar os sistemas de saneamento básico, visando à construção de pequenos sistemas ou de sistemas simplificados de esgotamento sanitário e abastecimento de água.

A simplicidade operacional é uma característica desejável para qualquer sistema de tratamento de esgoto, por isso a adoção de sistemas que maximizem a relação benefício/custo é uma necessidade brasileira. A adequação à realidade local deve levar em consideração fatores sócio-culturais e econômicos, e também as condições ambientais como o clima e a disponibilidade de área (ANDRADE NETO, 1997).

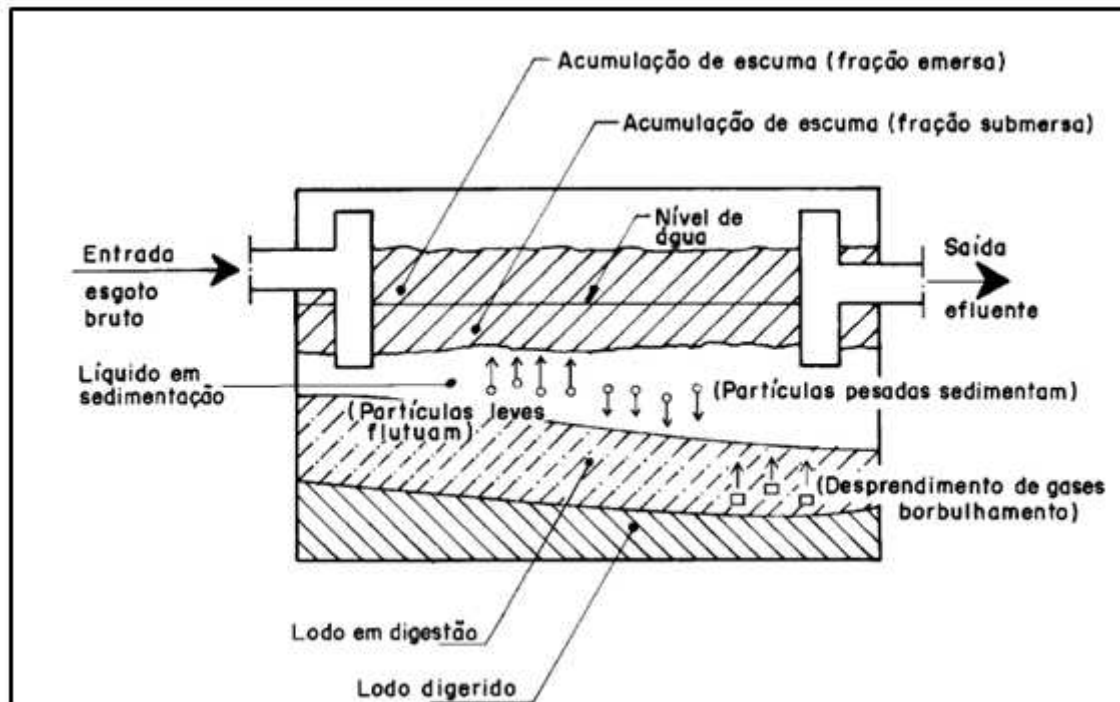
3.5.1 Tanque séptico

Em regiões brasileiras isoladas, os sistemas descentralizados de tratamento são bem difundidos, e comumente são utilizados tanques sépticos seguidos por sumidouros para a aplicação do efluente final no solo (TONETTI *et al.*, 2018).

Os tanques sépticos são responsáveis por reter os sólidos sedimentáveis e são utilizados para tratar todo o efluente produzido na residência, de tal forma que, se for utilizado apenas para tratar parte do esgoto produzido, estará superdimensionado (GONÇALVES, 2006). Estes sistemas podem ser em câmaras única, em série ou sobrepostas. O processo de degradação consiste basicamente em reter o efluente por determinado tempo hidráulico, e a unidade se comporta como decantador e digestor que proporciona processos de digestão dos sólidos sedimentáveis. Os efluentes dos tanques sépticos normalmente precisam de tratamento complementar, que podem ser mecanismos realizados por infiltração no solo ou filtros biológicos (ANDRADE NETO, 1997).

Os tanques sépticos são considerados modelos tradicionais de tratamento, uma vez que a sua construção e dimensionamento encontram-se consolidados segundo a NBR 7229/1993 - Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. O efluente final desse tanque não possui características sanitárias adequadas, por isso é necessário realizar um tratamento adicional, cuja normatização é estabelecida pela NBR 13969/1997 Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação.

FIGURA 1 - Desenho esquemático do funcionamento do tanque séptico



Fonte: ABNT, 1993.

Neste sistema, o material sólido mais grosseiro se deposita no fundo e as gorduras se mantêm na parte superior, enquanto a camada intermediária permanece a matéria orgânica dissolvida. Em todas essas divisões acontece a digestão anaeróbia, onde os organismos são responsáveis por degradar a matéria. Alguns gases formados a partir dessa atividade microbiana são liberados pelos suspiros posicionados na tampa superior do tanque (ESCALANTE, 2005).

O tanque séptico deve possuir altura mínima de 1,20 m e tubulações de entrada e saída corretamente inseridas no sistema, a fim de garantir o seu bom funcionamento. O acúmulo do lodo na camada inferior do tanque é um processo natural que está diretamente relacionado ao tempo de funcionamento, e este lodo caracteriza-se como uma mistura de matéria inorgânica, orgânica, microrganismos, nutrientes e água, além de possuir um odor desagradável proveniente do tratamento anaeróbio. A limpeza do tanque deve ser realizada a partir da frequência estabelecida no projeto, que está relacionada à taxa de acumulação do lodo (BRASIL, 2014).

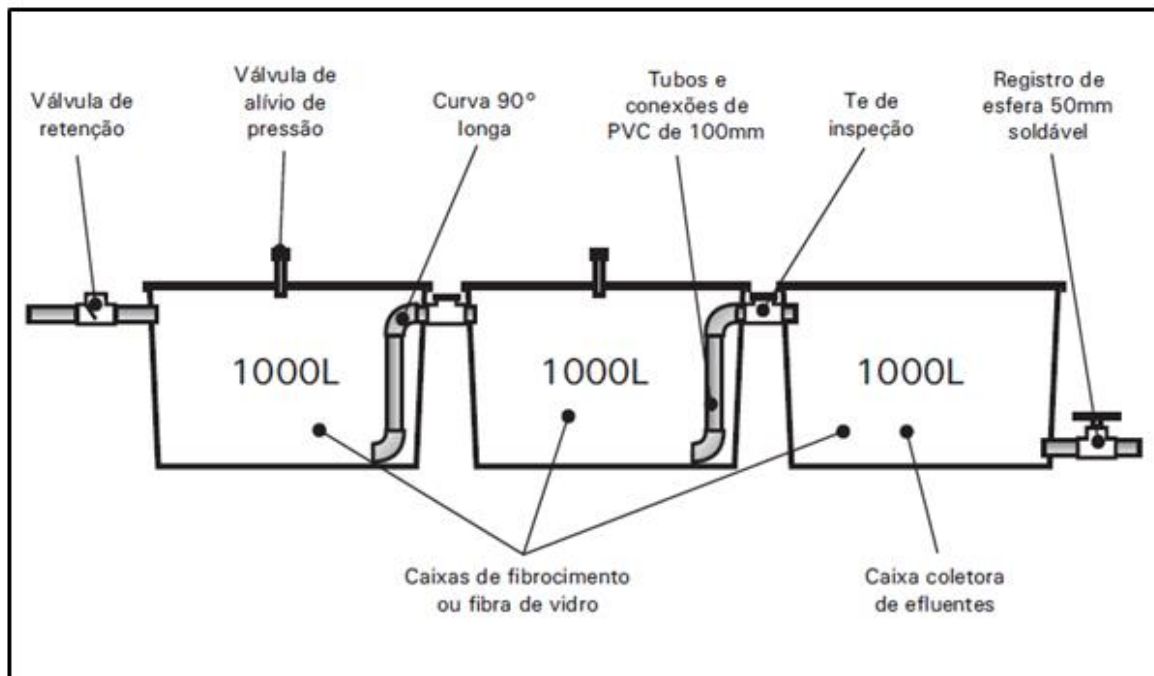
A limpeza dos tanques sépticos é realizada por empresas que utilizam caminhões “limpa-fossa” para executar o serviço. O lodo deve ser tratado em estações de tratamento específicas ou encaminhados para estações de tratamento de efluente (ETE), desde que sejam analisadas as consequências da inserção deste resíduo na ETE devido à elevada carga orgânica presente (SUNTTI *et al.* 2011).

3.5.2 Fossa séptica biodigestora modelo EMBRAPA

A fossa séptica biodigestora é um sistema desenvolvido pela EMBRAPA, no ano 2000, que tem por objetivo tratar apenas o esgoto do vaso sanitário. Para o seu funcionamento, no início do tratamento é adicionada uma mistura de água e esterco bovino, utilizada como meio inoculante de bactérias. Ao final do processo de tratamento é produzido um efluente rico em nutrientes que pode ser utilizado no solo como biofertilizante, uma vez que é rico em nitrogênio, fósforo e potássio, e pode ser aplicado desde que não seja colocado em contato direto com a parte comestível da planta (SILVA, 2014).

O sistema é utilizado como substituição aos tanques sépticos tradicionais e é formado por caixas d'água de 1000 L, interligadas por tubulação de PVC, onde as águas pretas permanecem por um tempo pré-determinado e depois são aplicadas ao solo como adubo orgânico. O tratamento se destaca por ser uma solução simples e de baixo custo para tratar os efluentes, além de ser uma opção para transformar dejetos do esgoto sanitário em adubo orgânico de alta qualidade para a agricultura (GALINDO *et al.*, 2010).

FIGURA 2 - Desenho esquemático da fossa séptica biodigestora modelo EMBRAPA



Fonte: GALINDO *et al.*, 2010

Em 2003 a tecnologia ganhou visibilidade ao conquistar o Prêmio Fundação Banco do Brasil de Tecnologia Social, e então houve maior reconhecimento por parte das organizações

coletivas e públicas, que começaram a adotar o sistema em diferentes locais do Brasil (EMBRAPA, 2010).

Silva (2014) determinou que a quantidade de caixas do sistema é proporcional à quantidade de moradores da residência, e ainda afirmou que o projeto inicial deve garantir que os dejetos depositados fermentem por no mínimo 25 dias para garantir a completa biodigestão. O autor recomenda que a biodigestora seja construída com caixas de fibrocimento de vidro, mas, caso sejam feitas de alvenaria, estas devem ser muito bem vedadas e impermeabilizadas.

Costa e Guilhoto (2014) estimaram, a partir de equações matemáticas, os impactos social, ambiental e econômico causados pela implementação da fossa séptica biodigestora. Os autores apontaram retornos econômicos favoráveis para a economia em função de gastos com saneamento, e determinaram também que existiriam ganhos adicionais como utilização do efluente para fertilização de culturas agrícolas.

Faustino (2007), ao analisar as características físico-químicas do efluente produzido por fossa séptica biodigestora, determinou que o efluente apresentou caráter alcalino e concentrações relevantes de sais, além de quantidades significativas de nutrientes minerais. O efluente foi aplicado no solo durante três anos, e constatou-se que houve aumento do pH e incremento de macro e micronutrientes em quantidades significativas, o que caracteriza o efeito benéfico da aplicação em solo.

Pereira *et al.* (2012) analisaram a produção e a qualidade sanitária de alface adubada com o efluente da fossa séptica biodigestora e constataram que houve um aumento na área foliar das plantas a medida que se aumentou a dose de efluente. Além disso, não foi observada contaminação por *Escherichia coli* na maioria das amostras, o que demonstra a aplicabilidade do efluente e o incremento da produtividade da alface.

3.5.3 Fossa Séptica Econômica (FSE)

A Fossa Séptica Econômica (FSE), também referenciada como Reator anaeróbio compartimentado – RAC por Tonetti *et al.* (2018), constitui em uma unidade de tratamento para águas do vaso sanitário, cujo funcionamento é semelhante ao tanque séptico, composto por várias câmaras. Nestas câmaras, o esgoto que entra na parte superior é direcionado para o fundo do compartimento e a saída do efluente é realizada pela parte superior. O sistema é do tipo unifamiliar ou semicoletivo e pode ser construído com anéis de concreto, tambores de plástico, alvenaria ou caixas d'água.

A Fossa Séptica Econômica é uma adaptação da fossa séptica biodigestora modelo EMBRAPA. Esse novo modelo foi desenvolvido para atender as necessidades financeiras de

pequenas famílias que não poderiam arcar com os custos de construção do modelo original. Nesta nova versão, as fossas utilizam materiais de baixo custo, como tambores plásticos em substituição às caixas d'água, o que garante fácil instalação e baixo custo (MORAES, *et al.* 2013).

Consta que o sistema da Fossa Séptica Econômica foi desenvolvido pela Prefeitura de Pindamonhangaba, no estado de São Paulo, e teve início no ano de 2007. O objetivo do programa de saneamento foi atender a demanda de tratamento de esgoto em regiões que possuíam baixa renda e resolver o problema do esgotamento sanitário nessas localidades, uma vez que a população utilizava fossas rudimentares que ficavam saturadas e causavam problemas ambientais. A Prefeitura de Caratinga, Minas Gerais, baseou-se nesta experiência e adaptou o sistema para a implementação no município. Em 2011 obteve o financiamento do Banco do Brasil e Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social (BNDES) para o desenvolvimento de Tecnologias Sociais, onde adquiriu verba para a construção de 300 FSE na cidade (PREFEITURA MUNICIPAL DE CARATINGA, 2014).

O incentivo à aplicação de Tecnologias Sociais é um fator que contribui para a universalização do saneamento básico. Segundo Lassance Jr (2004) e Dagnino (2009), essas tecnologias se adaptam à realidade local, onde o foco é a inclusão social e a resolução de problemas específicos em cada contexto, de tal maneira que os principais favorecidos são os trabalhadores e pequenos proprietários. A difusão dessa tecnologia é possível a partir da intensa participação das comunidades afetadas, que devem buscar soluções para os seus problemas e propagar as experiências acumuladas.

Neste contexto está inserida a FSE, que, originalmente, consiste no tratamento anaeróbio realizado em três tambores de 250 L com tampa rosqueada, semienterrados em sequência com um pequeno desnível entre eles, para que o efluente sofra ação da gravidade ao se transportar de um recipiente para o outro a partir de tubos de 100 mm. Segundo Costa (2013), três tambores são utilizados para uma família de cinco pessoas, e a cada dois novos membros deve ser adicionado mais um tambor.

Os processos envolvidos no tratamento são sedimentação e biodigestão parcial. Os primeiros tambores, onde a degradação biológica é mais intensa, possui saída de alguns gases formados durante o processo. Assim como o tanque séptico, normalmente é necessário realizar um tratamento complementar do efluente final, comumente realizado por sumidouros ou valas de infiltração. Devido às dimensões reduzidas, a limpeza do sistema deve ser realizada em um menor período de tempo, uma vez que o lodo precisa ser retirado para que sua aglomeração não comprometa a eficiência do tratamento (COSTA, 2013).

O Núcleo de Estudos em Agroecologia e Permacultura de Lavras (NEAP/DEG) utilizou a configuração da FSE como sistema de decantação para o tratamento de dejetos suínos. O NEAP aplicou a tecnologia para pequenas suinoculturas de até cinco matrizes, onde os dejetos sólidos eram tratados por compostagem, e a fração líquida, composta por urina, água de bebedouro, lavagens das baias e restos de ração, era canalizada para os tonéis enterrados (GOMES e TAVARES, 2011).

O sistema FSE possui algumas características essenciais, tais como baixo custo, possibilidade de participação da comunidade, minimização dos riscos de contaminação do solo e dos recursos hídricos e facilidade de instalação. Para garantia do bom funcionamento, não se deve jogar quaisquer resíduos sólidos, como absorvente, cabelo ou papel higiênico, e os tambores devem ser vedados com silicone, uma vez que o processo é anaeróbico e qualquer infiltração de oxigênio pode alterar o funcionamento (CARDOSO, 2017).

4 MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido nas dependências do Laboratório de Resíduos da Indústria Florestal, localizado no Campus da Universidade Federal de Viçosa (UFV), em Viçosa, Minas Gerais. O trabalho compreendeu a construção, operação e o monitoramento de um sistema Fossa Séptica Econômica experimental (FSEe) para o tratamento de efluentes provenientes do vaso sanitário do referido laboratório. As análises físico-químicas dos efluentes foram realizadas no Laboratório de Resíduos da Indústria Florestal e no Laboratório de Engenharia Sanitária e Ambiental (LESA) da UFV.

4.1 Concepção do sistema de Fossa Séptica Econômica

O sistema de Fossa Séptica Econômica experimental (FSEe) foi construído com quatro unidades de tratamento (câmaras) em série, constituídas de tambores de polietileno de 250 litros, interligados por tubos de PVC, diâmetro 75 mm, com distância de 34 cm entre um tambor e outro. O sistema FSEe foi montado apoiado no terreno, de tal forma que os tambores ficaram expostos às variações das condições climáticas. O efluente proveniente apenas do vaso sanitário (água preta) do laboratório Resíduos da Indústria Florestal foi destinado ao sistema FSEe a partir de uma tubulação de PVC, diâmetro 100 mm, com declividade de 1%.

O volume útil foi de aproximadamente 200 litros em cada tambor. A diferença entre o volume útil e o total (250 L) se deu devido à configuração dos tubos para a passagem do efluente de uma câmara para outra, que seguiu a recomendações da NBR 7229 (ABNT, 1993) para

construção de tanque séptico. Para que se respeitasse a configuração estabelecida pela Norma, na entrada do efluente os tambores foram perfurados a 10 cm de distância vertical da extremidade superior, e na saída a tubulação foi inserida a 15 cm dessa extremidade, com exceção do primeiro tambor em que a saída foi perfurada a 17,5 cm devido à diferença do diâmetro das tubulações desta câmara. Para distribuição do efluente dentro das câmaras foi introduzido um joelho de PVC de 90°, na entrada e na saída, conectados às tubulações, cujo comprimento se estabelecia como 1/3 da profundidade útil de cada tambor como exemplificado na Figura 3.

Na primeira e segunda câmara, onde esperava-se que a atividade microbiana fosse mais intensa, foram instalados suspiros em tubo de PVC, diâmetro 20 mm, com um tampão perfurado na extremidade superior, encaixados com flange nas tampas dos tambores. Esse suspiro foi adicionado ao sistema para garantir que alguns gases produzidos durante a biodegradação não fossem acumulados dentro dos reatores.

FIGURA 3 - Detalhe da configuração de entrada e saída da tubulação dentro das câmaras

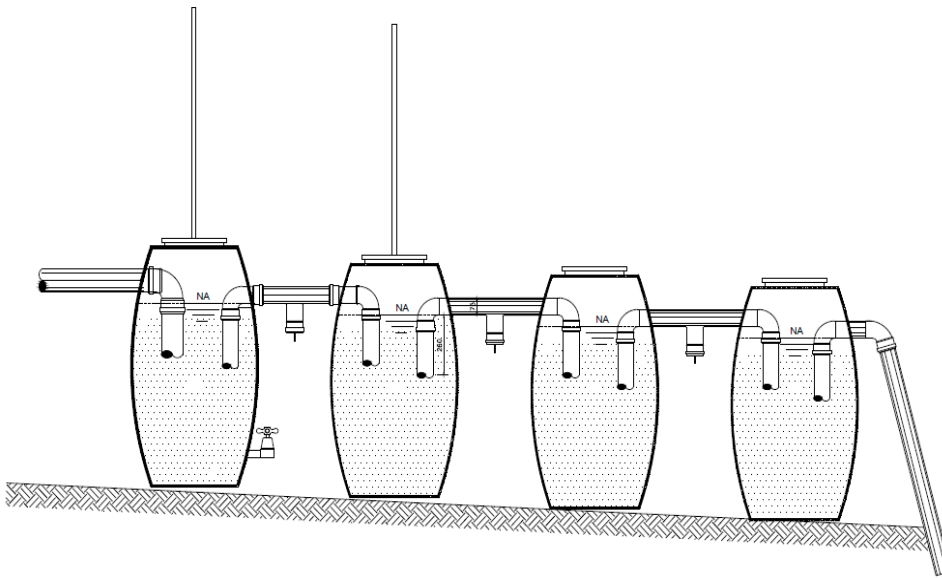


Na primeira câmara foi instalado um registro de abertura 20 mm, acoplado por flange, a 13 cm do fundo da câmara para amostrar o líquido da primeira unidade, considerado como afluente ao sistema. Este mesmo ponto de coleta foi utilizado para acompanhar a eventual formação de lodo após um determinado período de operação. A amostragem dos efluentes em todas as câmaras foi realizada nas tubulações que interligam as mesmas por meio de conexão tipo Tê (conectados às reduções até o diâmetro adequado dos registros de 20 mm).

Na última câmara, quarta unidade, a amostra do efluente foi coletada na saída da tubulação de 75 mm, antes do lançamento do efluente em rede pública de coleta esgoto sanitário. O projeto do sistema FSE experimental (FSEe), com as medidas específicas de cada

câmara e das tubulações externas e internas, está disponível no ANEXO A. O desenho esquemático, destacando o perfil hidráulico do sistema, e a FSEe instalada no local do experimento são apresentados na Figura 4.

FIGURA 4 - Perfil hidráulico e instalação do sistema FSEe



4.2 Monitoramento do sistema FSEe

O sistema FSEe iniciou o seu funcionamento no dia 20 de agosto de 2018. Em 12 de setembro de 2018, a última câmara foi totalmente preenchida com efluente, o que contabilizou um volume útil total do sistema de aproximadamente 800 litros e um tempo de detenção de 22 dias.

O monitoramento do sistema compreendeu a determinação das vazões afluentes, temperatura ambiente, coleta e análises físico-químicas dos efluentes de cada câmara durante o período de setembro à novembro de 2018 e de fevereiro à abril de 2019, correspondendo a aproximadamente sete meses de operação.

4.2.1 Determinação de vazão afluente

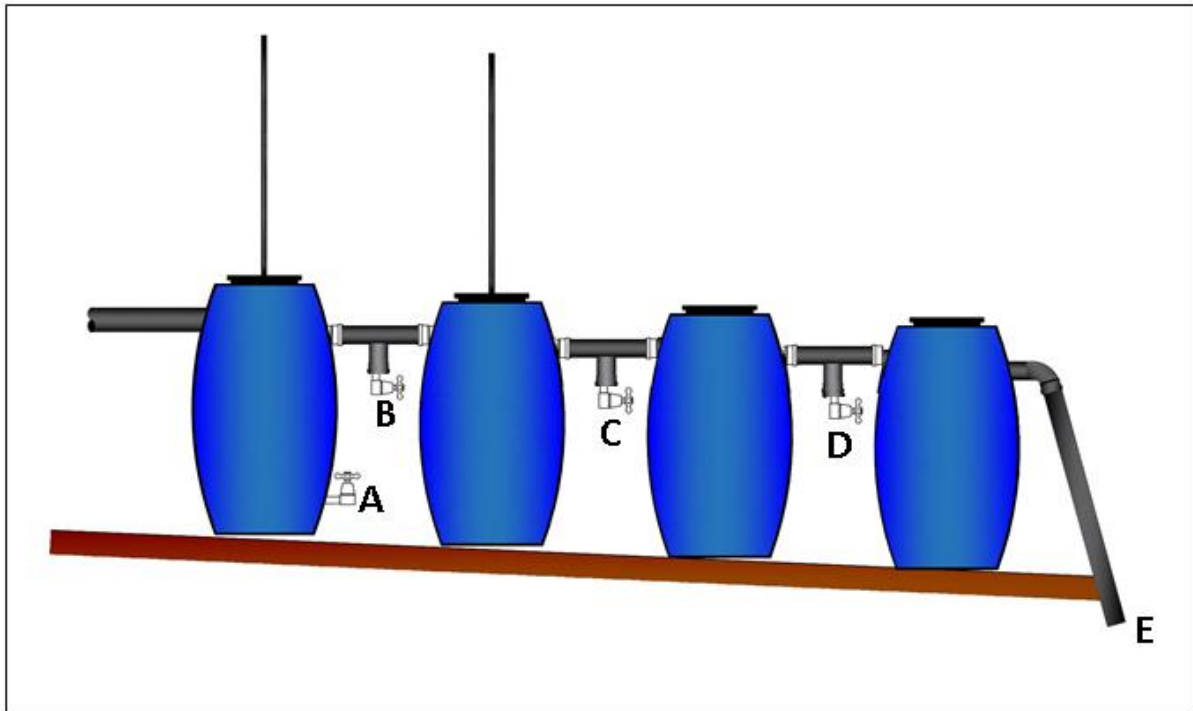
A vazão afluente ao sistema FSEe foi associada ao volume diário do uso do vaso sanitário no local do experimento, controlado por meio do registro do acionamento da válvula de descarga no vaso sanitário pelos usuários (ANEXO B). Por não ser possível a medida direta da vazão despejada em cada acionamento, optou-se pela inserção de um galão de 50 litros após a última câmara para quantificar o volume gerado de efluente. Estabeleceu-se, assim, uma relação entre o volume de efluente gerado por descarga no vaso sanitário.

4.2.2 Amostragem de efluentes das câmaras

A amostragem de efluentes das câmaras foi realizada em cinco pontos, a saber: ponto A, localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo; ponto B, localizado no tubo entre a primeira e a segunda câmara; ponto C, localizado no tubo entre a segunda e terceira câmara; ponto D, localizado no tubo entre a terceira e a quarta câmara, e o ponto E correspondente à saída do efluente do sistema, após o tratamento pelas quatro câmaras (Figura 5).

As coletas de amostras para caracterização dos efluentes foram realizadas de acordo com as análises programadas, cujo volume variou de 20 mL a 600 mL, a depender das análises que seriam realizadas.

FIGURA 5 - Pontos de coleta para amostragem do efluente no sistema FSEe.



NOTA: Ponto A: registro localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo. Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara. Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara. Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara. Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento.

4.2.3 Análises de caracterização dos efluentes

Em relação às análises, de segunda a sexta feira eram realizadas pelo menos três medições de temperatura e potencial hidrogeniônico (pH); as análises de demanda química de oxigênio (DQO) eram realizadas de uma a duas vezes por semana, enquanto a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a série de sólidos uma vez por semana ou a cada quinze dias, dependendo da utilização do vaso sanitário e associado ao tempo de detenção do efluente. Na Tabela 2 apresenta-se o método utilizado para a determinação de cada parâmetro, de acordo com os procedimentos descritos no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA/AWWA/WEF, 2012).

As medições de temperatura foram realizadas a partir do termômetro acoplado ao aparelho multiparâmetro (marca AKSO®, modelo AK88) em um único momento, ou seja, não representava a variação ao longo do dia. Além disso, as análises semanais não foram realizadas no mesmo horário e os dados da temperatura ambiente foram extraídos do sítio online do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e correspondem ao mesmo horário das coletas. A análise de pH seguiu o mesmo procedimento adotado para a análise da temperatura, inclusive com o mesmo aparelho multiparâmetro.

TABELA 2 - Métodos utilizados para as análises

Parâmetro	Unidade	Método (SMEWW) ^a
Temperatura	°C	2550 B
pH	-	4500-H ⁺ B
DQO	mg.l ⁻¹	5220 D
DBO	mg.l ⁻¹	5210 B
Sólidos Totais (ST) e Voláteis (STV)	mg.l ⁻¹	2540 B e 2540 B
Sólidos Suspensos Totais (SST) e Voláteis (SSV)	mg.l ⁻¹	2540 D e 2540 E

^a SMEEWW: Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012)

As análises foram realizadas de acordo com metodologia específica e todas, incluindo temperatura e pH, foram realizadas logo após a coleta das amostras, sendo dispensável a refrigeração das mesmas.

Os resultados do monitoramento do sistema são apresentados em forma de gráficos comparativos, elaborados com auxílio dos softwares Microsoft Excel® e Origin versão 8.1.

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados analisados durante os sete meses de operação compreendem quantificação de vazão afluyente, análises físico-químicas e eficiência em cada câmara. Além disso, o efluente final teve sua adequação comparada ao padrão de lançamento estabelecido pela legislação vigente em Minas Gerais, a COPAM/CERH 01/2008 e à legislação nacional, a Resolução CONAMA 430/2011.

Após os meses de monitoramento, a fim de se realizar um estudo hidrodinâmico e avaliar a configuração das tubulações adotadas no sistema, foram inseridos dois tipos de soluções traçadoras. Os resultados destes testes hidrodinâmicos foram inconclusivos, uma vez que houve baixa recuperação dos traçadores e interferências diretas na execução dos testes, como adsorção nos sólidos e decantação da solução, por isso os resultados foram inseridos como informações complementares no ANEXO C.

5.1 Quantificação da vazão afluyente ao sistema FSEe

A partir da quantificação do número de descargas do vaso sanitário pelos usuários e da variação do volume diário do efluente tratado, determinou-se uma média de cinco descargas por dia e um consumo médio de 7,35 L/descarga, o que totaliza uma vazão afluyente de 36,75 L/dia. Este valor reflete um dos maiores usos de água no local, uma vez que não existem outros

dispositivos comumente encontrados em residências, tais como máquina de lavar ou chuveiro. O resultado do volume de cada acionamento segue a faixa estipulada por Rebouças *et al.* (2007), cujo volume de descarga convencional varia de 6,0 a 12,0 litros.

5.2 Caracterização do sistema FSSE a partir de análises físico-químicas

5.2.1 Variação da Temperatura

Os gráficos A e B da Figura 6 representam a variação da temperatura, nas unidades do sistema e no ambiente, e a amplitude dos resultados em cada ponto de amostragem, respectivamente.

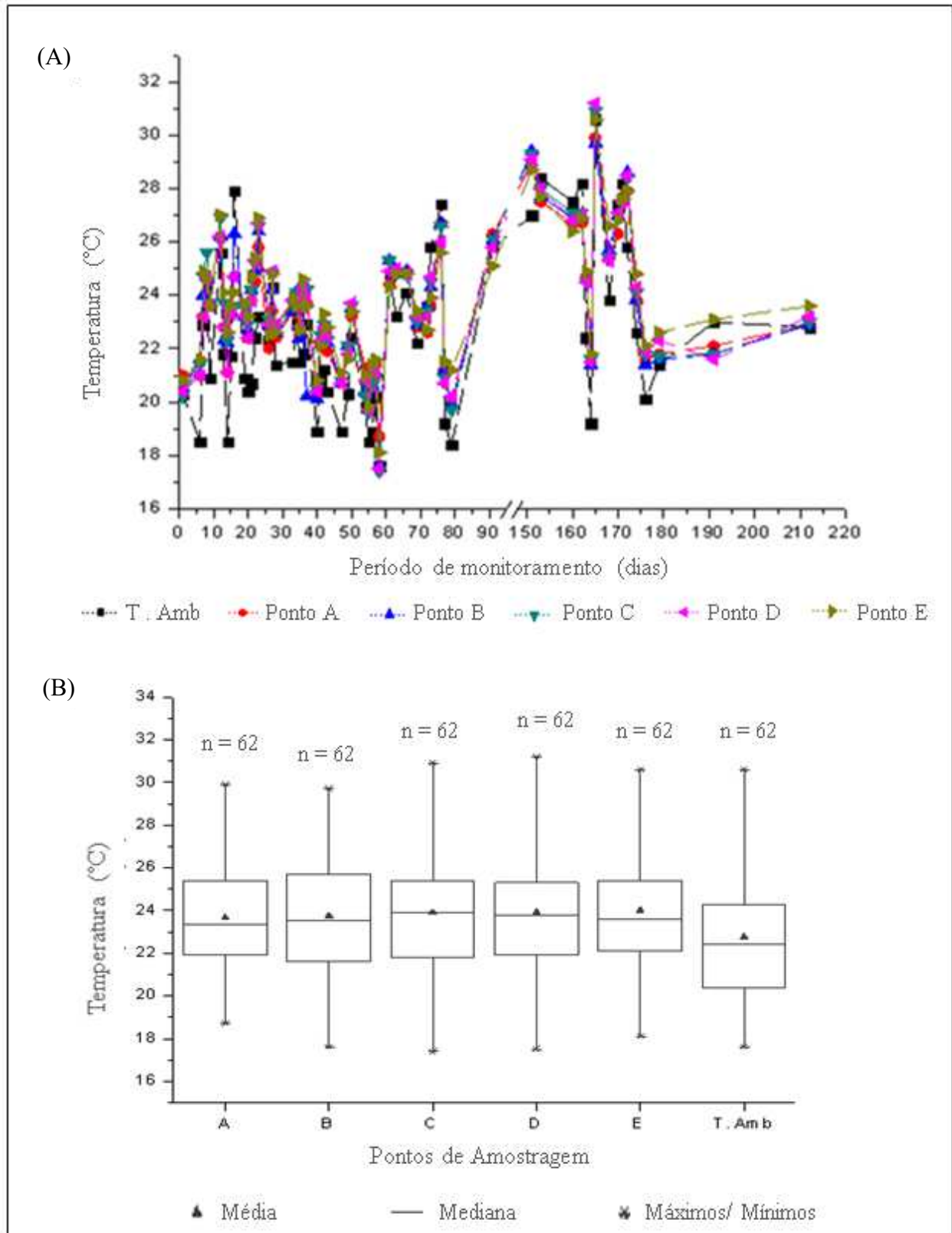
As oscilações de temperatura ao longo do tempo de monitoramento do sistema FSSE seguiram as variações da temperatura ambiente em todos os pontos, mas em momentos onde a temperatura ambiente se estabelecia em valores mais altos ou mais baixos, a temperatura do líquido no interior das câmaras se manteve mais estável.

De maneira geral, a temperatura se manteve na faixa mesófila, compreendida entre 20,0°C e 40,0°C, comumente utilizada para digestores anaeróbios, e poucos foram os valores que ficaram abaixo de 20,0°C. Segundo Metcalf e Eddy (2016), a oscilação térmica não é vantajosa para o sistema de tratamento biológico porque proporciona uma variação da velocidade de utilização do substrato pelos microrganismos, sendo assim, a manutenção da temperatura mais uniforme é um fator importante.

Em relação ao comportamento nos pontos de coleta, as temperaturas variaram de 17,4 °C a 31,2 °C, com médias entre 23,6 °C a 23,9 °C. A temperatura ambiente, por sua vez, variou de 17,6 °C a 30,6 °C e as amplitudes das medidas foram similares.

Segundo Galindo *et al.* (2010), as temperaturas no interior das fossas sépticas biodigestoras modelo EMBRAPA, tratando esgotos provenientes do vaso sanitário, oscilaram entre 20,0°C e 30,0°C, a depender do local de instalação e da época do ano. O autor ainda enfatiza que as bactérias mesofílicas vivem bem em temperaturas acima dos 15,0°C, apresentando maior atividade em temperaturas entre 30,0°C e 37,0°C. Além disso, menciona que a temperatura do sistema é basicamente a do ambiente, uma vez que a biodigestão anaeróbia gera pouco calor.

FIGURA 6 - Variação da temperatura (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos



NOTA: T. Amb: temperatura ambiente no momento da coleta. Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo. Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara. Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara. Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara. Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento.

5.2.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

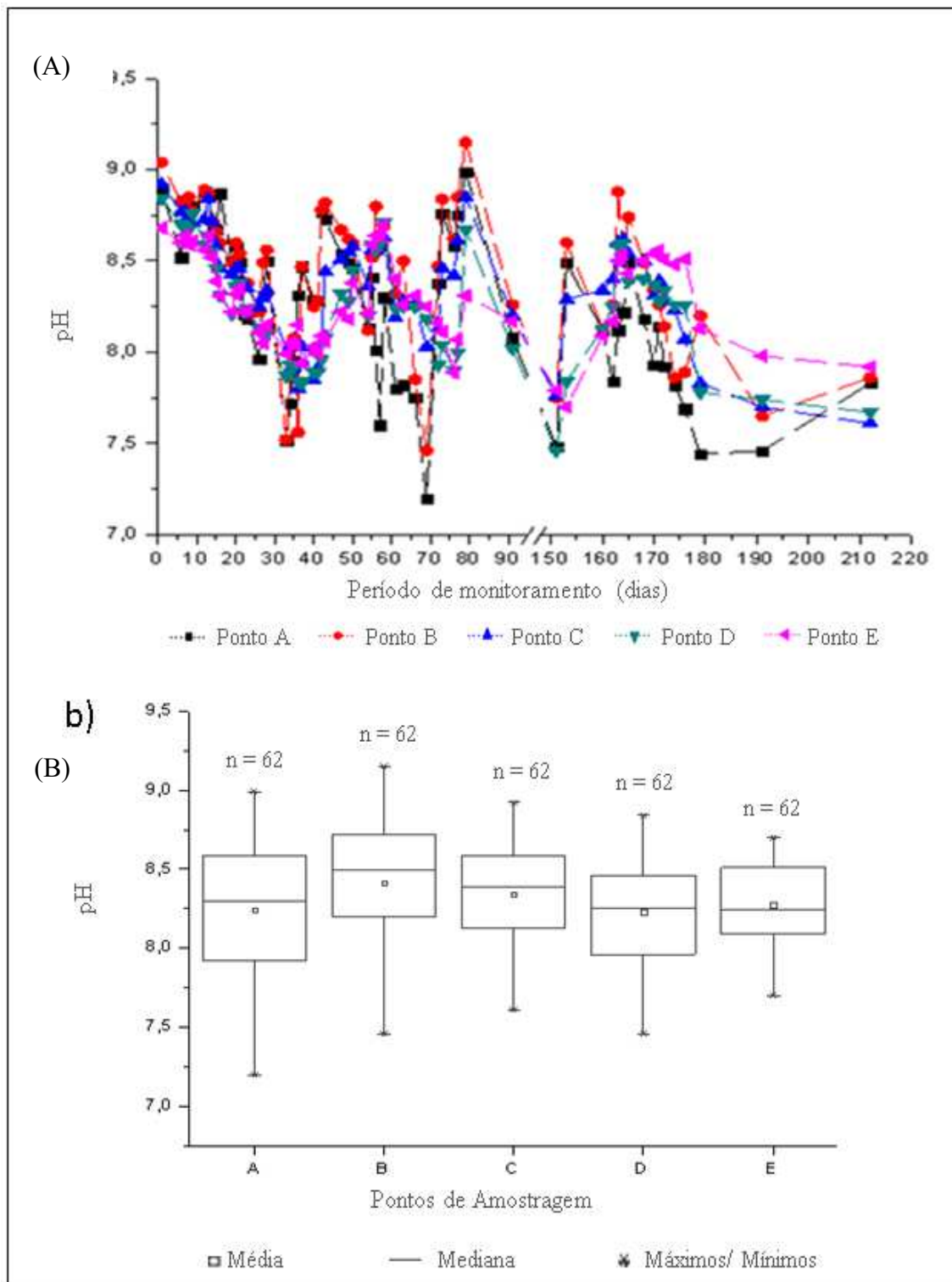
O pH, assim como a temperatura, é um fator determinante para o processo de degradação anaeróbia, e o pH ótimo depende do tipo de organismo envolvido no processo e do tipo de substrato utilizado (CHERNICHARO, 2016).

No decorrer do experimento o pH sofreu oscilações (7,2 a 9,2), reduzindo nos primeiros trinta dias de monitoramento em todos os pontos (Figura 7). Os pontos A e B, localizados na primeira câmara, sofreram maiores variações, o que é compreensível porque as características do esgoto afluyente foram muito variáveis. Por sua vez, o efluente final se manteve com valores mais estáveis de pH (7,7 a 8,7). Segundo Campos (1999), o pH ideal para processos anaeróbios deve se enquadrar na faixa entre 6,5 e 7,5. Chernicharo (2016) afirma que valores abaixo de 6,0 e acima de 8,3 devem ser evitados, uma vez que as archeas metanogênicas são mais sensíveis às oscilações de pH.

Pereira *et al.* (2018) encontraram valores na faixa de 7,4 a 8,2 ao tratar águas do vaso sanitário a partir de uma fossa biodigestora modelo EMBRAPA, que foram parecidos com os encontrados por Freitas (2015) utilizando o mesmo tratamento, que variou entre 7,4 e 8,6. Silva *et al.* (2007) explicam que o caráter alcalino do efluente é devido à presença da degradação das proteínas e ureia em meio anaeróbio, processo que gera amônia, que em meio aquoso é convertida para hidróxido de amônio.

As médias dos valores de pH em todas as unidades se mantiveram entre 8,2 e 8,4, determinando uma pequena variação entre as médias dos pontos de amostragem. Pires (2012) realizou o monitoramento de um Tanque de Evapotranspiração (TEvap) no tratamento de águas pretas e verificou que o afluyente apresentou maior acidez, uma vez que as médias dos valores do pH na entrada do sistema se estabeleceram entre 5,8 e 6,2. Essa diferença entre os trabalhos pode ser explicada pelas particularidades dos experimentos, uma vez que o TEvap estava localizado em uma residência e neste trabalho o sistema de tratamento foi implementado para tratar águas pretas de um laboratório da Universidade, onde o uso é menos frequente e, possivelmente, a carga orgânica foi mais baixa, de tal forma que o afluyente se tornou mais diluído.

FIGURA 7 - Variação do pH (A) em cada câmara ao longo do tempo
(B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos

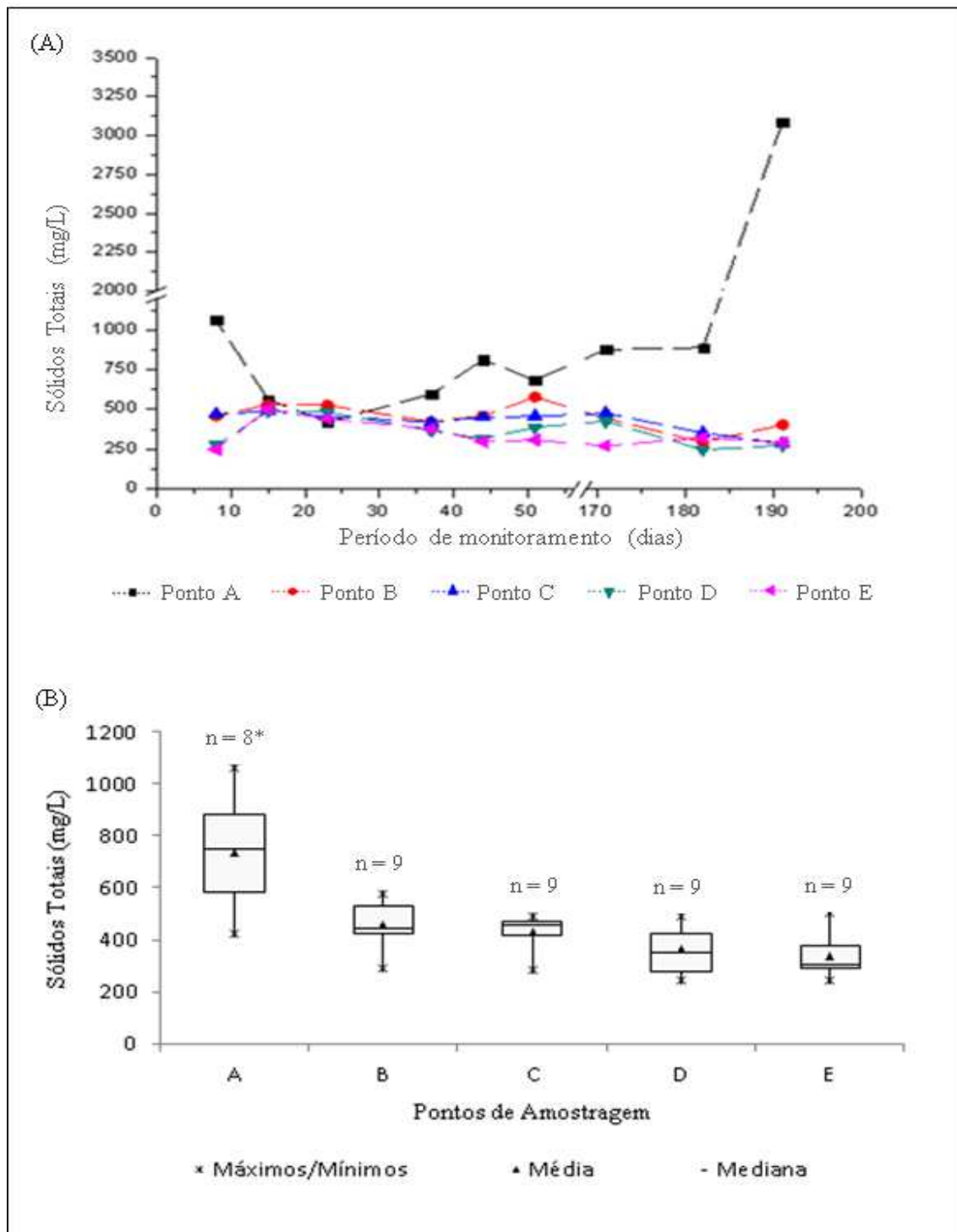


NOTA: Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo. Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara. Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara. Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara. Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento.

5.2.2 Sólidos Totais e Sólidos Suspensos

A Figura 8 determina a variação do teor de sólidos totais ao longo do tempo e a amplitude dos dados encontrados, respectivamente.

FIGURA 8 – Variação dos Sólidos Totais (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos



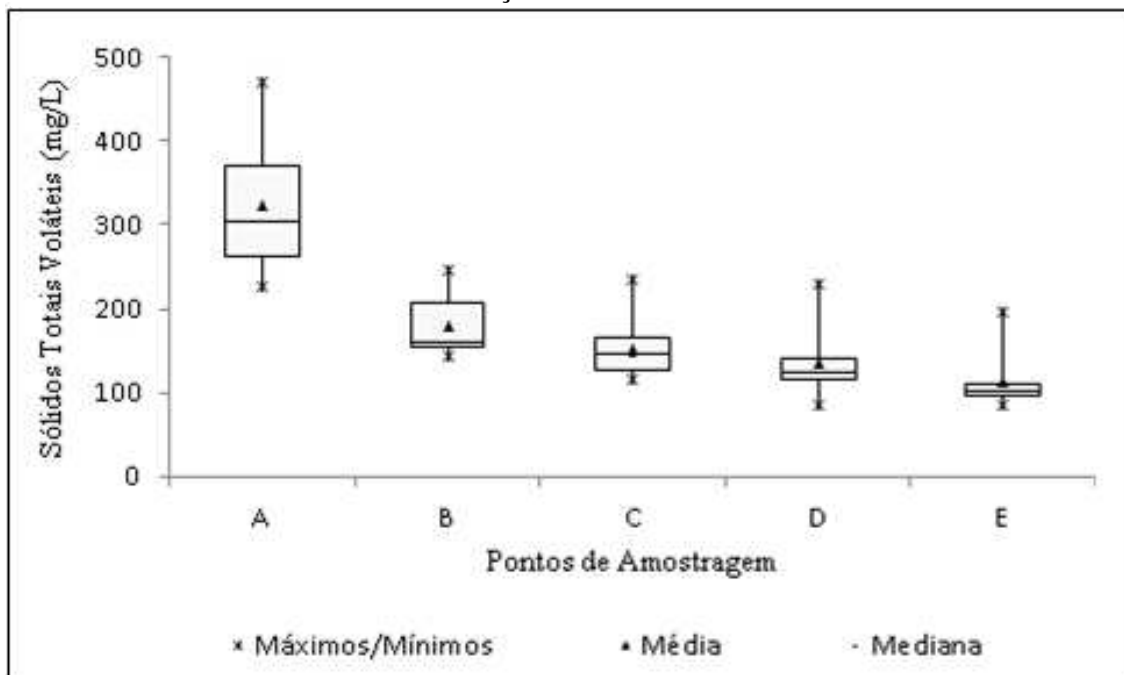
NOTA: Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo; Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara; Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara; Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara; Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento; * gráfico elaborado desconsiderando a última análise.

Observa-se um aumento considerável de sólidos totais (3000 mg/L) no Ponto A a partir do sexto mês de monitoramento. Este fato pode ser um indicativo de que, a partir deste momento, o lodo da primeira unidade alcançou a altura do registro de coleta, localizado a aproximadamente 13 cm do fundo do reator. Diante disso, para o cálculo da média e amplitudes não foram considerados os valores máximos dos parâmetros, obtidos na última análise, uma vez que o ponto A é associado ao afluente do sistema, e não ao lodo formado.

Os valores dos sólidos totais foram mais altos somente no primeiro ponto, enquanto nos demais houve uma similaridade na distribuição dos resultados, quando analisados os valores das médias e dos máximos e mínimos. O sistema FSEe obteve uma eficiência média na remoção de ST de 65,0 %, resultado similar ao encontrado por Postigo *et al.* (2017), de 69,0 %, ao analisarem uma fossa séptica de baixo custo com a mesma configuração da utilizada nesta pesquisa.

A Figura 9 apresenta a variação dos sólidos totais voláteis (STV) em todos os pontos de amostragem, com os valores de máximos/mínimos, médias e medianas.

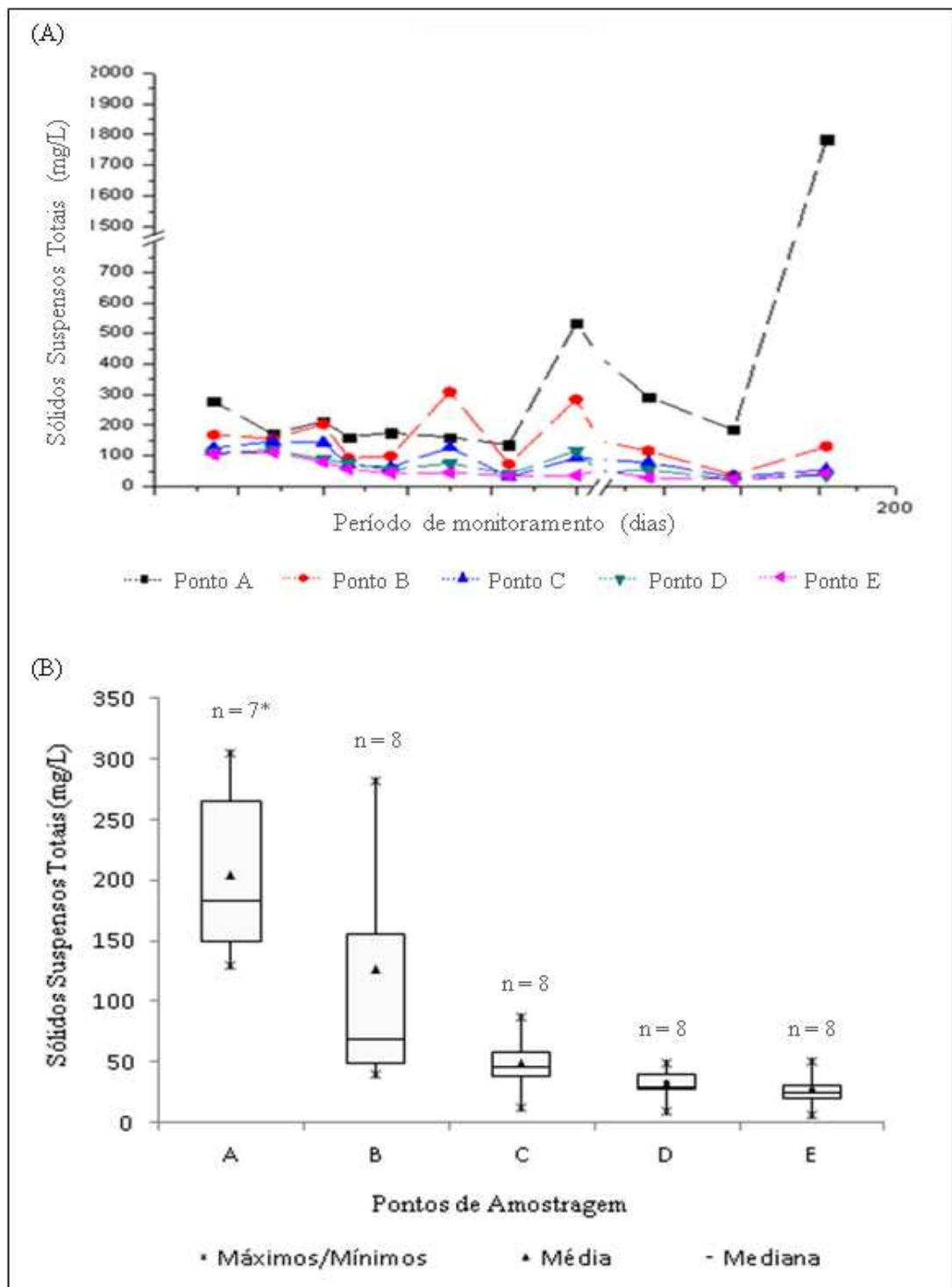
FIGURA 9 – Variação dos Sólidos Totais Voláteis



Há uma relação decrescente nos valores de STV, observados tanto nas médias e medianas quanto nos máximos e mínimos, sendo possível notar que nos dois últimos pontos de coleta, pontos D e E, os valores foram similares. Na primeira câmara os valores de STV se estabeleciam como 50,0 % dos ST, enquanto nas outras esta proporção se manteve entre 30,0 e 40,0 %.

O gráfico da Figura 10 retrata a presença dos sólidos suspensos totais (SST) ao longo do período de monitoramento e a amplitude em cada ponto de coleta do sistema FSEe, com destaque para os valores extremos, média e mediana.

FIGURA 10 - Variação dos sólidos suspensos (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos



NOTA: Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo; Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara; Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara; Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara; Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento; * gráfico elaborado desconsiderando a última análise.

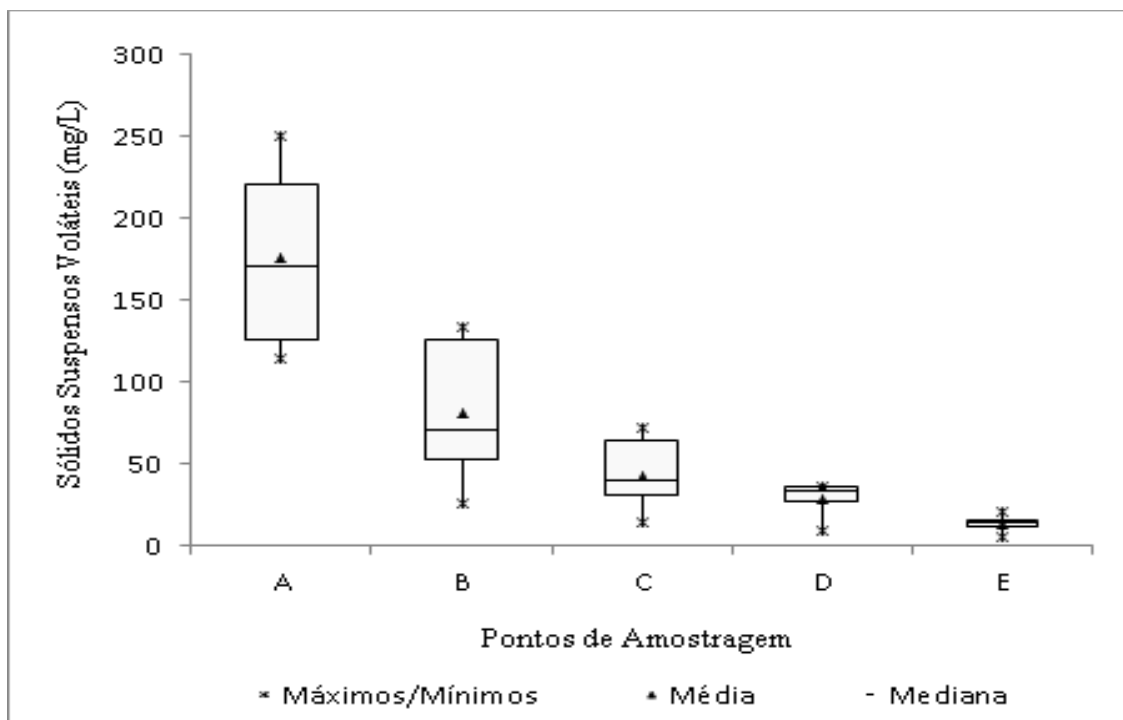
Os valores de SST seguiram o comportamento dos ST, e decresceram com o tratamento. É possível notar o mesmo comportamento dos gráficos no ponto A, quando os sólidos suspensos também aumentaram consideravelmente a partir do sexto mês de monitoramento.

A partir das análises dos resultados acima é possível observar que a maior parte dos sólidos presentes no efluente são sólidos dissolvidos, uma vez que os valores de sólidos suspensos foram baixos quando comparados ao teor de sólidos totais.

Segundo Jönsson *et al.* (2005) e Almqvist *et al.* (2007), o percentual de sólidos suspensos na urina correspondem à menos de 10,0 % dos sólidos totais. Este fato possivelmente explica a característica do efluente gerado, uma vez que a contribuição com urina foi superior à contribuição com fezes, portanto, há um aporte muito maior de sólidos dissolvidos.

A Figura 11 apresenta a variação dos sólidos suspensos voláteis (SSV) em todos os pontos de amostragem, com os valores de máximos/mínimos, médias e medianas.

FIGURA 11 - Variação dos Sólidos Suspensos Voláteis

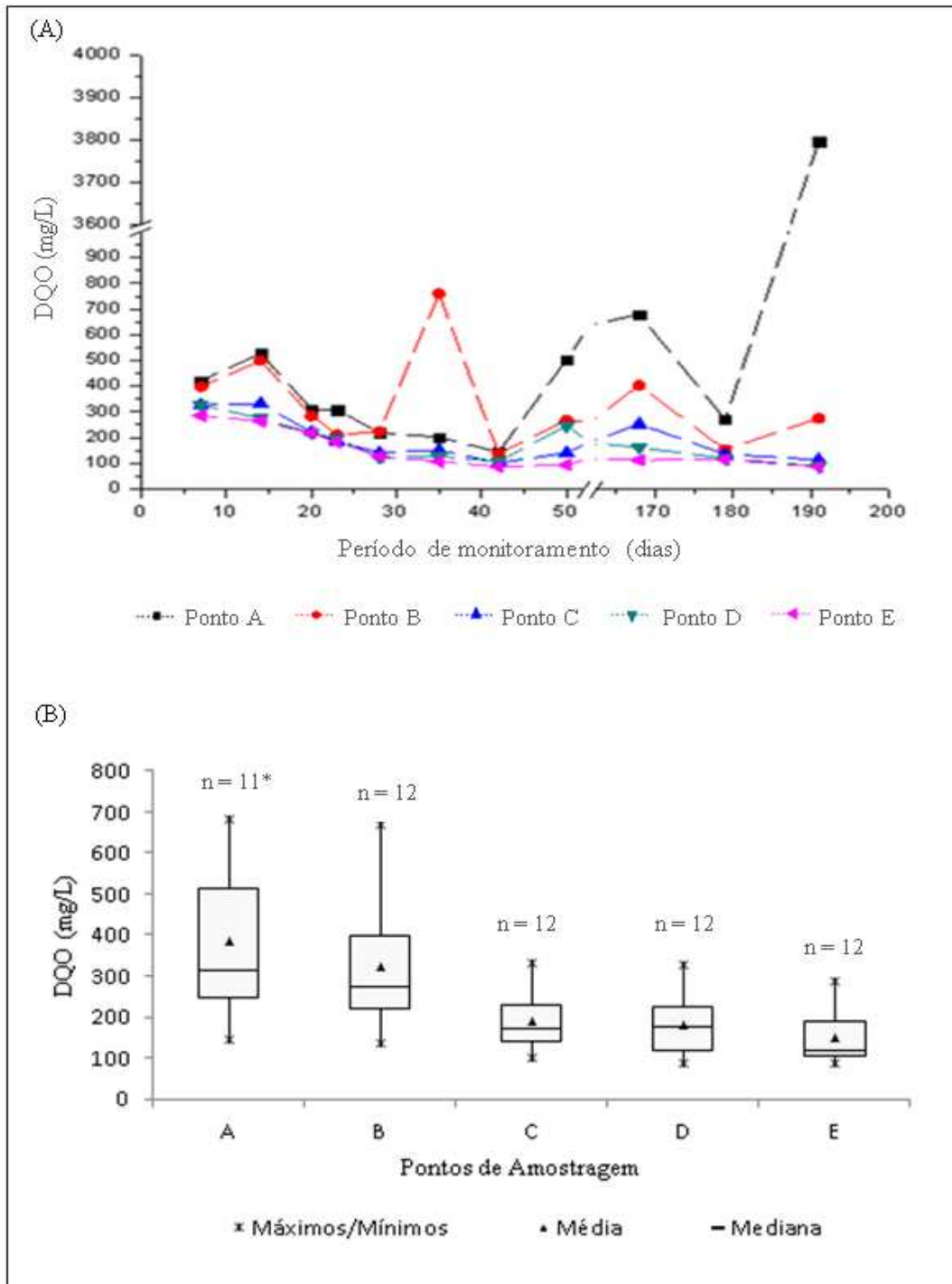


O percentual de sólidos suspensos voláteis (SSV) diminuiu ao longo do tratamento, o que enfatiza que houve degradação da fração orgânica do efluente. No sistema FSEe, os percentuais de SSV foram de aproximadamente 80,0 % na primeira câmara (pontos A e B), que reduziu para 58,0 % na segunda e terceira unidade (pontos C e D) e, ao final, ponto E, foi de 33,0 %.

5.2.4 Demanda Química de Oxigênio (DQO)

A Figura 12 apresenta as variações dos valores de DQO no decorrer do período de monitoramento e os valores mínimos, máximos, a média e a mediana das análises.

FIGURA 12 - Variação da DQO (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos



NOTA: Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo; Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara; Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara; Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara; Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento; * gráfico elaborado desconsiderando a última análise.

Os valores que mais variaram foram os do ponto A, afluente ao sistema, e os valores do ponto E se mantiveram mais estáveis. Assim como aconteceu com os sólidos, após o sexto mês de operação a DQO elevou consideravelmente e alcançou o valor de 3798 mg/L, o máximo obtido para o sistema.

Segundo Jordão e Pessoa (2011), os efluentes domésticos que consideram todo o esgoto de uma residência possuem valores de DQO na faixa de 200 a 800 mg/L. Apesar do efluente deste trabalho ser proveniente apenas do vaso sanitário, o valor médio do ponto de entrada (384 mg/L), o ponto A, se estabeleceu dentro da faixa estipulada pelos autores.

Peres (2010) encontrou DQO afluente de 1296 mg/L, valor próximo do obtido por Freitas (2015), que foi de 1633 mg/L. Ambos os trabalhos trataram águas pretas residenciais a partir de fossas biodigestoras modelo EMBRAPA. As diferenças significativas entre os valores encontrados neste estudo e os demais autores podem ser justificadas pela constância de utilização do vaso sanitário no laboratório, restringindo mais à urinação que à defecação.

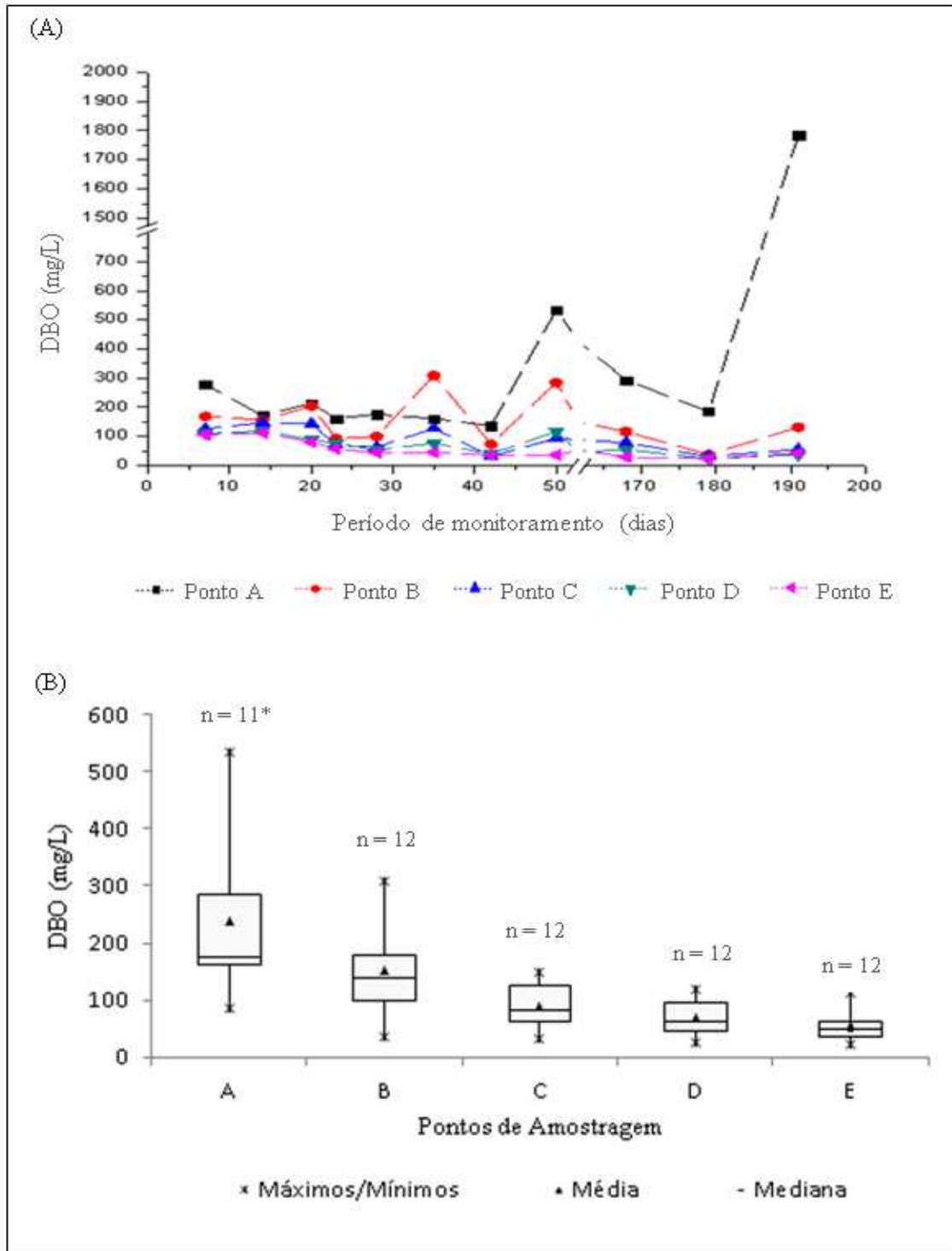
Além disso, a localização do ponto A pode ter influenciado a análise, uma vez que o ponto de coleta localiza-se na primeira unidade, onde possivelmente o afluente pode ter passado por decantação e degradação parcial da matéria orgânica. Galbiati (2009) utilizou um Tanque de Evapotranspiração para tratar águas pretas e no ponto de coleta dentro da câmara encontrou uma média de 723 mg/L de DQO, abaixo dos valores obtidos por outros autores e ainda assim consideravelmente mais alto que a média obtida no sistema de FSE avaliado neste trabalho.

Metcalf e Eddy (2016) determinam que as águas residuárias são classificadas como “baixa” carga orgânica quando a DQO se aproxima de 250 mg/L, enquanto a classificação “alta” é obtida para valores próximos de 1000 mg/L. Dessa forma, o afluente pode ser considerado intermediário (384 mg/L), enquanto o efluente final é tido como água residuária de baixa carga (161 mg/L).

5.2.5 Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)

A Figura 13 apresenta os valores de DBO no decorrer do período de monitoramento e a amplitude das amostras analisadas.

FIGURA 13 - Valores de DBO (A) em cada câmara ao longo do tempo (B) em cada câmara destacando a média e os valores extremos



NOTA: Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo; Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara; Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara; Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara; Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento; * gráfico elaborado desconsiderando o valor da última análise.

A DBO, assim como a série de sólidos e a DQO, aumentou consideravelmente após o sexto mês de monitoramento. A análise em conjunto destes valores reforça a hipótese inicial de

que o lodo gerado possivelmente alcançou o ponto de amostragem, ponto A, localizado a 13 cm do fundo da primeira câmara.

A partir da análise da DBO é possível concluir que os valores foram abaixo dos encontrados por outros trabalhos que analisaram a DBO de águas pretas. Freitas (2015) encontrou 1366 mg/L de DBO no afluente da fossa biodigestora modelo EMBRAPA, enquanto Pires (2012) encontrou 2902 mg/L e 3522 mg/L nos afluentes do TEvap.

Os valores deste trabalho, tanto de DQO quanto de DBO afluentes aos sistemas, foram mais próximos aos encontrados por Galbiati (2009), que relatou uma média de DBO de 360 mg/L para o afluente do TEvap. Este fato evidencia que a localização do ponto influenciou os resultados, uma vez que, tanto neste trabalho quanto no executado pela autora, os valores foram abaixo dos encontrados por outros autores que coletaram o afluente antes da entrada do sistema.

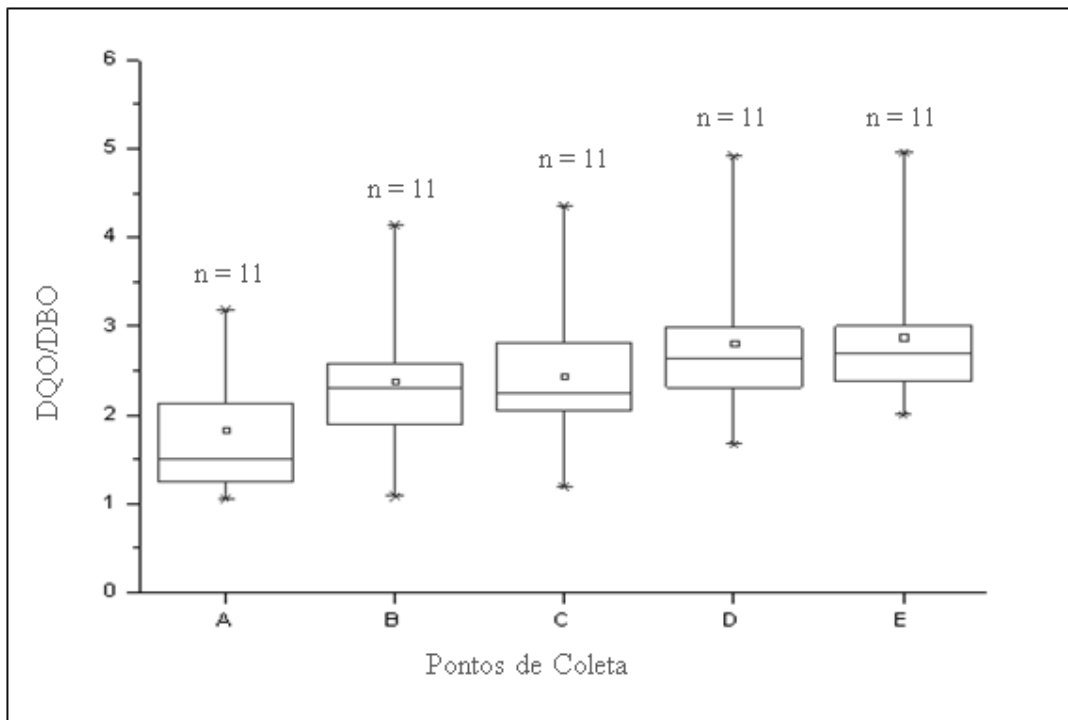
Em relação aos esgotos domésticos, levando em consideração a contribuição de todos os efluentes de uma residência, Von Sperling (2014) caracteriza que a faixa de DBO encontra-se entre 250 mg/L e 400 mg/L, com valor típico de 300 mg/L. Espera-se que a concentração de matéria orgânica das águas pretas seja superior àquelas obtidas para efluentes domésticos com contribuição total. No entanto, neste trabalho, a média das águas pretas se estabeleceu em 240 mg/L, abaixo da faixa estipulada para efluentes domésticos com contribuição total. Este fato reforça a hipótese de grande diluição dos efluentes produzidos e a frequente utilização do vaso sanitário para urina, que, segundo Meinzinger e Oldenburg (2009), possui valores de DBO muito abaixo daqueles observados para excretas humanas

5.2.6 Relação DQO/DBO

A Figura 14 apresenta a relação DQO/DBO no decorrer do tratamento, com valores máximos, mínimos e as médias encontradas em cada ponto de amostragem, ou seja, dos pontos A, B, C, D e E localizados nas quatro unidades do sistema FSEe.

O aumento observado nos valores da relação DQO/DBO no decorrer do tratamento demonstra que o efluente está sendo tratado biologicamente. Segundo Von Sperling (2014), a tendência é que de fato haja essa elevação, uma vez que a fração biodegradável é reduzida e a fração inerte praticamente não se altera. O autor ainda afirma que, quanto maior a eficiência do tratamento na degradação da matéria orgânica, maior esta relação, que pode chegar a 4,0 ou 5,0.

FIGURA 14 - Relação DQO/DBO das unidades individuais



NOTA: Ponto A: localizado na primeira câmara, a 13 cm do fundo; Ponto B: entre a primeira e a segunda câmara; Ponto C: entre a segunda e a terceira câmara; Ponto D: entre a terceira e a quarta câmara; Ponto E: saída do efluente, depois do tratamento.

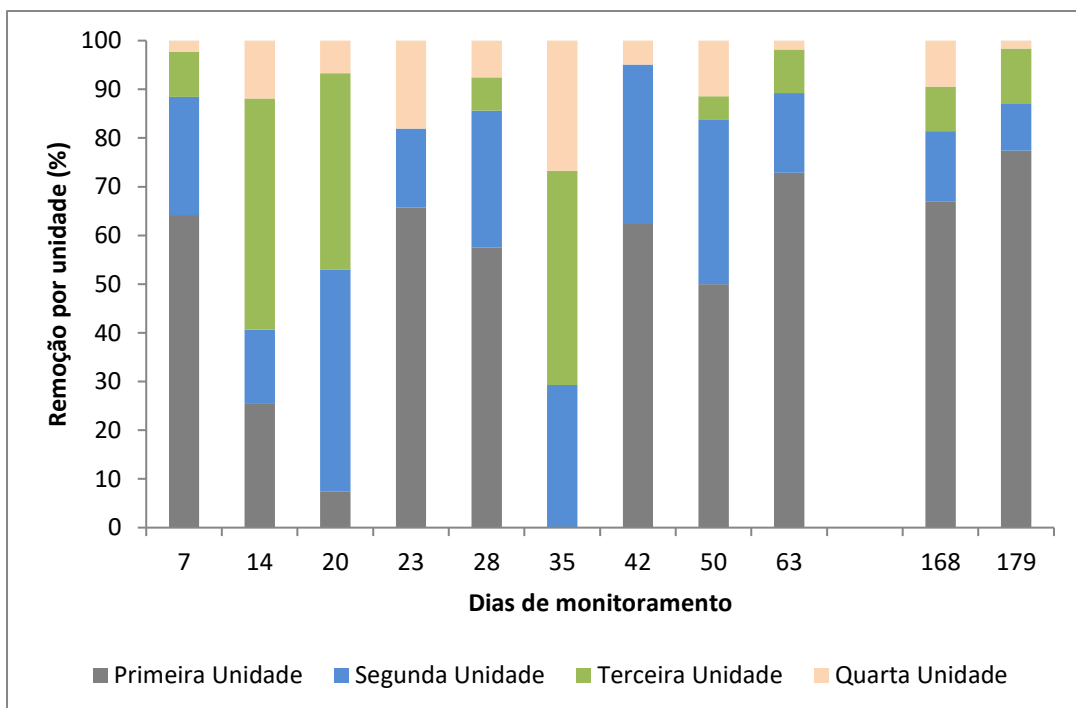
Este comportamento é observado nos dados deste trabalho, onde no ponto A a relação DQO/DBO se estabelece com uma média de 1,8, e no ponto E o valor se consolida como 2,9. Além disso, é possível notar as diferenças entre os valores mínimos e máximos, que no ponto A são 1,0 e 3,2 e no ponto E se consolidam como 2,0 e 5,0, respectivamente.

Segundo Von Sperling (2014), para os esgotos domésticos a relação DQO/DBO varia em torno de 1,7 a 2,4, e, ao se comparar o sistema em estudo, tem-se que os valores médios nos pontos A, B e C, afluentes às três primeiras unidades do sistema, se apresentam dentro desta faixa, ainda que sejam efluentes provenientes apenas do vaso sanitário. Estes pontos classificam-se como “baixa relação DQO/DBO”, onde é possível tratar biologicamente o efluente.

5.2.7 Remoção da DBO considerando as unidades individuais

A Figura 15 indica a influência de cada unidade na remoção de DBO. Para determinação da remoção relativa a cada unidade (câmara), foi considerada a diferença dos valores de DBO de entrada e saída do sistema FSEe, em cada análise ao longo do período de monitoramento, como 100,0%, e a partir deste percentual de remoção foi obtida a fração que cada unidade do sistema removia em relação ao valor total. Casos em que valores de concentração de DBO do ponto de coleta seguinte foram iguais ou maiores ao anterior, o valor da remoção foi considerado como nulo, uma vez que se fosse considerado o valor real a porcentagem de remoção seria negativa, o que torna impraticável a análise comparativa.

FIGURA 15 - Remoção da DBO em cada unidade individual



A partir da análise da Figura 15, é possível observar que a primeira unidade foi responsável por remover grande parte da DBO do sistema FSEe, cerca de 60,0 %, fato que pode ser explicado pelo processo de sedimentação do material na primeira câmara e, possivelmente, pela maior atividade biológica neste local. Somente nos dias 14 e 20 houve maior percentual de remoção na terceira e segunda unidade, e no 35º dia o valor de DBO na saída da segunda câmara

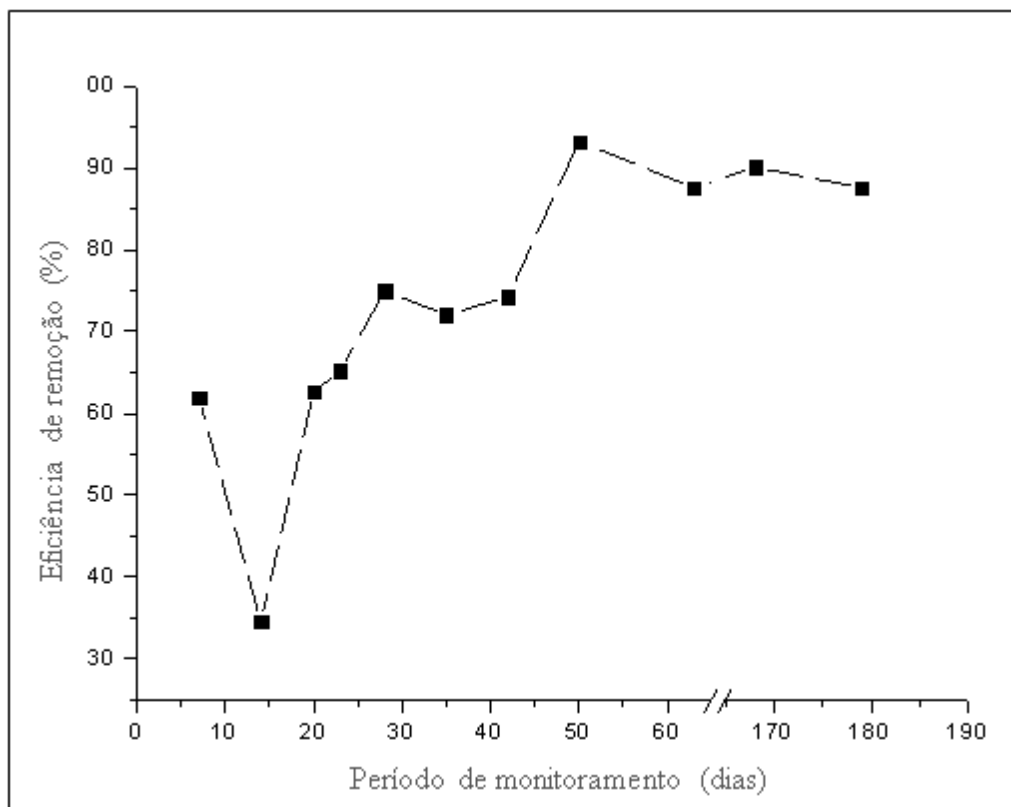
foi maior que àquela observado no ponto A, então foi considerada uma remoção nula na primeira unidade³.

Na maioria das análises, o efluente da quarta e última unidade apresentou baixos valores de remoção de DBO, entre 4,0 e 18%, possivelmente por não possuir muita matéria suscetível ao processo de biodegradação.

5.2.8 Eficiência de remoção de DBO no sistema FSEe

As eficiências da remoção em termos de DBO, considerando o sistema operando com as quatro unidades (câmaras), a partir dos valores obtidos nos pontos A e E, entrada e saída do sistema, são apresentados na Figura 16.

FIGURA 16 – Eficiência da remoção de DBO do sistema FSEe



A eficiência de remoção de DBO no sistema FSEe, durante o período de monitoramento, aumentou de 62,0 para 88,0 %, com exceção da análise do 14º dia, quando o sistema se encontrava em início de operação e os valores da eficiência foram discrepantes nas duas primeiras amostragens. No 14º dia a DBO do efluente final teve valor 112 mg/L, valor similar ao encontrado no efluente da análise do 7º dia, de 106 mg/L.

³ Nesta amostragem possivelmente a amostra foi imprópria para a análise, uma vez que, além da DBO, os valores de DQO e de sólidos também ficaram mais elevados e foram desconsiderados para análises de eficiência.

O que aparentemente causou a diminuição da eficiência foram os valores de DBO afluente ao sistema, que se diferiram nos dois pontos. Na primeira amostragem, no 7º dia de monitoramento, este valor foi de 279 mg/L, e no 14º dia foi de 171 mg/L. Como eficiência de remoção de DBO está diretamente relacionada ao valor de entrada no sistema, este parâmetro sofreu redução percentual.

Com exceção do período mencionado anteriormente, todas as campanhas de amostragem apresentaram eficiências de remoção de DBO superiores a 60%, chegando até 90%. Após o 50º dia de monitoramento, correspondente à setenta dias de operação, o efluente final apresentou uma tendência à estabilização, com valores acima de 85% de remoção. Estes valores demonstram que o sistema estudado, com quatro unidades, é eficaz para reduzir consideravelmente a fração biodegradável do efluente e, neste caso, atender à normativa.

5.3 Lançamento de Efluentes

Segundo a normativa COPAM/CERH 01/2008 e Resolução CONAMA 430/2011, os efluentes de qualquer fonte poluidora, incluindo sistemas de esgotamento sanitário, somente poderão ser lançados diretamente nos corpos receptores após o devido tratamento, e desde que obedeam às condições, padrões e exigências dispostos nestas e em outras normas aplicáveis. Dentre estes parâmetros estão o pH entre 5,0 e 9,0, a temperatura abaixo de 40 °C, a DQO abaixo de 180 mg/L e a DBO abaixo de 60 mg/L na normativa COPAM/CERH 01/2008 e abaixo de 120 mg/L na Resolução CONAMA 430/2011 . Neste experimento, somente a variação de pH e de temperatura se estabeleceram, em todas as unidades, dentro dos limites permitidos.

A Figura 17 retrata os valores do efluente de lançamento de DBO considerando a análise das quatro unidades individualmente, enquanto a Tabela 3 apresenta a porcentagem dos resultados que se enquadram aos padrões de lançamento das Legislações analisadas.

FIGURA 17 - Lançamento de DBO relacionado ao número de unidades do sistema

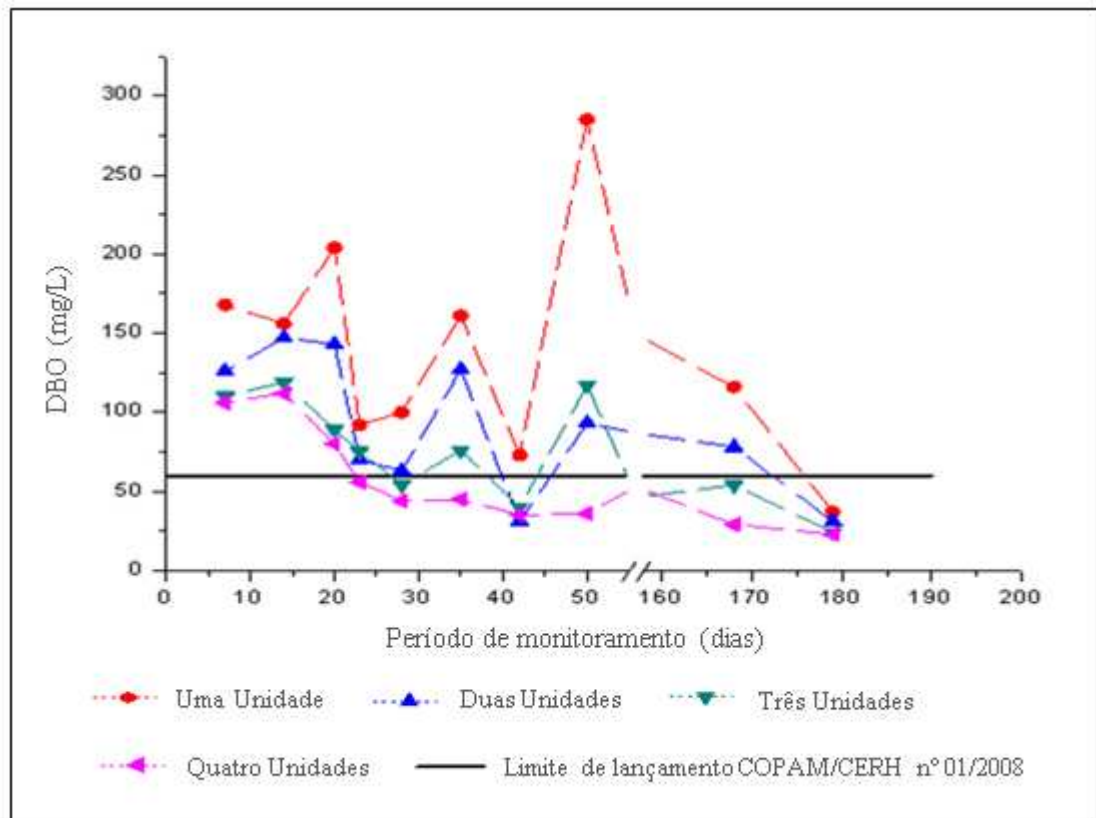


TABELA 3 - Porcentagem de análises de DBO que se enquadram aos padrões de lançamento em corpo receptor de acordo com as legislações

Quantidade de câmaras	COPAM/CERH 01/2008		CONAMA 430/2011
	DBO até 60 mg/L	Redução em DBO em no mínimo 60%	DBO até 120 mg/L
Uma Unidade	8,0%	32,0%	42,0%
Duas Unidades	34,0%	50,0%	68,0%
Três Unidades	50,0%	82,0%	92,0%
Quatro Unidades	68,0%	100,0%	100,0%

Pode-se observar que no início do experimento, até o 25º dia de monitoramento aproximadamente, a remoção de DBO foi insatisfatória em todas as análises. A partir deste dia houve uma melhora na eficiência e, quando considerado o sistema composto pelas quatro unidades, o efluente final se enquadrou no limite de lançamento em todas as outras análises. Este fato pode estar relacionado ao início da atividade biológica, considerando que possivelmente os organismos se adaptaram ao meio e começaram a se desenvolver.

Os resultados obtidos no efluente de saída da primeira unidade demonstram que, mesmo a unidade sendo responsável por remover grande parte da matéria orgânica, aproximadamente 60% da DBO removida pelo sistema FSEe, os valores de DBO ainda são altos (na maioria das análises se estabelece acima de 150 mg/L) e sofreram oscilações sem qualquer tendência à estabilização.

No 179º dia, última campanha de coleta, os efluentes de todas as unidades do sistema FSEe se estabeleceram dentro do limite estabelecido pela legislação. Este episódio pode ser justificado pelos baixos valores observados no sistema FSEe desde a saída da primeira unidade, que se concretizou como 37 mg/L, sendo este o menor valor de DBO encontrado no afluente do sistema FSEe, amostrado no ponto A.

A análise da Tabela 3 estabelece que a utilização de quatro unidades garante o lançamento de um efluente mais estável, onde a maior parte dos valores de lançamento se enquadram às Legislações. Portanto, mesmo que em algumas análises fosse possível obter valores abaixo do limite permitido para o lançamento de DBO, a considerar principalmente a utilização de três unidades, a inconstância retratada pela variação dos valores com uma, duas ou três unidades torna o sistema menos confiável quando construído com menos de quatro câmaras.

A Figura 18 apresenta gráfico com os resultados obtidos no decorrer do período de monitoramento de DQO do efluente de lançamento, considerando os efluentes de cada unidade individual. Por sua vez, a Tabela 4 apresenta a porcentagem dos resultados que se enquadram aos padrões de lançamento das Legislações analisadas.

Em relação aos valores de DQO, as oscilações foram mais abruptas que às aquelas observadas para a DBO, principalmente quando analisado em relação ao efluente de saída da primeira câmara. Com duas unidades os valores foram melhores, mas ainda não atenderam ao padrão de lançamento, que foi alcançado em algumas análises entre o 25º e o 50º dia, mas após este período voltaram a ser acima de 180 mg/L.

A eficiência melhora a partir da adição de novas unidades, e a partir da terceira câmara o valor de lançamento se concretiza com melhores resultados. O sistema com três unidades opera com melhor eficiência e se enquadra dentro dos padrões na maioria das análises realizadas, considerando tanto o valor de lançamento abaixo de 180 mg/L quanto a redução de, no mínimo, 55% de DQO. É importante ressaltar que, para se utilizar a análise de eficiências de reduções percentuais dos parâmetros, deve-se garantir uma média anual igual ou superior a 70% para DBO e 65% para DQO, segundo a normativa COPAM/CERH 01/2008.

FIGURA 18 – Lançamento de DQO relacionado ao número de unidades do sistema

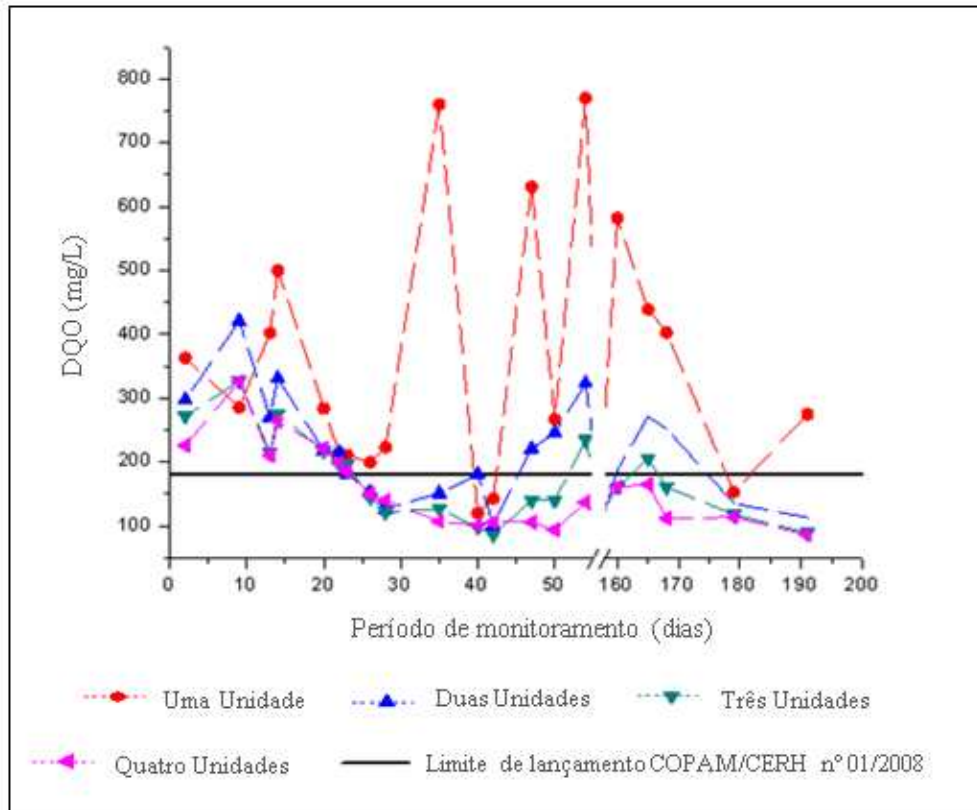


TABELA 4 - Porcentagem de análises de DQO que se enquadram aos padrões de lançamento em corpo receptor de acordo com as legislações

Quantidade de câmaras	COPAM/CERH 01/2008	
	DQO até 180 mg/L	Redução em DQO em no mínimo 55%
Uma Unidade	16,0%	88,0%
Duas Unidades	26,0%	100,0%
Três Unidades	65,0%	100,0%
Quatro Unidades	75,0%	100,0%

É possível notar que os valores de DQO são similares na saída da terceira e da quarta unidade, o que enfatiza que há pouca remoção de DQO na quarta unidade. Dessa forma pode-se concluir que, para a remoção da DQO, na maioria das análises realizadas, três câmaras são suficientes para garantir a tratabilidade do efluente.

Em algumas análises do sistema FSEe com duas ou três unidades os valores de DQO sofreram severas oscilações, ultrapassando o limite de lançamento de 180 mg/L, mas ainda assim mantiveram a eficiência de redução de DQO acima de 55%.

6 CONCLUSÕES

- A construção da Fossa Séptica Econômica demonstrou ser um processo simples, capaz de ser realizado sem a necessidade de mão de obra especializada. Durante o período de acompanhamento do sistema não foi observado qualquer problema operacional, sendo necessária a garantia da estanqueidade nas conexões de entrada e saída das unidades para reforçar a vedação inicial e evitar vazamentos.

- O afluente ao sistema FSEe, proveniente do vaso sanitário de um laboratório, demonstrou ser mais diluído que as demais águas pretas domésticas. Este fato possivelmente está associado ao uso do laboratório e ao ponto de coleta para as análises realizadas, uma vez que este não encontra-se antes do sistema, e sim no fundo da primeira câmara.

- No estudo em questão não houve modificação na eficiência do tratamento devido à exposição das variações de temperatura, que seguiram as oscilações da temperatura ambiente.

- O sistema FSEe, composto por quatro câmaras, teve na primeira unidade a maior parte da remoção da carga orgânica, seja devido ao processo de sedimentação do material ou pela maior atividade biológica no local. A quarta e última câmara, por sua vez, produziu um efluente mais estável em suas características físico-químicas, o que, na maioria das análises realizadas, atendeu aos padrões de lançamento dos efluentes.

- A estabilidade do efluente final e o seu comportamento adequado para o lançamento de efluentes em corpos hídricos só foi alcançado com as quatro unidades, considerando a análise geral de todos os parâmetros. Portanto, mesmo que em algumas análises fosse possível obter valores abaixo do limite permitido, a instabilidade retratada pela variação dos valores com uma, duas ou três unidades torna o sistema FSEe menos seguro quando construído com menos de quatro câmaras. É importante destacar que neste estudo não houve tratamento adicional após a FSEe, por isso o efluente do sistema necessitou de uma qualidade superior para se enquadrar diretamente nos padrões de lançamento.

- Os parâmetros de lançamento no corpo hídrico foram comparados à legislação estadual, mas a análise pode ser extensiva para a legislação nacional. É possível concluir que, em casos onde os parâmetros analisados atendiam aos limites estabelecidos pela COPAM/CERH 01/2008, estes também se encontravam nos limites permitidos pela CONAMA 430/2011, uma vez que a legislação do estado de Minas Gerais é mais restritiva.

- O sistema de FSE demonstrou ser eficiente para tratar biologicamente as águas pretas, e em caso de instalação em ambientes não residenciais, torna-se possível a aplicação do sistema sem um pós-tratamento.

7 RECOMENDAÇÕES

Para estudos futuros, recomenda-se:

- A análise do sistema FSE enterrado para que seja possível identificar se há alteração significativa na eficiência do tratamento devido às oscilações de temperatura quando o sistema encontra-se exposto.

- O estudo da hidrodinâmica, aplicando soluções traçadoras distintas, com diferentes configurações das tubulações no interior do sistema a fim de identificar a melhor disposição para evitar presença de zonas mortas e proporcionar o maior tempo de residência hidráulica.

- A aplicação de diferentes cargas orgânicas como afluente à FSE para relacionar o comportamento do sistema em situações extremas e distintas.

- O monitoramento da qualidade do lodo gerado e o tempo em que a camada formada começa a interferir na eficiência do tratamento.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

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

ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: Projeto, Construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ALMQVIST, H.; ANDERSSON, Å.; JENSEN, A.; JÖNSSON, H. Sammansättning och flöden på BDT-vatten, urin, fekalier och fast organiskt avfall i Gebers. **Rapport 2007:5**. Svenskt Vatten Utveckling. Suécia, 85 p.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Atlas esgotos: despolição de bacias hidrográficas**. Brasília: ANA, 2017. 88 p.

ANDRADE NETO, C. O. **Sistemas Simples para tratamento de esgotos sanitários: experiência brasileira**. Rio de Janeiro: ABES, 1997. 302 p.

APHA/AWWA/WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 21 ed. Washington: American Public Health Association, 2012 1082 p.

ATAÍDE, G. V. T. L.; MORAES, L. R. S.; BORJA, P. C. Autogestão em saneamento básico no Brasil: experiências e aprendizado. *In.*: Exposição de Experiências Municipais em Saneamento da Associação Nacional dos Serviços Municipais de Saneamento, 16., 2012. Maringá, PR. **Anais...** Brasília, DF: ASSEMAE, 2012. p. 1- 13.

BRASIL. **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007**. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Brasília, DF, jan. 2007.

BRASIL. Ministério da Economia. Plano Plurianual (PPA 2016-2019). **Relatório Anual de Avaliação**, Ano-Base 2018. Brasília, DF, 2018. 1019 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de Saneamento**. 4. ed. Brasília: Funasa, 2015. 642 p.

BRASIL. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Operação e manutenção de tanques sépticos-lodo: manual de boas práticas e disposição do lodo acumulado em filtros plantados com macrófitas e desinfecção por processo térmico**. Brasília: Funasa, 2014. 32 p.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos – 2017**. Brasília: SNS/MDR, 2019. 226 p.

CAMPOS, J. R. **Tratamento de esgotos sanitários por processos anaeróbios e disposição controlada no solo**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 1999. 464 p.

CARDOSO, I. P.; FRANCO, E. S.; SANTOS, C. J.; PINHEIRO, J. P. O. Manual de Instalação de Tanque Séptico Econômico: um sistema prático, econômico e eficiente. **Revista Vozes dos Vales**. Universidade Federal dos Vales, Teófilo Otoni, MG, n. 11, Ano VI, maio 2017.

CHERNICHARO, C. A. L. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2016. 211 p.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n° 430, de 13 de maio de 2011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n° 357, de 17 de maio de 2005. **Diário Oficial da União**, n° 92, pág. 89, Brasília, DF, maio de 2011.

COPAM. Conselho Estadual de Política Ambiental (Minas Gerais). Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH – MG n° 01, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado de Minas Gerais: Poder Executivo**, Belo Horizonte, MG, maio 2008.

COSTA, A. B. (Org.). **Tecnologia Social e Políticas Públicas**. São Paulo: Instituto Pólis; Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2013. 284 p.

COSTA, C. C.; GUILHOTO, J. J. M. Saneamento rural no Brasil: impacto da fossa séptica biodigestora. **Revista de Engenharia Sanitária Ambiental**. Edição Especial, p. 51 – 60, 2014.

DAGNINO, R. P. (Org.). **Tecnologia social: ferramenta para construir outra sociedade**. Campinas, SP: Instituto de Geociências da UNICAMP, 2009.

EMBRAPA – EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Tecnologia Social, Fossa Séptica Biodigestora. Saúde e Renda no Campo**. Brasília: Fundação Banco do Brasil, 2010. 32 p.

ERCOLE, L. A. S. **Sistema modular de gestão de águas residuárias Domiciliares: uma opção mais sustentável para a gestão de resíduos líquidos**. 2003. 192 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS, 2003.

ESCALANTE, E. R. Tanques sépticos. Conceptos teóricos base y aplicaciones. **Revista Tecnología em Marcha**, v. 18, n. 2 Especial, 2005.

FAUSTINO, A. S. **Estudos físico-químicos do efluente produzido por fossa séptica biodigestor e o impacto do seu uso no solo**. 2007. 121 f. Dissertação (Mestrado em Química), Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, SP, 2007.

FREITAS, G. A.; PEREIRA, M. A. B.; BESSA, N. G. F.; CARNEIRO, J. S. S.; CONCEIÇÃO, R. C. N.; CERQUEIRA, F. B. Eficiência do tratamento de fossa séptica biodigestora do Assentamento Rural Vale Verde, Gurupi – TO. *In.*: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 36.; Natal, RN. **Anais...** Natal, 2015.

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde. **Panorama do Saneamento Rural no Brasil**. Disponível em: <http://www.funasa.gov.br/panorama-do-saneamento-rural-no-brasil>. Acesso em: 22 de outubro de 2017.

GALBIATI, A. F. **Tratamento domiciliar de águas negras através de tanque de evapotranspiração**. 2009. 38 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais), Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, MS, 2009.

GALINDO, N.; SILVA, W. T. L.; NOVAES, A. P.; GODOY, L. A.; SOARES, M. T. S.; GALVANI, F. **Perguntas e respostas: fossa séptica biodigestora**. São Carlos, SP: Embrapa Instrumentação, 2010. 26 p.

GEENENS, D.; THOEYE, C. Cost-efficiency and performance of individual and small-scale treatment plants. **Water Science and Technology**, v. 41, n. 01, p. 21-28, 2000.

GOMES, G. A. S. ; TAVARES, G. **Tratamento de Dejetos Humanos e Suínos para Pequenas Propriedades Rurais: Eco Fossa e Tonéis de Decantação**. Núcleo de Estudos em Agroecologia e Permacultura, Lavras, 2011.

GONÇALVES, R. F. (Coord.). **Uso Racional da Água em Edificações**. Projeto PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006. 352 p.

GOVERNO DE MINAS. Saneamento Rural. Disponível em: <http://mg.gov.br/servico/saneamento-rural>. Acesso em 28 de outubro de 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Diretoria de pesquisas, coordenação de população e indicadores sociais. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico (PNSB)**, Rio de Janeiro: IBGE 2010.

JÖNSSON, H.; BAKY, A.; JEPSSON, U.; KÄRRMAN, E. Composition of urine, faeces, greywater and biowaste: for utilization in the URWARE model. *Urban Water*, **Report** 2005:6. Chalmers University of Technology, Gotemburgo, Suécia, 45 p.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **Tratamento de esgotos domésticos**. 6. ed. Rio de Janeiro: ABES, 2011. 491 p.

LASSANCE Jr., A. E. *et al.* **Tecnologia Social: uma estratégia de desenvolvimento**. Fundação Banco do Brasil – Rio de Janeiro, RJ. 2004. 216 p.

MARTINETTI, T. H. **Análise da sustentabilidade de sistemas locais de tratamento de efluentes sanitários para habitações unifamiliares**. 2015. 292 f. Tese (Doutorado em Engenharia Urbana), Universidade Federal de São Carlos: UFSCar, São Carlos, SP, 2015.

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

MEINZINGER, F.; OLDENBURG, M. Characteristics of source-separated household wastewater flows: a statistical assessment. **Water Science and Technology**, v. 59, n. 09, p. 1785-1791, 2009.

METCALF, F.; EDDY, H. P. **Tratamento de efluentes e recuperação de recursos**. 5. ed. Tradução: Ivanildo Hespanhol, José Carlos Mierzwa. Bookman, 2016. 1980 p.

MORAES, V.R.; CARNEIRO JR, J. J.; VALENTINI, C. M. A.; FARIA, R. A. P. G. Caracterização dos modelos de esgotamento sanitário na comunidade de São Gonçalo Beira Rio, Cuiabá, MT. **Revista Biodiversidade**, v.12, n.1., p. 60-73, 2013.

NUVOLARI, A. (Coord.). **Esgoto sanitário: coleta, transporte, tratamento e reuso agrícola**. 2. ed. São Paulo: Blucher. 2011. 565 p.

PANIKKAR, A.; SHRESTHA, S.; HACKNEY, P.A. A residential blackwater and municipal solid waste treatment – safety issues and risk management. *In.*: **ORBIT 2003**, Prathap, P., Murdoch University, Perth, Australia, p. 118 – 126, abr-mai 2003.

PARASKEVAS, P.A.; GIOKAS, D.L.; LEKKAS, T. D. Wastewater management in coastal urban areas: the case of Greece. **Water Science and Technology**, v. 46, n. 08, p. 177-186, 2002.

PEREIRA, M. A. B.; BESSA, N. G. F.; FREITAS, G. A.; ANTÔNIO, J. S. S.C.; SANTOS, C. M. Eficiência de fossa séptica biodigestora no tratamento de esgoto doméstico no assentamento Vale Verde, Tocantins. **Revista Tecnologia & Ciência Agropecuária**, João Pessoa, v.12, n.1, p.7-14, 2018.

PEREIRA, M. A. B.; DOTTO, M. C.; BESSA, N. G. F.; SILVA, M. G.; ERASMO, E. A. L. Produção e qualidade sanitária de alface adubada com efluente de fossa biodigestora. **Revista Brasileira de Tecnologia Aplicada nas Ciências Agrárias**, Guarapuava, PR, v.5, n.1, p. 115-130, 2012.

PERES, L. J. S.; HUSSAR, G. J. Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 7, n. 1, p. 20-36, 2010.

PHILIPPI, L. S. Saneamento descentralizado: instrumento para o desenvolvimento sustentável. *In.*: Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 9., 2000, Porto Seguro, BA. **Anais...** Porto Seguro: ABES, 2000. p 1833 – 1841.

PIRES, F. J. **Construção participativa de sistemas de tratamento de esgoto doméstico no Assentamento Rural Olga Benário-MG**. 2012. 118 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2012.

POSTIGO, M. D.; BRESSANE, A.; FRANCESCHINI, G.; CHAVES, M. R. M. ; LONGO, R. M. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental – Espírito Santo do Pinhal**, v. 14, n. 1, p. 26- 35, 2017.

POZZEBON, M.; FONTENELLE, I. A. Fostering the post-development debate: the Latin American concept of tecnologia social, **Third World Quarterly** v. 39, n. 09, p. 1750 – 1769, 2018.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CARATINGA. Secretaria Municipal de Agronegócios. **Saneamento Básico Rural - Programa Fossas Sépticas Econômicas e Quintais Agroecológicos**. 2014

REBÊLO, M. M. P. S. **Caracterização de águas cinzas e negras de origem residencial e análise da eficiência de reator anaeróbio com chicanas**. 2011. 113 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento), Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL, 2011.

REBOUÇAS, T. C.; BIANCHI, G.; WIGNER, P. L.; BAZZARELLA, B. B.; GONÇALVES, R. F. **Características físico-químicas e microbiológicas de diferentes tipos de águas residuárias de origem residencial**. In.: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, Belo Horizonte, 24, 2007. **Anais...** Minas Gerais: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2007.

SILVA, W. T. C. **Saneamento básico rural**. Brasília/DF: Embrapa, 2014. 68 p.

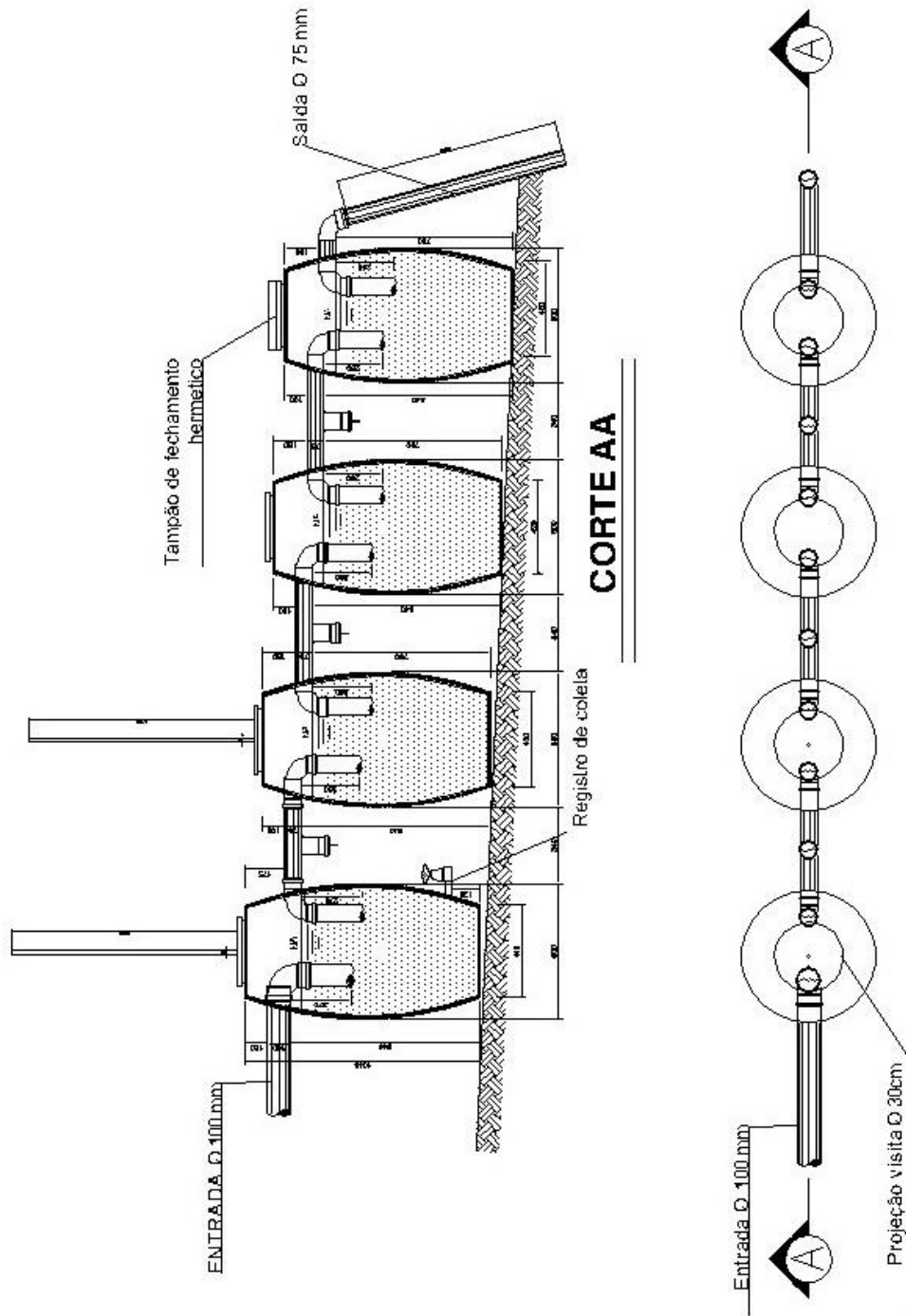
SILVA, W. T. L.; FAUSTINO, A. S.; NOVAES, A. P. **Eficiência do processo de biodigestão em Fossa Séptica Biodigestora inoculada com esterco de ovino**. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2007. 20 p.

SUNTTI, C.; MAGRI, M. E.; PHILIPPI, L. S. Filtros plantados com macrófitas de fluxo vertical aplicados na mineralização e desaguamento de lodo de tanque séptico. **Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 16, n. 1, p. 63-72, jan/mar 2011.

TONETTI, A. L.; BRASIL, A. L.; MADRID, F. J. P. L.; FIGUEIREDO, I. C. S.; SCHNEIDER, J.; CRUZ, L. M. O.; DUARTE, N. C.; FERNANDES, P. M.; COASACA, R. L.; GARCIA, R. S.; MAGALHAES, T. M. **Tratamento de esgotos domésticos em comunidades isoladas: referencial para a escolha de soluções**. 1. ed. Campinas: Biblioteca/Unicamp, 2018. E-book (153 p.). ISBN 978-85-85783-94-5. Disponível em: www.fec.unicamp.br/~saneamentorural/index.php/publicacoes/livro/ Acesso em: 13 de maio de 2019.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4. ed. Belo Horizonte: UFMG, 2014. 472 p.

ANEXO A – PLANTA BAIXA DO SISTEMA



**PLANTA BAIXA REATOR ANAERÓBIO COMPARTIMENTADO -
FOSSA SÉPTICA ECONOMICA**

ANEXO B – QUADRO PARA CONTROLE DE DESCARGAS

<p align="center">Por favor, marque com um risco no quadro abaixo todas as vezes em que você utilizar a descarga. Esse dado será utilizado como informação relevante em minha pesquisa.</p> <p align="center">Desde já agradeço a colaboração e ajuda.</p> <p align="right">Iany Cunha</p>		
01/nov	quinta	
02/nov	sexta	
03/nov	sábado	
04/nov	domingo	
05/nov	segunda	
06/nov	terça	
07/nov	quarta	
08/nov	quinta	
09/nov	sexta	
10/nov	sábado	
11/nov	domingo	
12/nov	segunda	
13/nov	terça	
14/nov	quarta	
15/nov	quinta	
16/nov	sexta	
17/nov	sábado	
18/nov	domingo	
19/nov	segunda	
20/nov	terça	
21/nov	quarta	
22/nov	quinta	
23/nov	sexta	
24/nov	sábado	
25/nov	domingo	
26/nov	segunda	
27/nov	terça	
28/nov	quarta	
29/nov	quinta	
30/nov	sexta	

ANEXO C – INFORMAÇÕES COMPLEMENTARES: Testes de estudo hidrodinâmico

Após os seis meses de monitoramento do sistema FSEe, foram inseridos traçadores na tentativa de estudar o comportamento hidrodinâmico das unidades (câmaras) e analisar se a configuração adotada nos experimentos, como profundidade e localização das tubulações, eram eficientes para distribuir o efluente e evitar a formação de zonas mortas e caminhos preferenciais. Além disso, pretendia-se estudar resultados como o tempo de detenção hidráulica real do efluente, calcular as eficiências volumétrica e hidráulica e encontrar o coeficiente de dispersão.

Procedimentos

Soluções traçadoras, compostas de determinada massa de traçador diluída em 7,35 L de água (correspondente ao volume de uma descarga de vaso sanitário, determinada neste trabalho), foram inseridas na tubulação de acesso à primeira câmara do sistema FSEe, seguindo a técnica de injeção em pulso. A localização adotada do ponto de injeção permitiu evitar interferências no percurso entre o vaso sanitário e a primeira câmara, de tal forma que se garantisse a inserção de toda solução no sistema FSEe.

- Teste com solução traçadora Rodamina B

Inicialmente foi adicionada a Rodamina B, traçador artificial e fluorescente, cuja leitura do componente foi realizada a partir de um espectrofotômetro no comprimento de onda de 554 nm. Foram realizadas três tentativas de estudo hidrodinâmico, e em cada uma foram utilizadas concentrações diferentes da Rodamina B, variando de 20 a 200 mg/L. Antes de realizar a leitura no espectrofotômetro, o efluente coletado era centrifugado, para que os sólidos presentes no efluente não interferissem nas leituras das absorbâncias.

Em todos os ensaios, a solução traçadora ficou aderida aos sólidos presentes no sistema FSEe, o que causou uma liberação lenta da Rodamina B, de tal forma que os valores encontrados não foram representativos e a recuperação do traçador não se estabeleceu como conclusiva para análise do comportamento hidrodinâmico.

- Teste com solução traçadora de NaCl

Em um segundo momento, a solução de cloreto de sódio (NaCl), traçador natural comumente utilizado para estudos hidrodinâmicos, foi adicionada ao sistema FSEe, na tentativa de que os resultados de recuperação deste traçador fossem melhores e mais conclusivos.

Em estudos preliminares foi estabelecida uma média dos valores da condutividade elétrica do efluente, que seria descontado do valor final da leitura realizada pelo condutivímetro. A partir destes valores de condutividade elétrica, seria possível estabelecer a correlação com a presença do NaCl e, então, identificar a concentração do traçador presente no meio para se obter os parâmetros hidrodinâmicos e a presença de zonas mortas no sistema FSEe.

Com NaCl, a solução traçadora foi identificada na saída da primeira unidade somente nas primeiras amostragens. Posteriormente, os valores de condutividade elétrica se igualaram àqueles observados nos testes preliminares para o efluente sem adição do sal, e estes resultados persistiram durante os dias seguintes do monitoramento. Neste momento, surgiu a hipótese de a solução traçadora ter ficado retida no fundo da unidade. Para verificar essa possibilidade, foram retiradas amostras do ponto A, dentro da primeira unidade e realizadas análises visuais e físico-químicas.

Após as coletas, o efluente foi adicionado a um béquer e deixado em repouso por um período de tempo, onde foi possível constatar a formação de uma mistura heterogênea, constituída pelo efluente/lodo na camada superior e a presença do líquido mais claro, possivelmente a solução traçadora. Concluiu-se então que a solução ficou mais densa que o efluente das câmaras, e devido à baixa vazão de entrada, não se estabeleceu um revolvimento adequado para que o traçador pudesse, a partir do fluxo ascendente, passar para a outra unidade.

Além disso, no momento em que se constatou que a solução traçadora ficou estagnada no fundo da primeira unidade, análises físico-químicas foram realizadas para caracterizar as amostras retiradas no ponto A. Nestas análises constatou-se que houve uma elevação excessiva dos valores dos parâmetros analisados, a destacar a DBO, DQO e sólidos, cujos valores aumentaram de trinta a quarenta vezes quando comparados aos resultados obtidos antes da inserção da solução traçadora.

Conclusões

Os traçadores inseridos, portanto, não foram adequados para o estudo em questão. Dentre as possibilidades para os resultados inconclusivos, destaca-se a baixa vazão de entrada do sistema FSEe aliada ao fluxo ascendente do efluente, fatores que possivelmente interferiram no percurso de passagem das soluções traçadoras. Além disso, a diferença de densidade entre a solução de cloreto de sódio e o efluente provocou a decantação da solução traçadora, o que impediu a sua liberação para avaliar a hidrodinâmica do sistema. Em relação à Rodamina B, a

sua aderência aos sólidos presentes no sistema FSEe provocou uma liberação lenta, o que inviabilizou o estudo hidrodinâmico.

ANEXO D – DADOS DE TEMPERATURA e pH

Dia	Temperatura (°C)						pH				
	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E	T. Amb	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
1	21,0	20,4	20,2	20,4	20,8	20,3	8,9	9,0	8,9	8,8	8,7
6	21,0	21,6	21,4	21,0	21,6	18,5	8,5	8,8	8,8	8,7	8,6
7	23,2	24,0	24,7	23,2	24,9	22,9	8,8	8,8	8,8	8,7	8,6
8	24,6	24,7	25,6	24,6	24,6	24,4	8,8	8,9	8,8	8,7	8,6
9	23,6	23,7	23,7	23,6	23,6	20,9	8,8	8,8	8,7	8,8	8,6
12	26,2	26,2	26,9	26,2	27,0	25,6	8,9	8,9	8,7	8,6	8,6
13	22,8	22,3	23,7	22,8	24,1	21,8	8,9	8,9	8,8	8,6	8,6
14	21,1	22,2	22,3	21,1	22,6	18,5	8,7	8,7	8,7	8,6	8,5
15	23,3	23,4	23,6	23,3	23,6	21,7	8,7	8,7	8,6	8,5	8,4
16	24,7	26,3	23,6	24,7	24,1	27,9	8,9	8,6	8,5	8,3	8,3
19	23,2	23,2	23,5	23,2	23,7	20,9	8,5	8,5	8,4	8,2	8,2
20	22,4	22,7	22,9	22,4	23,2	20,4	8,6	8,6	8,5	8,4	8,3
21	23,8	24,2	24,2	23,8	24,7	20,7	8,5	8,5	8,5	8,4	8,4
22	24,5	24,9	25,2	25,3	25,4	22,4	8,2	8,4	8,4	8,2	8,2
23	25,8	26,4	26,6	26,7	26,9	23,2	8,2	8,4	8,4	8,2	8,2
26	22,0	22,9	23,1	22,9	22,5	22,3	8,0	8,2	8,3	8,1	8,1
27	23,4	24,2	24,8	24,9	24,8	24,3	8,3	8,5	8,3	8,1	8,1
28	22,4	22,6	22,7	22,9	22,6	21,4	8,5	8,6	8,3	8,1	8,2
33	23,4	23,4	23,7	23,8	23,9	21,5	7,5	7,5	8,0	7,9	8,0
34	23,3	24,1	24,1	23,9	23,6	22,9	7,7	7,9	7,9	7,9	8,1
35	22,5	22,4	22,7	22,8	22,7	21,5	8,0	8,1	7,9	7,9	8,0
36	23,8	24,2	24,3	24,3	24,6	21,8	8,3	7,6	7,8	7,8	8,2
37	23,7	20,2	24,2	23,9	23,6	22,9	8,5	8,5	8,0	7,8	7,9
40	20,2	20,1	20,5	20,4	20,8	18,9	8,3	8,3	7,9	7,9	8,0
41	22,1	22,4	22,5	22,3	22,1	20,8	8,3	8,3	7,9	7,9	8,0
42	22,7	22,9	22,9	22,8	23,3	21,2	8,8	8,8	8,1	8,0	8,1
43	21,9	22,2	22,3	22,5	22,8	20,4	8,7	8,8	8,4	8,1	8,1
47	20,7	20,7	20,8	20,7	21,1	18,9	8,5	8,7	8,5	8,3	8,2
49	22,1	22,1	22,1	21,8	21,6	20,3	8,5	8,6	8,6	8,3	8,2
50	23,2	23,5	23,6	23,7	23,4	22,4	8,5	8,6	8,6	8,5	8,4
54	21,3	20,4	20,2	20,8	21,0	19,8	8,1	8,1	8,4	8,2	8,2
55	19,7	19,7	19,6	19,7	19,8	18,5	8,4	8,5	8,6	8,6	8,6
56	20,7	20,6	20,6	21,1	21,4	18,9	8,0	8,8	8,6	8,6	8,6
57	21,4	21,1	20,9	21,1	21,6	20,2	7,6	8,6	8,6	8,6	8,6
58	18,7	17,6	17,4	17,5	18,1	17,6	8,3	8,7	8,6	8,7	8,7
61	24,4	25,3	25,3	24,9	24,3	24,7	7,8	8,3	8,2	8,2	8,4
63	24,8	24,8	24,9	25,0	24,8	23,2	7,8	8,5	8,3	8,3	8,3
66	24,9	24,9	24,8	24,8	24,8	24,1	7,8	7,9	8,3	8,3	8,3
69	22,8	22,9	23,0	23,2	23,4	22,2	7,2	7,5	8,0	8,2	8,3
72	22,6	23,6	23,4	23,2	22,7	23,6	8,4	8,5	8,1	7,9	8,2
73	23,6	24,3	24,5	24,7	23,9	25,8	8,8	8,8	8,5	8,0	8,1
76	26,7	26,7	26,6	26,0	25,6	27,4	8,6	8,6	8,4	7,9	7,9
77	21,2	21,2	20,9	20,7	21,5	19,2	8,8	8,9	8,6	8,0	8,1
79	19,9	19,9	19,7	20,2	21,2	18,4	9,0	9,2	8,9	8,7	8,3
91	26,3	26,1	26,1	25,8	25,1	25,8	8,1	8,3	8,2	8,0	8,2
120	28,9	29,4	29,3	29,1	28,7	27,0	7,8	7,8	7,8	7,7	7,8
151	27,5	27,7	28,0	28,0	27,7	28,4	7,5	7,8	7,8	7,5	7,8
153	26,7	26,9	27,1	26,8	26,4	27,5	8,5	8,6	8,3	7,8	7,7
160	26,7	26,9	27,1	27,0	26,9	28,2	8,1	8,1	8,3	8,1	8,1
162	24,7	24,6	24,5	24,5	24,9	22,4	7,8	8,3	8,4	8,3	8,2
163	21,6	21,4	21,6	21,5	21,8	19,2	8,1	8,9	8,6	8,6	8,5
164	29,9	29,7	30,9	31,2	30,6	30,6	8,2	8,5	8,6	8,6	8,5
165	25,4	25,7	25,4	25,3	26,6	23,8	8,5	8,7	8,5	8,4	8,4
168	26,3	27,0	27,0	27,1	26,8	27,4	8,2	8,5	8,5	8,4	8,5
170	27,7	27,6	27,5	27,5	27,6	28,2	7,9	8,3	8,3	8,4	8,5
171	27,9	28,6	28,4	28,5	27,9	25,8	8,1	8,3	8,4	8,3	8,6
172	23,8	23,8	24,1	24,3	24,8	22,6	7,9	8,1	8,3	8,3	8,5
174	21,6	21,4	21,8	21,9	22,1	20,1	7,8	7,9	8,2	8,3	8,5
176	21,8	21,6	21,7	22,3	22,6	21,4	7,7	7,9	8,1	8,3	8,5
179	22,1	21,8	21,8	21,6	23,1	23,0	7,4	8,2	7,8	7,8	8,1
191	22,9	22,9	23,0	23,2	23,6	22,8	7,5	7,7	7,7	7,7	8,0
212	27,2	27,8	27,7	27,9	28,4	22,5	7,8	7,9	7,6	7,7	7,9

ANEXO E – SÉRIE DE SÓLIDOS

Sólidos Totais (mg/L)					
Dia	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
8	1062	457	470	275	247
15	560	530	490	488	501
23	421	527	454	482	441
37	595	421	420	365	377
44	813	459	450	315	297
51	685	577	456	386	306
171	876	443	475	425	270
182	890	292	352	245	322
191	3088	403	285	275	288

Sólidos Totais Voláteis (mg/L)					
Dia	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
15	265	160	163	229	195
23	260	142	155	154	127
37	305	204	126	117	103
44	471	161	235	136	101
51	337	245	171	124	84
171	406	156	130	123	100
182	227	145	127	84	88
191	2424	220	115	112	102

Sólidos Suspensos Totais (mg/L)					
Dia	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
8	258	40	45	49	31
15	130	58	38	34	51
23	150	50	57	35	29
37	135	401	27	16	45
44	150	138	93	34	27
51	285	205	80	39	26
171	305	78	54	49	19
182	216	43	38	27	11
191	1966	43	12	7	6

Sólidos Suspensos Voláteis (mg/L)					
Dia	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
23	130	52	30	34	15
44	114	125	72	27	20
51	210	133	64	35	13
171	250	70	39	35	11
191	1020	25	6	5	3

ANEXO F – DQO e DBO

Demanda Química de Oxigênio (mg/L)					
Dia	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
8	421	397	326	327	286
15	527	500	331	275	264
20	310	284	221	218	218
23	307	211	185	197	182
28	220	223	140	121	127
37	201	760	151	127	107
44	143	138	101	106	86
51	503	267	140	245	94
58	638	259	182	180	118
171	680	403	252	161	112
182	270	153	135	118	114
191	3796	275	113	89	86

Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L)					
Dia	Ponto A	Ponto B	Ponto C	Ponto D	Ponto E
8	279	168	126	110	106
15	171	156	147	119	112
20	214	204	143	89	80
23	161	92	70	75	56
28	176	100	63	54	44
37	161	309	127	76	45
44	136	73	31	40	35
51	534	285	93	117	36
58	426	149	87	46	53
171	293	116	78	54	29
182	85	37	31	24	23
191	1784	131	55	36	43