

**UNIVERSIDADE TECNOLÓGICA FEDERAL DO PARANÁ  
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL  
CÂMPUS APUCARANA/LONDRINA**

**JAQUELINE DOS SANTOS SILVA**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM TANQUE SÉPTICO COM  
BIOMASSA ADERIDA**

**DISSERTAÇÃO**

**LONDRINA  
2018**

**JAQUELINE DOS SANTOS SILVA**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM TANQUE SÉPTICO COM BIOMASSA  
ADERIDA**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Engenharia Ambiental, do Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Área de Concentração: Saneamento Ambiental

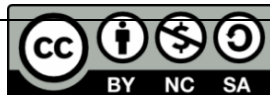
Orientador: Profa. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates

Co-orientador: Prof. Dr. Daniel Costa dos Santos

**LONDRINA  
2018**

## TERMO DE LICENCIAMENTO

Esta Dissertação está licenciada sob uma Licença Creative Commons *atribuição uso não-comercial/compartilhamento sob a mesma licença 4.0 Brasil*. Para ver uma cópia desta licença, visite o endereço <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/> ou envie uma carta para Creative Commons, 171 Second Street, Suite 300, San Francisco, Califórnia 94105, USA.



Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)  
Biblioteca UTFPR - Câmpus Londrina

S586r Silva, Jaqueline dos Santos  
Remoção de matéria orgânica em tanque séptico com biomassa aderida /  
Jaqueline dos Santos Silva. – Londrina: [s.n.], 2018.  
55 f. : il.; 30 cm.

Orientador: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Kátia Valéria Marques Cardoso Prates  
Coorientador: Prof. Dr. Daniel Costa dos Santos  
Dissertação (Mestrado) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná.  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. Londrina, 2018.  
Bibliografia: f. 50-55

1. Fossas Sépticas. 2. Tratamento Biológico. 3. Biomassa. I. Prates, Kátia Valéria Marques Cardoso, orient. II. Santos, Daniel Costa dos, coorient. III. Universidade Tecnológica Federal do Paraná. IV. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. V. Título.

CDD: 628



**Ministério da Educação**  
**Universidade Tecnológica Federal do Paraná**  
Pró-reitora de Pesquisa e Pós-Graduação  
Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental  
Campus Apucarana/Londrina



**TERMO DE APROVAÇÃO**

**REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA EM TANQUE SÉPTICO**

**COM BIOMASSA ADERIDA**

por

**Jaqueline dos Santos Silva**

Dissertação de mestrado apresentada no dia 21 de fevereiro de 2018 como requisito parcial para a obtenção do título de MESTRE EM ENGENHARIA AMBIENTAL pelo Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Campus Apucarana/Londrina, Universidade Tecnológica Federal do Paraná. O Candidato foi arguido pela Banca Examinadora composta pelos professores abaixo assinados. Após deliberação, a Banca Examinadora considerou o trabalho Aprovado.

\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Kátia Valéria Marques Cardoso Prates- Orientador  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Deize Dias Lopes- Membro Titular  
(UEL)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Tatiane Cristina Dal Bosco- Membro Titular  
(UTFPR)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dra. Alessandra Furtado da Silva  
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

O Termo de Aprovação assinado encontra-se na Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental

## AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar agradeço à Deus por ter me guiado nessa caminhada e me dado forças e sabedoria para seguir em frente.

Agradeço imensamente aos meus pais por terem me dado todo apoio emocional e financeiro para que eu continuasse estudando. Em especial agradeço ao meu pai (Dirceu) por muitas vezes ir comigo coletar esgoto. À minha mãe (Neite) pelas orações e pelas palavras de incentivo que foram essenciais para mim. Ao meu noivo (Edinho) por ser meu ombro amigo e por muitas vezes se deslocar até a faculdade só para me ajudar a carregar os galões cheios de esgoto, principalmente nos domingos e feriados. Aos meus irmãos (Elton e Jamile) por sempre acreditarem no meu potencial. Aos meus sogros (Edson e Lourdes) por todo carinho e por todos os almoços e lanchinhos no meio da semana.

Aos meus colegas de laboratório Victória, Mark, Edgar, Joyce e Bianca por toda ajuda no laboratório, pela boa companhia e risadas. Em especial agradeço ao Edgar por ir nas coletas de esgoto comigo e me ajudar a carregar os galões pesados que eu nem conseguia tirar do chão. À Victória por me alegrar e deixar os dias de laboratório muito mais leves e divertidos.

Agradeço imensamente à Camila Zoe por ter me ensinado todas as análises, por me socorrer diversas vezes, por sempre sanar minhas dúvidas e me falar a mesma coisa mil vezes até eu entender. Você foi essencial para que esse trabalho fosse realizado.

À minha companheira de mestrado Gabriela Gomes pela parceria desde a graduação. Obrigada por sempre me ouvir, aconselhar e por toda amizade.

Às professoras Tatiane, Luciana Maia e Deize pelo empréstimo de materiais. Em especial ao professor Fazolo por ceder seu laboratório, reagentes e materiais para que eu desenvolvesse minha pesquisa.

Agradeço em especial a professora Tatiane por ter me ensinado os primeiros passos da vida científica e por até hoje acompanhar e contribuir para o meu crescimento.

À técnica de laboratório de micro (Laura) por todo auxílio e por sempre me socorrer e ajudar no que eu precisasse.

À minha orientadora Kátia por ser muito mais que uma professora, pois foi amiga, ouvinte, conselheira, sempre me dando palavras de apoio em relação à minha

vida pessoal e profissional. Agradeço também por todas as contribuições e ensinamentos para que esse trabalho tomasse forma.

Ao meu co-orientador Daniel por ter me apresentado ao tema do trabalho e ter me direcionado para o seu desenvolvimento.

Aos funcionários da Sanepar (ETE Norte) por me auxiliarem nas coletas e cederem o esgoto que foi utilizado nesse trabalho.

Agradeço a todos que de alguma forma contribuíram para que esse trabalho fosse realizado.

SILVA, Jaqueline dos Santos. **Remoção de matéria orgânica em tanque séptico com biomassa aderida**. 2018. 55p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2018.

## RESUMO

No Brasil cerca de 50,3% da população é atendida por rede coletora de esgoto, do qual apenas 42,7% é tratado. Uma parcela de 12% da população total do país utiliza fossa séptica para o tratamento do esgoto gerado em suas residências. Apesar de suas vantagens, os tanques sépticos apresentam moderada remoção de matéria orgânica, girando em torno de 50%. Nesse sentido, vê-se a necessidade do aprimoramento desse sistema a fim de melhorar sua eficiência. O aumento da concentração de biomassa microbiana no sistema por meio da inserção de material suporte é um método frequentemente utilizado com este propósito, pois isso permite que os microrganismos fiquem por mais tempo dentro do sistema, aumentando seu tempo de contato com o esgoto e, conseqüentemente, elevando a eficiência de degradação da matéria orgânica. A garrafa PET tem sido estudada como material suporte em tanque séptico. O uso desse material em sistemas individuais de tratamento de esgoto está relacionado com o desenvolvimento de uma técnica sustentável e acessível a comunidades sem acesso à rede coletora. O objetivo desta pesquisa foi introduzir material suporte em tanque séptico em escala de bancada, o qual foi operado em quatro etapas: Etapa 1 (sem material suporte), Etapa 2 (50% de ocupação), Transição (sem material suporte) e Etapa 3 (10% de ocupação). O material suporte utilizado foram tiras de garrafa PET lixadas, com 1,5 cm de largura e 15,5 cm de comprimento. Os parâmetros de monitoramento, avaliados no esgoto afluente e efluente, foram: pH, alcalinidade total, ácidos graxos voláteis (AGV), DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub> filtrada e série de sólidos. A concentração de microrganismos aderidos ao material suporte nas Etapas 2 e 3 foi monitorada por meio da concentração de proteínas (PT), polissacarídeos (PST) e sólidos totais voláteis aderidos (STVA). O resultado do monitoramento de pH, alcalinidade e AGV indicou estabilidade do sistema em todas as etapas de operação, sendo que a presença de material suporte não interferiu nesses resultados. A inserção de material suporte contribuiu para o aumento da eficiência do sistema, sendo que as maiores médias de remoção de DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub> foram na Etapa 3 (77,9% e 74,4%) e as menores na Etapa 1 (49,7% e 40,5%). Em relação aos sólidos, a Etapa 2 apresentou as melhores eficiências de remoção de sólidos totais (42,1%) e sólidos em suspensão totais (82,3%) e a Etapa 3, as de sólidos dissolvidos totais (33,2%) e voláteis (87,4%). As análises de PT, PST e STVA indicaram a maior concentração de biomassa microbiana no material suporte na Etapa 2, fato esse que não refletiu na melhor eficiência de remoção de matéria orgânica. Conclui-se que a inserção de tiras de garrafa PET como material suporte em tanque séptico apresentou melhoria na eficiência de remoção de matéria orgânica, sendo que o percentual de ocupação de 10% apresentou os melhores resultados.

**Palavras-chave:** Biofilme. Esgoto doméstico. Material suporte. Tiras de garrafa PET. Tratamento biológico.

SILVA, Jaqueline dos Santos. **Removal of organic matter in a septic tank with adhered biomass**. 2018. 55f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental). – Curso de Engenharia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná. Londrina, 2018.

## ABSTRACT

In Brazil about 50,3% of the population is served by a sewage collection network, of which only 42,7% is treated. A 12% share of the country's total population uses septic tank to treat sewage generated in their homes. Despite their advantages, septic tanks present moderate removal of organic matter, spinning around 50%. In this sense, it is necessary to improve this system in order to improve its efficiency. The increase of microbial biomass concentration in the system by the insertion of support material is a method frequently used for this purpose, as this allows the microorganisms to remain for longer in the system, increasing their time of contact with the sewage and, consequently, increasing the efficiency of organic matter degradation. The PET bottle has been studied as a septic tank support material. The use of this material in individual sewage treatment systems is related to the development of a technique that is sustainable and accessible to communities without access to the collection network. In this sense, the objective of this research was the introduction of support material in a septic tank in a bench scale, which was operated in four stages: Step 1 (without support material), Step 2 (50% occupation), Transition (without support material) and Step 3 (10% occupation). The support material used were sands PET bottle strips, with 1,5 cm wide and 15,5 cm long. The monitoring parameters, evaluated in the influent and effluent sewage were: pH, total alkalinity, volatile fatty acids (VFA), total and filtered COD and solid series. The concentration of microorganisms adhered to the support material in Stages 2 and 3 was monitored by means of the concentration of proteins (PT), polysaccharides (PST) and adhered total volatile solids (STVA). The results of the monitoring of pH, alkalinity and VFA indicated stability of the system in all stages of operation, and the presence of support material did not interfere in these results. The insertion of support material contributed to increase the efficiency of the system, and the highest removal rates of DQOT and DQOF were in Step 3 (77.9% and 74.4%) and the lowest in Step 1 (49.7% and 40.5%). In relation to solids, Step 2 presented the best removal efficiencies of total solids (42.1%) and total suspended solids (82.3%), and Step 3, total dissolved solids (33,2%) and volatile (87,4%). The analyzes of PT, PST and STVA indicated the highest concentration of microbial biomass on support material in Step 2, a fact that did not reflect the better efficiency of organic matter removal. It was concluded that the insertion of strips of PET bottle as a support material in septic tank showed an improvement in the organic matter removal efficiency, and the occupancy percentage of 10% presented the best results.

**Keywords:** Biofilm. Biological treatment. Domestic sewage. PET bottle strips. Support material.



## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1-</b> Esquema de funcionamento de um tanque séptico .....	15
<b>Figura 2-</b> Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia .....	17
<b>Figura 3-</b> Processos envolvidos na formação e crescimento de biofilmes .....	20
<b>Figura 4-</b> Configuração do sistema anaeróbio de fluxo contínuo em escala de bancada .....	23
<b>Figura 5-</b> Tira de garrafa PET com indicação do tamanho e local da retirada de amostras.....	27
<b>Figura 6-</b> Resultado de pH e alcalinidade durante toda a operação do sistema .....	30
<b>Figura 7-</b> Resultado de AGV durante o período de operação do sistema .....	32
<b>Figura 8-</b> Resultado de $DQO_T$ e eficiência de remoção durante toda a operação do sistema.....	34
<b>Figura 9-</b> Resultado de $DQO_F$ e eficiência de remoção durante toda a operação do sistema.....	35
<b>Figura 10-</b> $DQO_T$ em termos de carga orgânica removida versus carga orgânica aplicada no reator nas etapas experimentais.....	36
<b>Figura 11-</b> $DQO_F$ em termos de carga orgânica removida versus carga orgânica aplicada no reator nas etapas experimentais.....	36
<b>Figura 12-</b> Box plot (medianas e quartis) de eficiência de remoção de $DQO_T$ durante as etapas de operação do sistema, com valores máximos e mínimos de cada etapa .....	37
<b>Figura 13-</b> Box plot (medianas e quartis) de eficiência de remoção de $DQO_F$ durante as etapas de operação do sistema.....	38
<b>Figura 14-</b> Concentração de (a) PT (proteínas totais) na Etapa 2, (b) PT na Etapa 3, (c) PST (polissacarídeos totais) na Etapa 2, (d) PST na Etapa 3, (e) STVA (sólidos totais voláteis aderidos) na Etapa 2 e (f) STVA na Etapa 3, durante as primeiras 36 horas .....	44
<b>Figura 15-</b> Concentração de (a) PT (proteínas totais) na Etapa 2, (b) PT na Etapa 3, (c) PST (polissacarídeos totais) na Etapa 2, (d) PST na Etapa 3, (e) STVA (sólidos totais voláteis aderidos) na Etapa 2 e (f) STVA na Etapa 3, durante todo período ...	46

## LISTA DE QUADROS

<b>Quadro 1-</b> Índices de cobertura de esgoto no Brasil por região geográfica.....	13
<b>Quadro 2-</b> Etapas experimentais do sistema com suas respectivas características e tempo de duração. ....	24
<b>Quadro 3-</b> Parâmetros físico-químicos e frequências das análises realizadas para monitoramento do sistema. ....	25
<b>Quadro 4-</b> Análises da formação do biofilme no material suporte e os métodos utilizados .....	26
<b>Quadro 5-</b> Resultado do Teste t, duas amostras independentes para $DQO_T$ e $DQO_F$ .....	39
<b>Quadro 6-</b> Resultado do teste t, para duas amostras independentes, entre as Etapas 2 e 3 .....	43

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1-</b> Resultados das análises físico-químicas durante a etapa de adaptação do sistema.....	29
<b>Tabela 2-</b> Médias e desvio padrão de pH e alcalinidade total, afluente e efluente, nas etapas de operação do sistema .....	30
<b>Tabela 3-</b> Médias e desvio padrão de $DQO_T$ e $DQO_F$ , afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema.....	33
<b>Tabela 4-</b> Médias e desvio padrão de sólidos totais e voláteis, afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema.....	40
<b>Tabela 5-</b> Médias e desvio padrão de sólidos em suspensão totais e voláteis, afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema .....	41
<b>Tabela 6-</b> Médias e desvio padrão de sólidos dissolvidos totais e voláteis, afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema .....	42
<b>Tabela 7-</b> Concentrações de PT, PST e STVA nas etapas com material suporte ....	43

## SUMÁRIO

<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	9
<b>2 OBJETIVOS</b> .....	11
2.1 OBJETIVO GERAL .....	11
2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	11
<b>3 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	12
3.1 ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL .....	12
3.3 TANQUE SÉPTICO .....	14
3.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA .....	16
3.4 CRESCIMENTO ADERIDO DE BIOMASSA MICROBIANA .....	18
3.4.1 Tipos de materiais suporte .....	21
3.5 SISTEMAS BIOLÓGICOS ALTERNATIVOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO .....	21
<b>4 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	23
4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL .....	23
4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA .....	24
4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA .....	25
4.3.1 Análises físico-químicas .....	25
4.3.2 Análises da formação do biofilme .....	26
4.3.3 Análise estatística .....	28
<b>5 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	29
5.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS .....	29
5.1.1 Adaptação do sistema .....	29
5.1.2 Etapas experimentais .....	29
5.1.2.1 pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis (AGV) .....	29
5.1.2.2 Remoção de DQO <sub>T</sub> e DQO <sub>F</sub> .....	33
5.1.2.3 Remoção de sólidos .....	40
5.2 CONCENTRAÇÃO DE PT, PST e STVA .....	42
<b>6 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	48
<b>7 CONCLUSÕES</b> .....	49
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	50

## 1 INTRODUÇÃO

De acordo com dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS, 2017) 50,3% da população brasileira tem acesso à rede coletora de esgoto, sendo que, desse total coletado, apenas 42,7% é tratado. Uma parcela de 12% da população total do país utiliza fossa séptica para o tratamento do esgoto gerado em suas residências (ANA, 2017).

Os tanques sépticos são reatores biológicos anaeróbios, onde há reações bioquímicas com a interferência de microrganismos que participam ativamente no consumo da matéria orgânica. Nesses tanques, o esgoto é tratado na ausência de oxigênio livre (ambiente anaeróbio), ocorrendo a formação de uma biomassa anaeróbia (lodo anaeróbio) e formação do biogás, que é composto principalmente de metano e gás carbônico (ÁVILA, 2005).

O tanque séptico não trata os esgotos, apenas reduz a sua carga orgânica a um grau de tratamento aceitável (JORDÃO; PESSOA, 2011), possuindo eficiência em torno de 50% (ÁVILA, 2005). Nesse sentido, uma opção para melhorar a eficiência de remoção da matéria orgânica nestes reatores seria aumentar a concentração de biomassa microbiana no sistema (ÁVILA, 2005; ALTVATER, 2008; MANNICH, SANTOS, MANNICH; 2009). Um método frequentemente utilizado com este propósito é a inserção de material suporte que permita o crescimento aderido de microrganismos, a fim de aumentar a eficiência do tratamento, pois a imobilização da biomassa microbiana permite que os microrganismos fiquem por mais tempo dentro do sistema, aumentando seu tempo de contato com o esgoto e, conseqüentemente, elevando a degradação da matéria orgânica.

O tipo de material suporte utilizado em sistemas de tratamento de esgoto é um fator importante a ser levado em consideração, pois além de conferir custos na implantação dos sistemas, suas características interferem na eficiência do sistema, pois é sob sua superfície que o biofilme se desenvolve (PITALUGA, 2011). Vários tipos de material suporte são estudados para a melhoria dos tratamentos de efluentes. Dentre eles podem ser destacados os materiais inertes, como brita (ÁVILA, 2005) e espuma de poliuretano (ALMEIDA, 2012; JACOBS, CORREA, PRATES; 2015), e os orgânicos como a bucha vegetal (FERNANDES et al., 2015).

A garrafa PET tem sido estudada como material suporte para crescimento aderido de biomassa microbiana no tratamento de esgoto doméstico em tanque

séptico (ALTVATER, 2008; MANNICH; SANTOS; MANNICH, 2009). A inserção de material suporte dentro do sistema de tanque séptico apresenta-se como uma alternativa de melhoria na eficiência do tratamento do esgoto, pois isso aumenta a área de contato de microrganismos ativos com a matéria orgânica presente no líquido, principalmente a fração que se encontra em suspensão.

A pesquisa voltada para o uso desse material em sistemas individuais de tratamento de efluente está relacionada com o desenvolvimento de uma técnica sustentável e acessível a comunidades sem acesso à rede coletora, por se tratar de uma técnica de fácil aplicação, de baixo custo e que proporciona melhoria da qualidade da saúde pública e dos recursos hídricos.

Dessa forma, o presente trabalho propõe estudar do uso de tiras de garrafa PET como material suporte no tratamento de esgoto doméstico bruto em tanque séptico, buscando melhorar a eficiência de remoção de matéria orgânica e avaliando as características do biofilme formado nos diferentes percentuais de ocupação estabelecidos (50% e 10%).

## 2 OBJETIVOS

### 2.1 OBJETIVO GERAL

Comparar o desempenho de um sistema individual de tratamento de esgoto doméstico composto de tanque séptico modificado com e sem material suporte.

### 2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Avaliar a remoção de matéria orgânica total e dissolvida no sistema.
- Monitorar características físico-químicas do sistema: pH, alcalinidade total, Demanda Química de Oxigênio total e filtrada e série de sólidos.
- Quantificar a biomassa aderida ao material suporte por meio da determinação da concentração de proteínas totais (PT), polissacarídeos totais (PST) e sólidos totais voláteis aderidos (STVA).

### 3 REFERENCIAL TEÓRICO

#### 3.1 ESGOTAMENTO SANITÁRIO NO BRASIL

O saneamento básico é reconhecido pela ONU (Organização das Nações Unidas) como um direito humano (ONU, 2016). A oferta de saneamento básico é fundamental em termos de qualidade de vida, pois sua ausência acarreta poluição dos recursos hídricos, trazendo prejuízo à saúde da população, principalmente o aumento da mortalidade infantil (IBGE, 2010).

No Brasil, a Lei nº 11.445/2007 estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, que é definido como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem e manejo de águas pluviais (BRASIL, 2007).

De acordo com essa mesma lei esgotamento sanitário é “constituído pelas atividades, infraestruturas e instalações operacionais de coleta, transporte, tratamento e disposição final adequados dos esgotos, desde as ligações prediais até seu lançamento final no meio ambiente” (BRASIL, 2007).

Desde 2007, ano em que essa Lei foi sancionada, o índice da população atendida pela rede coletora de esgoto passou de 42% para 50,3% em 2015, sendo a região Norte do país a menos atendida, com apenas 8,7% do seu esgoto coletado. Ao todo, são mais de 100 milhões de brasileiros que não possuem acesso à rede coletora e que lançam seu esgoto de forma alternativa, seja por meio de fossas ou por despejo direto em corpos d’água (SNIS, 2017).

Para se obter condições sanitárias adequadas, não basta que o esgoto seja adequadamente coletado por meio de uma rede geral. É necessário que também seja tratado, caso contrário, os recursos hídricos ficarão poluídos e haverá proliferação de doenças, como a diarreia (IBGE, 2010). Do total de esgoto coletado no país em 2015, apenas 42,7% foi tratado, ou seja, a parcela da população que tem seu esgoto coletado e tratado é de 42,6% (SNIS, 2017). No Quadro 1 são apresentados os índices de cobertura de esgoto no Brasil por região geográfica.



**Quadro 1-** Índices de cobertura de esgoto no Brasil por região geográfica

Região Geográfica	Parcela da população atendida (%)		Parcela tratada em relação à coletada (%)
	Coleta de esgoto	Tratamento de esgoto	
Norte	16	12	75
Nordeste	43	32	74
Sudeste	83	54	65
Sul	54	40	75
Centro-Oeste	51	49	97
<b>Brasil</b>	<b>61</b>	<b>43</b>	<b>70</b>

Fonte: Adaptado de ANA (2017)

A principal solução alternativa adotada para suprir a inexistência desse serviço tem sido a construção de fossas sépticas (IBGE, 2010). A solução individual com fossa séptica reduz o impacto do lançamento desses efluentes nos corpos hídricos, quando executada adequadamente e em condições propícias à sua aplicação (ANA, 2017). No Brasil, 12% da população utiliza solução individual de tratamento (ANA, 2017). A precariedade na rede de saneamento básico acarreta em problemas sociais, ambientais e de saúde pública. A falta de esgotamento sanitário afeta principalmente a população de baixa renda, que sofre com doenças gastrointestinais. Recai sobre o esgotamento sanitário a grave ausência e precariedade encontrada nos municípios brasileiros, sendo esse, um dos maiores desafios postos à gestão pública do Brasil na contemporaneidade (IBGE, 2011).

O afluente que contribui para as estações de tratamento de esgoto é constituído por esgoto doméstico, águas de infiltração e despejos industriais (VON, SPERLING, 2005). Os principais constituintes de esgotos, originados de fontes doméstica, municipal e industrial, são: excreta humana (urina e fezes), águas de banho, de processamento de alimentos e produtos de manutenção pessoais e domésticos, além de uma variedade de traços de compostos orgânicos e inorgânicos (METCALF; EDDY, 2015).

Os esgotos domésticos ou domiciliares provêm principalmente de residências, edifícios comerciais ou quaisquer edificações que contenham instalações de banheiros, lavanderias, cozinhas, ou qualquer dispositivo de utilização de água para fins domésticos (JORDÃO; PESSOA, 2011). De acordo com a NBR 9.648/86 (ABNT, 1986) esgoto doméstico é o despejo líquido resultante do uso da água para higiene e necessidades fisiológicas humanas. O esgoto doméstico é composto por 99,9 % de

água e 0,1% de fração sólida orgânica e inorgânica, sólidos em suspensão e dissolvidos e microrganismos (VON SPERLING, 1996).

### 3.3 TANQUE SÉPTICO

Os sistemas de tanque sépticos são os sistemas de tratamento mais amplamente usados no mundo para o tratamento e disposição de esgoto doméstico (MANNICH; SANTOS; MANNICH, 2009; RICHARDS et al., 2016), devido a sua simplicidade de construção e operação, além de baixo custo de implantação (MANNICH; SANTOS; MANNICH, 2009). O tanque séptico é um sistema individual, conectado a uma única edificação, que opera como um digestor anaeróbio de baixa carga orgânica, apresentando eficiência de remoção de DQO entre 40 e 70%, e de 50 a 80% na remoção de sólidos suspensos totais (ANDRADE NETO et al., 1999). Apesar de suas vantagens, os tanques sépticos apresentam moderada remoção de matéria orgânica (MANNICH; SANTOS; MANNICH, 2009).

No Brasil, a construção e operação desse sistema é normatizado pela NBR 7.229/1993 – “Projeto, Construção e Operação de Sistemas de Tanques Sépticos”. De acordo com essa norma, tanque séptico é uma unidade cilíndrica ou prismática retangular de fluxo horizontal, para tratamento de esgotos por processos de sedimentação, flotação e digestão (ABNT, 1993).

Os tanques sépticos são reatores biológicos anaeróbios que tratam o esgoto na ausência de oxigênio livre. Na superfície do tanque fica acumulada a espuma, formada a partir de sólidos flotáveis, enquanto o lodo sedimenta no fundo do tanque, formando uma biomassa anaeróbia (ÁVILA, 2005; ANDREOLI, 2009).

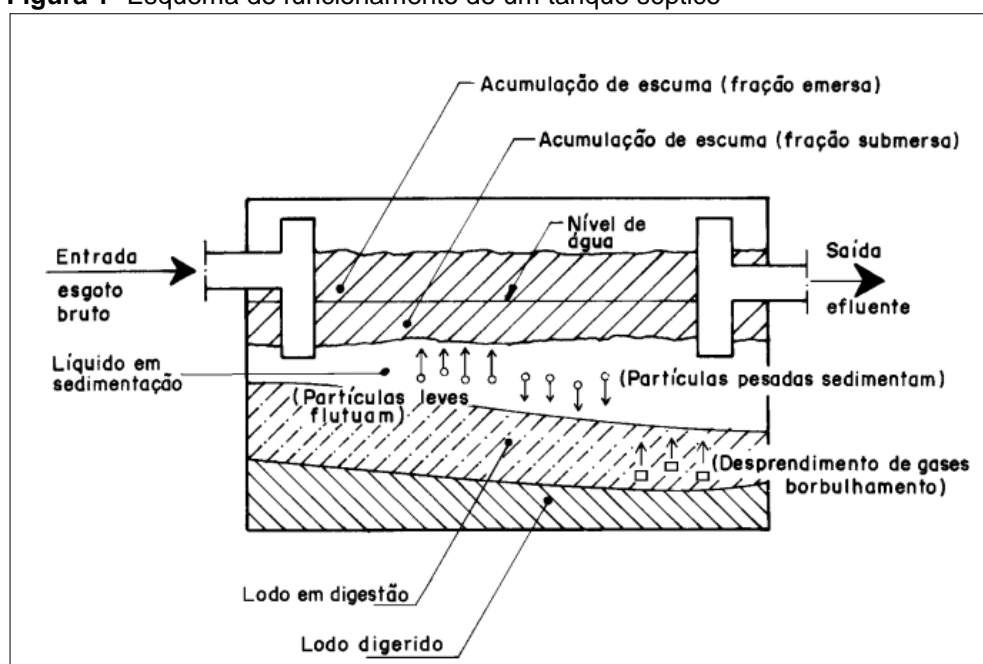
As funções primárias do tanque séptico são a remoção de sólidos do esgoto, acumulação de lodo e espuma, quebra de material sólidos por meio de digestão anaeróbia (D'AMATO et al., 2008). O efluente do tanque séptico deve ser encaminhado para tratamento complementar em vala de filtração ou filtro anaeróbio, ou para disposição final em sumidouro ou vala de infiltração (ABNT, 1993).

O funcionamento geral de um tanque séptico é mostrado na Figura 1 e pode ser explicado da seguinte forma:

- 1) Entrada do esgoto bruto;
- 2) Formação de uma camada de espuma, composta por óleos, graxas e sólidos em suspensão não-sedimentáveis;

- 3) A fração de sólidos sedimentáveis se depositam no fundo do tanque, constituindo a camada de lodo. Esse lodo acumulado sofre decomposição anaeróbia e é convertido em compostos mais estáveis, como  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CH}_4$  e  $\text{H}_2\text{S}$ .
- 4) O esgoto tratado deixa o tanque séptico para uma unidade de pós-tratamento ou disposição final.

**Figura 1-** Esquema de funcionamento de um tanque séptico



Fonte: ABNT, 1993

O tratamento efetivo do esgoto doméstico em tanque séptico depende do tempo de detenção hidráulica adequado do esgoto e do bom andamento dos processos físicos, químicos e biológicos dentro do tanque (RICHARDS et al., 2016). A qualidade do efluente também depende da concentração de matéria orgânica do esgoto e do uso de produtos químicos nas residências, fatores esses que afetam o crescimento e a atividade microbiana dentro do tanque (BRANDES, 1978), visto que os microrganismos são os responsáveis pela degradação da matéria orgânica presente no esgoto.

No processo de digestão anaeróbia do esgoto um conjunto de microrganismos realizam a transformação de compostos orgânicos complexos em compostos mais simples na ausência de oxigênio molecular, estabilizando a matéria orgânica presente no meio. Porém, no tanque séptico a matéria orgânica é degradada com mais

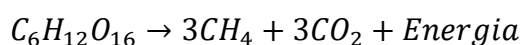
intensidade na interface do lodo sedimentado com o esgoto, enquanto que a fração de matéria orgânica dissolvida, por não ficar em contato com a massa microbiana sedimentada, sofre pouca degradação (ÁVILA, 2005).

### 3.3 DIGESTÃO ANAERÓBIA

A digestão anaeróbia no tratamento do esgoto doméstico é caracterizada por um processo bioquímico realizado por um conjunto de microrganismos, que na ausência de oxigênio molecular realizam transformações de compostos orgânicos complexos em compostos mais simples com o objetivo de estabilizar a matéria orgânica presente no efluente (BARBOSA, 2006).

No Brasil, o uso de sistemas anaeróbios para o tratamento de esgotos domésticos é muito atrativo devido às condições climáticas que favorecem a ocorrência da digestão nesses sistemas (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

De acordo com Von Sperling (2007) a degradação da matéria orgânica em condições anaeróbias é descrita, de forma geral e simplificada, pela Equação 1:

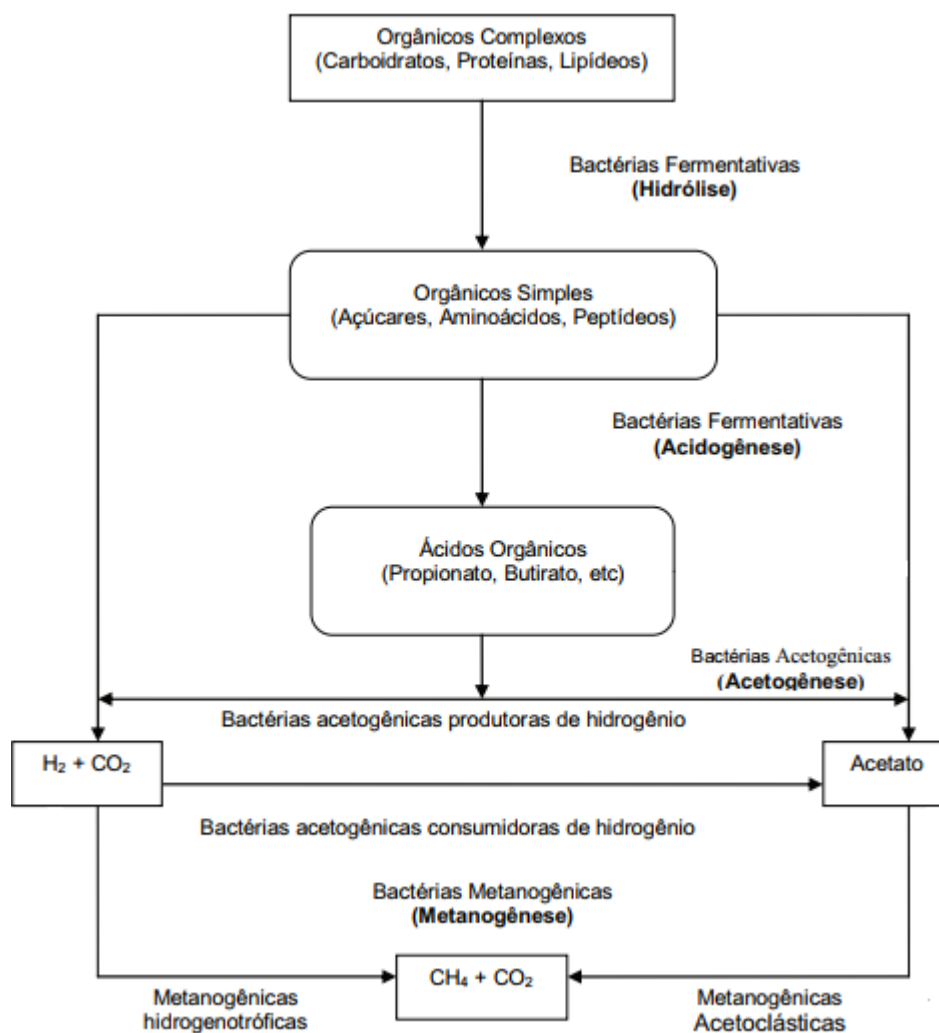


Por meio dessa reação pode-se observar os seguintes aspectos do processo de digestão anaeróbia: (i) não há utilização de oxigênio; (ii) os produtos finais são metano e dióxido de carbono; (iii) há liberação de energia.

O tratamento anaeróbio envolve processos metabólicos complexos, que ocorrem em etapas sequenciais e que dependem da atividade de no mínimo três grupos de microrganismos: i) bactérias fermentativas (ou acidogênicas); ii) bactérias sintróficas (ou acetogênicas) e iii) arqueias metanogênicas (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

O processo de digestão anaeróbia ocorre em quatro fases: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (Figura 2). Durante essas etapas ocorre a quebra de moléculas de carboidratos, proteínas e lipídeos até a formação de metano e dióxido de carbono.

**Figura 2-** Sequências metabólicas e grupos microbianos envolvidos na digestão anaeróbia



**Fonte:** Adaptado de Chernicharo (1997)

Na etapa de hidrólise a matéria orgânica complexa (proteínas, carboidratos e lipídeos) é degradada, por ação de exo-enzimas excretadas por bactérias fermentativas hidrolíticas, em compostos orgânicos mais simples (aminoácidos, açúcares e ácidos graxos de cadeia longa) (CHERNICHARO, 1997; AQUINO; CHERNICHARO, 2005; VON SPERLING, 2007).

Na acidogênese os produtos oriundos da hidrólise são metabolizados nas células das bactérias fermentativas, sendo convertidos em compostos mais simples e excretados pelas células. Os produtos dessa etapa são ácidos graxos voláteis, ácido acético e gases como H<sub>2</sub> e CO<sub>2</sub> (BARBOSA, 2006). Nessa etapa ocorre apenas a conversão de matéria orgânica e não sua remoção (VON SPERLING, 2007).

Na acetogênese microrganismos acetogênicos convertem compostos orgânicos intermediários como propionato e butirato, em acetato, hidrogênio e dióxido

de carbono, que são substrato para produção de metano (AQUINO; CHERNICHARO, 2005).

Por fim, na metanogênese ocorre a formação do gás metano por arqueias metanogênicas, a partir da redução de ácido acético ou pelas arqueias hidrogenotróficas, a partir da redução de dióxido de carbono e hidrogênio (CHERNICHARO, 1997; AQUINO; CHERNICHARO, 2005). Nessa etapa, além da conversão da matéria orgânica, ocorre também sua remoção, pois o metano produzido é transferido para a atmosfera (VON SPERLING, 2007).

### 3.4 CRESCIMENTO ADERIDO DE BIOMASSA MICROBIANA

Os processos de tratamento de efluentes que envolvem a ação de microrganismos para degradação da matéria orgânica são chamados de tratamentos biológicos. Esses processos podem ser divididos em dois grupos, levando-se em consideração a forma apresentada pelos microrganismos: sistema de biomassa em suspensão e sistema de biomassa aderida. Os reatores com biomassa em suspensão são aqueles em que os microrganismos se encontram dispersos no meio, sendo necessária a separação dos microrganismos (lodo) da fase líquida ao final do tratamento. Já os reatores com biomassa aderida apresentam uma fase líquida contínua e outra sólida, formada por microrganismos aderidos à um meio suporte (BRANDÃO, 2002).

O conceito de crescimento microbiano aderido pressupõe o desenvolvimento de microrganismos agregados a um material inerte, levando à formação de um filme biológico (biofilme) (CHERNICHARO, 1997). De maneira simplificada, biofilmes são um consórcio de microrganismos contidos em uma matriz, que funciona como um consórcio cooperativo (MCDUGALD et al., 2011).

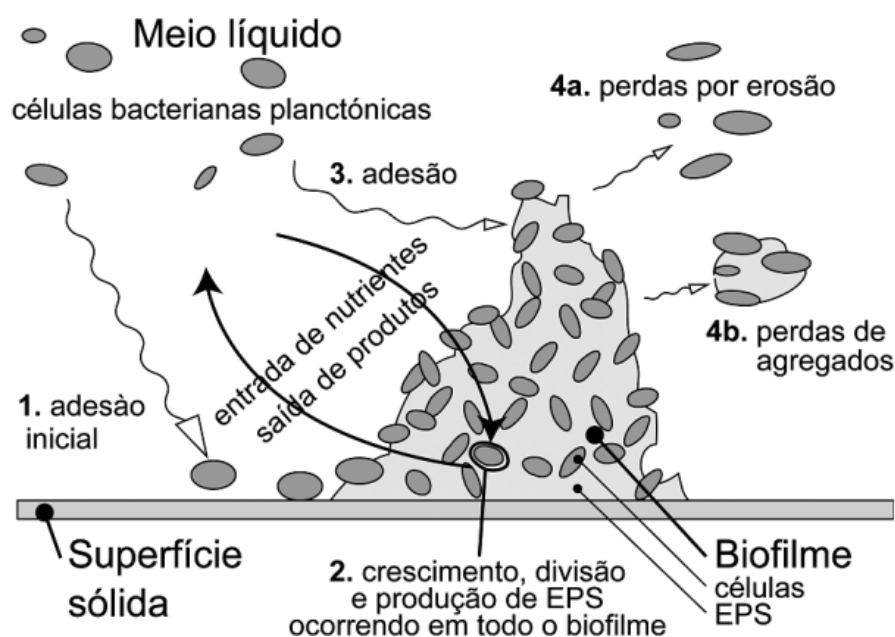
No processo de adesão de microrganismos à superfície sólida em contato com um meio aquoso, ocorre a reprodução dos microrganismos, que liberam substâncias poliméricas extracelulares (EPS), compostas por proteínas, carboidratos, ácidos nucleicos, lipídeos e ácidos húmicos, formando uma matriz gelatinosa heterogênea denominado "biofilme" (LAZAROVA; MANEM, 1995; BRANDÃO 2002; MADIGAN et al., 2010; MCDUGALD et al., 2011; IBRAHIM, et al., 2012). A composição do biofilme varia de acordo com as condições físico-químicas do ambiente e da morfologia das células bacterianas (LAZAROVA; MANEM, 1995).

A matriz EPS funciona como um escudo para proteger a comunidade ou população de bactérias de predadores como protozoários, bem como de toxinas químicas (biocidas e antibiótico, por exemplo). Além disso, ela ajuda na obtenção de nutrientes e é responsável pelo estabelecimento de gradientes no interior do biofilme, como o de oxigênio e nutrientes, que se espalham para dentro do biofilme, e resíduos e toxinas, que são expelidos (MCDOUGALD et al., 2011).

Uma série de fenômenos físico-químicos e biológicos influenciam na adesão de bactérias. O passo inicial da formação do biofilme desempenha um papel importante e tem um impacto considerável na estrutura e nas propriedades físico-químicas do biofilme maduro (LAZAROVA; MANEM, 1995).

Segundo XAVIER et al. (2005) a formação de biofilme é resultado de vários processos de natureza física e biológica, que são: i) transporte de células livres do meio líquido para uma superfície sólida e sua subsequente fixação; ii) crescimento e divisão das células fixas à superfície, que produzem e excretam EPS; iii) fixação de células bacterianas flutuantes do meio, contribuindo para o aumento da camada de biofilme; iv) desprendimento de material celular por meio de erosão (perda de células individuais) ou perda de agregados maiores (Figura 3). A estrutura formada pelas bactérias é porosa a fim de permitir o fluxo de nutrientes e a saída de resíduos (TORTORA; FUNKE; CASE, 2005).

**Figura 3-** Processos envolvidos na formação e crescimento de biofilmes



**Fonte:** Xavier et al. (2005)

Em processos de tratamento de esgoto com crescimento aderido o material orgânico e os nutrientes são removidos devido à passagem do esgoto pelo biofilme formado (METCALF; EDDY, 2015).

A formação de biofilme no tratamento de efluentes domésticos e industriais tem sido muito pesquisado, devido às suas vantagens em relação aos processos convencionais (BRANDÃO, 2002; CHABAUD et al., 2006; MANNICH; SANTOS; MANNICH, 2009; IBRAHIM, et al., 2012; KARADAG et al., 2015). Dentre elas pode-se destacar a maior resistência do biofilme a situações de estresse ambiental em relação às culturas em suspensão, como variações de pH, temperatura, concentração de nutrientes e presença de substâncias tóxicas (LAZAROVA; MANEM, 1995; BRANDÃO, 2002; TORTORA; FUNKE; CASE, 2005; MADIGAN et al., 2010). Além disso, o biofilme favorece o desempenho na eliminação da matéria orgânica dissolvida, permite a aplicação de maior carga orgânica no reator, reduz o tempo de detenção hidráulica e aumenta o tempo de retenção celular e gera menos lodo (CHERNICHARO, 1997; BRANDÃO, 2002; IBRAHIM, et al., 2012).

As propriedades do biofilme são influenciadas pelo tipo de substrato disponível no ambiente, pela sua concentração inicial e pela morfologia da célula bacteriana. A estrutura, rigidez e taxa de desprendimento do biofilme, gerada por



diferentes microrganismos, se diferem na presença de um ambiente em condições de estresse (LAZAROVA; MANEM, 1995).

#### 3.4.1 Tipos de materiais suporte

Em reatores com biofilmes, os materiais suporte tem a finalidade de servir de apoio para o estabelecimento da biomassa microbiana. Em algumas situações, os meios suportes podem atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos em suspensão sejam facilmente carregados para fora do reator (ALMEIDA, 2012).

Nos processos de crescimento aderido, os microrganismos responsáveis pela conversão da matéria orgânica ou nutrientes estão aderidos em um material inerte, sendo que os mais utilizados são brita, escória, areia, madeira e uma grande variedade de materiais de plástico ou de outros materiais sintéticos (KOKARE et al., 2009; METCALF; EDDY, 2015).

A colonização bacteriana sobre uma superfície é favorecida em materiais com grande rugosidade e materiais porosos, pois eles possuem maior área de contato superficial do que um material liso, por exemplo (SHOW; TAY, 1999; KOKARE et al., 2009). A rugosidade do material atua na formação primária do biofilme por dificultar o arraste de partículas e microrganismos (ALMEIDA, 2007). Um exemplo deste tipo de material é a espuma de poliuretano, que é um material suporte amplamente utilizado em sistemas de tratamento biológico com biomassa aderida, fornecendo condições ambientais adequadas para o crescimento e retenção da biomassa microbiana (JACOBS; CORREA; PRATES, 2015).

Como exemplos de material plástico utilizado como suporte no crescimento microbiano em tratamento de esgoto tem-se plástico reciclado rugoso e polietileno (WOLFF; PAUL; COSTA, 2010), tiras de garrafa PET (ALTVATER, 2008) e anéis de plásticos (ÁVILA, 2005; ALMEIDA, 2007).

### 3.5 SISTEMAS BIOLÓGICOS ALTERNATIVOS PARA TRATAMENTO DE ESGOTO

Conforme exposto anteriormente, o saneamento básico no Brasil ainda não abrange toda a população, principalmente no que se refere ao sistema de esgotamento sanitário. Nesse cenário, a parcela da população menos favorecida é a mais afetada. Em vista disso, procura-se desenvolver tecnologias para tratamento de

esgoto que sejam mais eficientes e com menor custo possível, reduzindo o consumo de energia e de substâncias químicas (MANNICH; SANTOS; MANNICH, 2014).

A busca por novas alternativas de tratamento está inserida no conceito de saneamento sustentável. Segundo Cantuária, Forte e Simaan (2013) saneamento sustentável refere-se a sistemas alternativos de saneamento, sendo um conceito flexível em que muitos sistemas e tecnologias podem ser usados e aplicados. Os sistemas devem ser simples, flexíveis, baratos e *in loco*.

De acordo com o Otterpohl (1997) um sistema sustentável de saneamento deve usar pouca energia e material e não reduzir ou degradar recursos hídricos ou o solo, mesmo a longo prazo. Além disso, é desejável que não produza muito resíduos, por exemplo, geração de lodo.

O conceito de saneamento sustentável está intimamente ligado ao desenvolvimento de técnicas que visam melhorar a qualidade de vida de comunidades carentes e desprovidas de um sistema de tratamento (CANTUÁRIA, FORTE; SIMAAN, 2013). A primeira opção de sistema de tratamento a ser considerada quando se fala em comunidades carentes é o tanque séptico, por ser uma das principais alternativas para tratamento primário de esgotos de residências em áreas não servidas por redes coletoras (ALTVATER, 2008).

Nesse sentido, Altvater (2008) avaliou a eficiência de um pós-tratamento de tanque séptico (TS), denominado Unidade Tubular de Tratamento de Esgoto (UTTE) em conjunto com modificações do TS. O UTTE era composto por uma tubulação preenchida com tiras de garrafa PET lixadas, que serviam como material suporte para a aderência e crescimento da biomassa microbiana. Em relação ao TS, em uma das condições que ele foi operado, também foram inseridas as tiras de PET. Para alimentação do sistema, foi utilizado esgoto sintético.

As características do UTTE o tornam simples construtiva e operacionalmente e com custos de implementação reduzidos, enquadrando esse sistema dentro do conceito de saneamento sustentável.

## 4 MATERIAL E MÉTODOS

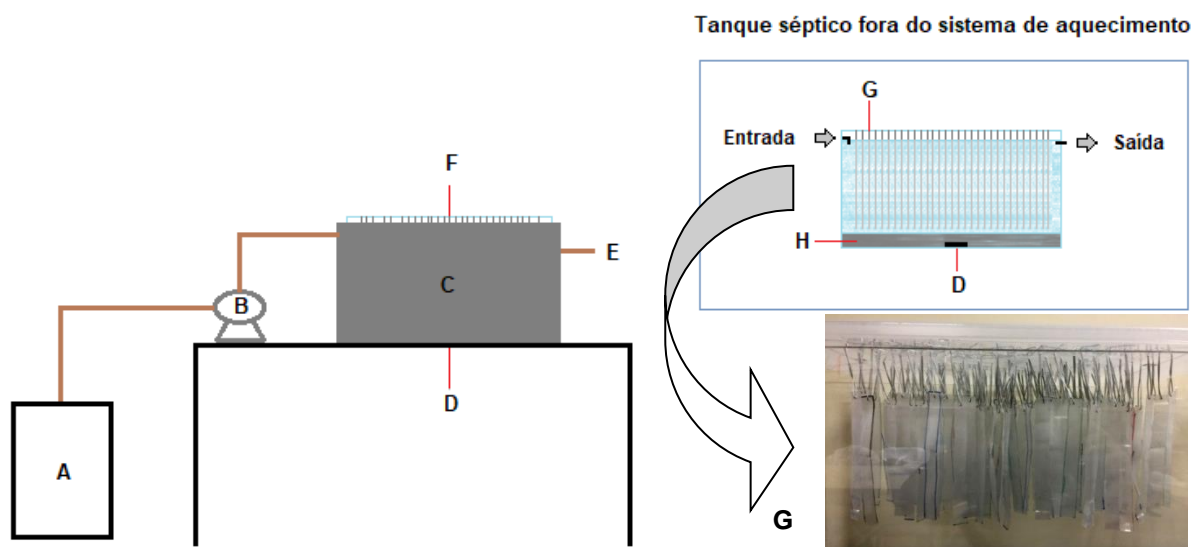
### 4.1 INSTALAÇÃO EXPERIMENTAL

Para a realização desse estudo foi utilizado um reator anaeróbio (tanque séptico) de fluxo contínuo em escala de bancada para o tratamento de esgoto doméstico.

O tanque séptico (TS) foi construído em vidro seguindo a relação comprimento/largura de 2:1 conforme estabelecido pela NBR 7.229/93 (ABNT, 1993). Dessa forma, as dimensões do TS eram de 0,4 m de comprimento, 0,2 m de largura e 0,3 m de altura, totalizando um volume de 24 L e volume útil de 15,7 L.

Para que a eficiência do sistema não sofresse interferências decorrentes das alterações da temperatura ambiente nas diferentes etapas de operação, principalmente nos dias mais frios, um sistema de aquecimento foi montado. O TS foi colocado dentro de um recipiente contendo água à 25°C, com a temperatura controlada por um termostato. Esse recipiente foi revestido com papel alumínio para impedir a interferência da luz durante o período experimental (Figura 4).

**Figura 4-** Configuração do sistema anaeróbio de fluxo contínuo em escala de bancada



**Legenda:** A- Reservatório de esgoto bruto; B- Bomba de alimentação; C- Recipiente com água aquecida com temperatura controlada por termostato e coberto com papel alumínio; D- Descarte de lodo; E- Saída do efluente; F- Tanque séptico; G - Material suporte fixado na tampa do tanque séptico; H - Camada de lodo.

**Fonte:** Autoria própria

Como material suporte foram utilizadas tiras lixadas de garrafa PET. As tiras, com 1,5 cm de largura e 15,5 cm de altura foram lixadas no sentido longitudinal com lixa para madeira, conforme realizado na pesquisa de Altvater (2008) e foram fixadas na tampa do tanque séptico (Figura 4G).

O sistema foi alimentado com esgoto doméstico por meio de uma bomba peristáltica de deslocamento positivo (ProMinent), com vazão máxima de  $4,4 \text{ L.h}^{-1}$ . O esgoto utilizado na alimentação do sistema foi proveniente da Estação de Tratamento de Efluentes da Companhia de Saneamento do Paraná – ETE Norte– e era coletado após tratamento preliminar (gradeamento e caixa de areia). Após a coleta, os galões contendo o esgoto eram levados ao Laboratório de Hidráulica e armazenados sob refrigeração até sua utilização.

O sistema foi instalado e operado na Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campus Londrina, no Laboratório de Hidráulica.

## 4.2 OPERAÇÃO DO SISTEMA

Para dar partida ao sistema foi utilizado um inóculo proveniente de um reator anaeróbio de tratamento de esgoto (UASB) da mesma estação de tratamento onde foram realizadas as coletas do esgoto utilizado na alimentação do sistema. A etapa de adaptação da biomassa ao sistema foi monitorada por 100 dias com TDH de 18 horas.

Após a etapa de adaptação foi dado início às etapas experimentais do sistema, que tiveram duração total de 125 dias (Quadro 2). Em todas essas etapas o TDH foi mantido em 24 horas, conforme recomendação da NBR 7.229/93 (ABNT, 1993) para tanques sépticos com contribuição diária de até  $1.500 \text{ L.dia}^{-1}$ .

**Quadro 2-** Etapas experimentais do sistema com suas respectivas características e tempo de duração.

<b>Etapa</b>	<b>Característica</b>	<b>Duração (dias)</b>
Etapa 1	Sem material suporte	36
Etapa 2	50% do volume útil ocupado com material suporte	36
Transição	Sem material suporte	17
Etapa 3	10% do volume útil ocupado com material suporte	36

**Fonte:** Autoria própria

A etapa de Transição foi realizada a fim de verificar se a presença do biofilme formado sobre as tiras estaria influenciando na remoção de matéria orgânica. Nas Etapas 2 e 3, o material suporte foi inserido no sistema sem prévia colonização microbiana em ambas as etapas. Foram avaliados dois percentuais de ocupação (50% e 10%) do TS com material suporte, levando em consideração a área de contato de cada tira (46,5 cm<sup>2</sup>) em relação ao volume útil do reator (15,7 L). Dessa maneira, foram colocadas 168 tiras de garrafa PET na Etapa 2 (50% de ocupação), correspondendo à uma área de contato total de 0,78m<sup>2</sup>, e 33 tiras na Etapa 3 (10% de ocupação) com área de contato total de 0,15m<sup>2</sup>. As tiras ficaram totalmente submersas no esgoto.

Para que a influência da massa de lodo acumulado no fundo do TS na remoção de matéria orgânica fosse sempre a mesma, essa foi mantida com um percentual de 20% de ocupação do volume útil do reator (3,14 L) por meio de descartes periódicos desse material, através de um dispositivo de descarte instalado no sistema (Figura 4D).

#### 4.3 MONITORAMENTO DO SISTEMA

##### 4.3.1 Análises físico-químicas

Para o monitoramento do sistema foram realizadas análises físico-químicas apresentadas no Quadro 3, seguindo os procedimentos propostos no Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

**Quadro 3-** Parâmetros físico-químicos e frequências das análises realizadas para monitoramento do sistema.

Parâmetro	Sigla/Unidade	Frequência semanal	Método	Número*
Potencial hidrogeniônico	pH	3	Potenciométrico	4500-H B
Alcalinidade total	Alcalinidade (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )	3	Titulométrico	2320 B
Sólidos Totais	ST (mg.L <sup>-1</sup> )	2	Gravimétrico	2540 B
Sólidos Voláteis Totais	SVT (mg.L <sup>-1</sup> )	2	Gravimétrico	2540 E
Sólidos Suspensos Totais	SST (mg.L <sup>-1</sup> )	2	Gravimétrico	2540 D
Sólidos Suspensos Voláteis	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )	2	Gravimétrico	2540 E
Demanda Química de Oxigênio	DQO	3	Colorimétrico	5220 D

**Fonte:** Autoria própria

**Nota** (\*): Número corresponde ao método descrito por APHA (2012)

Além das análises apresentadas no Quadro 3, também foram realizadas, duas vezes por semana, análises da concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) seguindo metodologia descrita por Dillalo; Albertson (1961)

#### 4.3.2 Análises da formação do biofilme

Durante as Etapas 2 e 3, foram estimadas as concentrações de proteínas totais (PT), polissacarídeos totais (PST) e sólidos totais voláteis aderidos (STVA), a fim de se determinar a quantidade de biomassa aderida ao material suporte. No início de cada etapa, a estimativa desses parâmetros foi realizada em um período de tempo menor, a fim de se acompanhar o crescimento do biofilme no material suporte. Para a curva de crescimento foram coletadas amostras nos seguintes tempos: 5, 15 e 30 min, 1, 2, 4, 8, 12, 24 e 36 horas após a inserção das tiras de PET no sistema. Após esse período inicial, as amostras foram coletadas semanalmente até o final de cada etapa.

No Quadro 4 são apresentadas as análises microbiológicas realizadas bem como os métodos utilizados.

**Quadro 4-** Análises da formação do biofilme no material suporte e os métodos utilizados

<b>Análise</b>	<b>Método/ Unidade</b>
Proteínas totais	Bradford (1976) / mg L <sup>-1</sup>
Polissacarídeos totais	Dubois (1956) / mg L <sup>-1</sup>
Sólidos totais voláteis aderidos	APHA (2005) / mg L <sup>-1</sup>

**Fonte:** Autoria própria

##### 4.3.2.1 Preparo das amostras para determinação de STVA, PT e PST

O preparo das amostras do biofilme formado seguiu metodologia descrita por Correa (2015).

Para a coleta da amostra de material suporte (MS) a tampa do TS que continha o material foi dividida em blocos numerados de 1 a 8. No momento da coleta, era sorteado um dos números. Então, a coleta do MS era realizada no bloco correspondente ao número sorteado e a tira dentro do bloco sorteado era escolhida aleatoriamente. O MS era coletado com o auxílio de uma tesoura estéril para proceder os cortes de aproximadamente 1 cm x 2 cm na parte inferior da tira (Figura 5). Após a coleta, a amostra era cortada ao meio, resultando em duas partes de MS de 1 cm x 1

cm, sendo uma utilizada na determinação de STVA e outra na determinação da concentração de PST e PT.

**Figura 5-** Tira de garrafa PET com indicação do tamanho e local da retirada de amostras



Fonte: Autoria própria

A parte do MS destinado à determinação dos STVA era colocada em um tubo Falcon de 100 ml contendo 10 ml de água destilada agitada em vórtex por 25 min. O líquido contendo a biomassa que estava aderida oriundo desta agitação era transferido para uma cápsula de porcelana, previamente calcinada e pesada, para a determinação da concentração de sólidos voláteis conforme descrito em APHA (2012).

Para a extração de PT e PST, uma amostra de MS foi inserida em um tubo Falcon de 100 ml e imerso em 10 ml de solução de NaOH 1 mol.L<sup>-1</sup>. O recipiente foi colocado em banho-maria a 100°C±2 por 15 minutos. Posteriormente, o MS foi retirado e o líquido centrifugado por 5 minutos a 1.500 rpm. Em seguida, o líquido foi filtrado em membrana éster celulose (diâmetro médio de poro de 0,22 µm).

Após a extração, a determinação da concentração de PST seguiu o método colorimétrico de Dubois (1956), que consiste no desenvolvimento da coloração amarelo/laranja na amostra quando ela reage com fenol após aquecimento com a adição de ácido sulfúrico concentrado. Após a reação, a amostra resfriada passava

por leitura em espectrofotômetro em comprimento de onda de 490 nm, utilizando glicose como padrão na construção da curva de calibração.

Para determinação da concentração de PT utilizou-se o método de Bradford (1976), que se fundamenta na reação das proteínas com o corante *Coomassie Brilliant Blue G-250*, e sua posterior leitura de absorvância em espectrofotômetro em 595 nm. Para construção da curva de calibração foi utilizado albumina de soro bovina como padrão.

#### 4.3.3 Análise estatística

A análise estatística dos resultados de  $DQO_T$ ,  $DQO_F$ , PT e PST foi realizada no software BioEstat 5.0, aplicando o Teste t aos dados amostrais, para duas amostras independentes com nível de significância  $\alpha=0,05$ , para verificar se houve diferença nesses parâmetros entre as etapas experimentais.



## 5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1 ANÁLISES FÍSICO-QUÍMICAS

#### 5.1.1 Adaptação do sistema

Na Tabela 1 são apresentadas as médias e desvio padrão dos resultados das análises físico químicas durante a etapa de adaptação do sistema.

**Tabela 1-** Resultados das análises físico-químicas durante a etapa de adaptação do sistema

pH		Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )		AGV (mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)		
Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	DQO <sub>T</sub>	DQO <sub>F</sub>	ST
7,1±0,3	7,2±0,3	291,9±62,3	309,0±61,6	73,2±26,0	61,1±27,3	30±24	19±22	8,0±24,2

Fonte: Autoria própria

Durante a etapa de adaptação do sistema o pH manteve-se na faixa da neutralidade. Em relação à alcalinidade total, o efluente apresentou aumento em relação ao afluente. Já os AGVs apresentaram redução no efluente em relação ao afluente. As eficiências médias de remoção de DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub> foram baixas, sendo que as máximas encontradas foram de 53,1% para DQO<sub>T</sub> e 41,9% para DQO<sub>F</sub>.

Nesse período foram feitos os ajustes necessários para o funcionamento do sistema e a instalação do sistema de aquecimento. Após verificar a estabilidade do sistema, deram-se início às etapas experimentais propostas.

#### 5.1.2 Etapas experimentais

##### 5.1.2.1 pH, alcalinidade e ácidos graxos voláteis (AGV)

Na Tabela 2 são mostradas as médias e desvio padrão dos resultados de pH, alcalinidade e AGV da entrada (afluente) e da saída (efluente) do sistema nas diferentes etapas de operação.

**Tabela 2-** Médias e desvio padrão de pH e alcalinidade total, afluente e efluente, nas etapas de operação do sistema

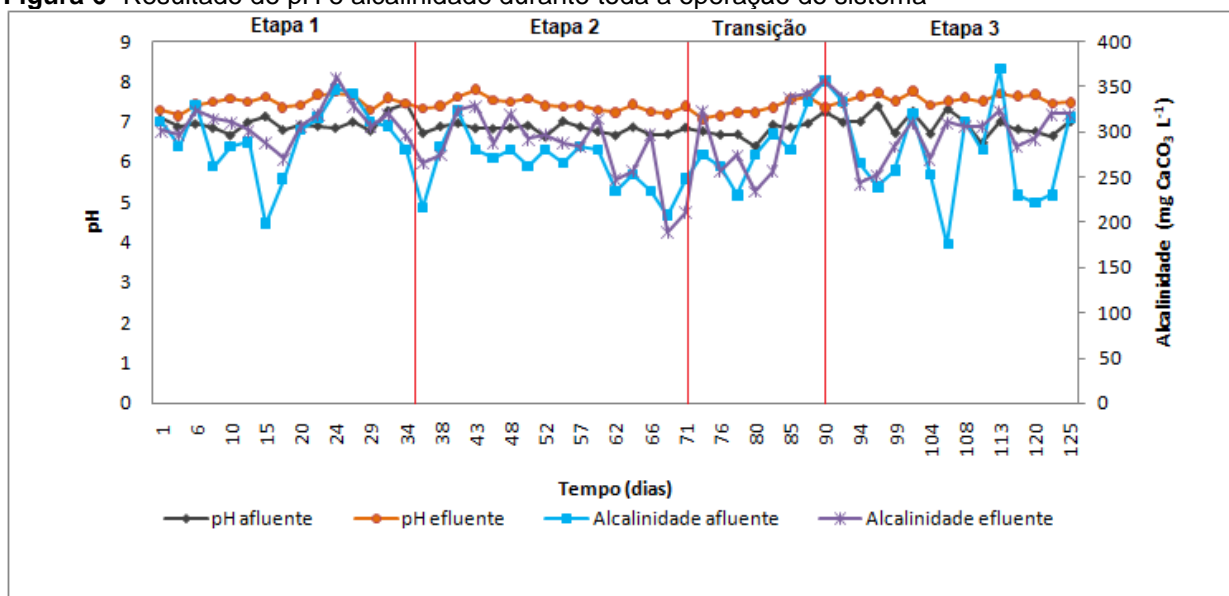
Etapa	pH		Alcalinidade total (mg CaCO <sub>3</sub> .L <sup>-1</sup> )		AGV (mg.L <sup>-1</sup> )	
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente
Etapa 1	7,0±0,2	7,5±0,2	293,4±38,2	309,6±20,4	57,5±9,2	44,9±6,8
Etapa 2	6,8±0,1	7,4±0,2	262,1±29,5	279,8±39,0	70,1±15,1	56,4±9,7
Transição	6,8±0,2	7,3±0,2	278,4±22,7	289,3±44,2	62,4±11,8	40,3±4,3
Etapa 3	7,0±0,3	7,6±0,1	277,2±55,3	300,9±30,7	45,4±13,5	39,5±10,0

Fonte: Autoria própria

Por meio da Tabela 2 pode-se observar que os pH afluente e efluente se mantiveram na faixa da neutralidade em todas as etapas de operação. Em relação à alcalinidade, observa-se que praticamente não houve variação dos resultados em todas as etapas, tanto no esgoto afluente quanto efluente, sendo que a alcalinidade efluente apresentou aumento em relação a afluente. Já os resultados de AGV indicam que os ácidos presentes e gerados no sistema foram consumidos em todas as etapas durante o processo de digestão. O aumento de alcalinidade no efluente é esperado, uma vez que a degradação da matéria orgânica e o consumo de AGV tende a favorecer a alcalinidade.

Na Figura 6 são apresentados os resultados de pH e alcalinidade durante o período de operação do sistema.

**Figura 6-** Resultado de pH e alcalinidade durante toda a operação do sistema



Fonte: Autoria própria

A pouca variação nos resultados obtidos para pH indica o bom andamento do sistema, pois evidenciam a adaptação dos microrganismos no meio. Além disso, o pH na faixa de 5,0 a 7,4 é considerado ótimo para o crescimento de microrganismos anaeróbios, favorecendo o processo de digestão (CAMPOS et al., 2006). A estabilidade nos resultados referentes ao pH também indica que os ácidos produzidos durante o processo de digestão anaeróbia foram consumidos, indicando mais uma vez o equilíbrio do sistema.

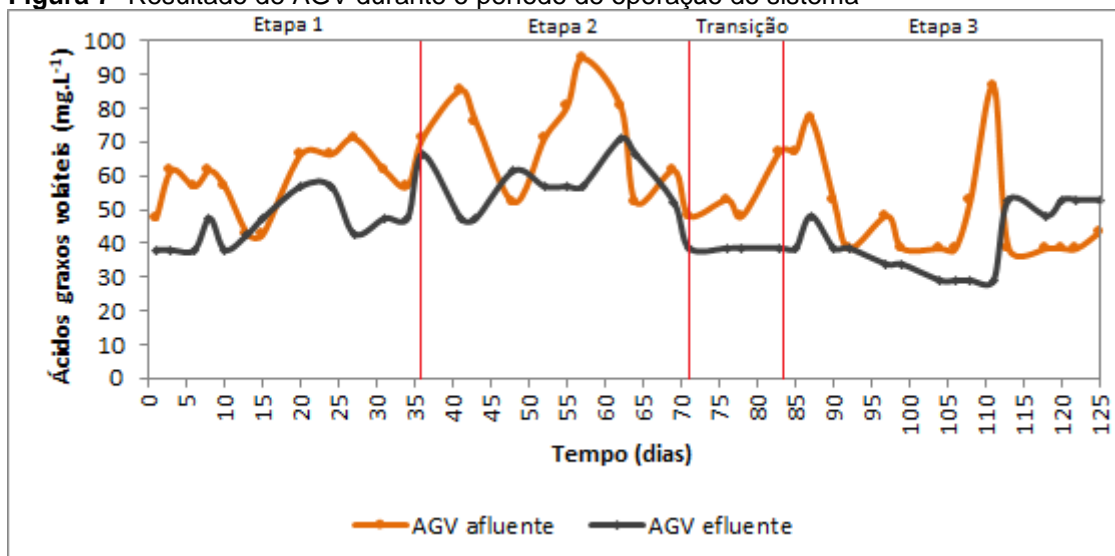
A inserção de material suporte nas Etapas 2 e 3 não teve influência sobre o parâmetro pH, que se apresentou semelhante em todas as etapas.

Assim como o pH, a alcalinidade é um parâmetro muito importante no acompanhamento de sistemas de tratamento de esgoto, pois ela corresponde à capacidade de tamponamento do meio, atuando contra a variação de pH.

A alcalinidade média do efluente foi ligeiramente maior que a afluente em todas as etapas de operação (Tabela 2). Porém, de acordo a Figura 6 pode-se observar que em alguns dias (1º, 6º, 27º, 29º, 38º, 69º, 71º, 76º, 80º, 83º, 94º, 101º, 108º e 113º dia) a alcalinidade afluente foi maior que a efluente, indicando que houve consumo de alcalinidade para manter o pH estável e comprovando a capacidade de tamponamento do sistema.

Os resultados encontrados para pH e alcalinidade do efluente foram próximos aos valores médios obtidos por Altvater (2008) ao avaliar o tratamento de esgoto sintético em tanque séptico com material suporte, que foram de 6,9 para pH e 276,2 mg CaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup> para alcalinidade total.

Na Figura 7 são apresentados os resultados da concentração de ácidos graxos voláteis (AGV) durante toda operação do sistema.

**Figura 7-** Resultado de AGV durante o período de operação do sistema

Fonte: Autoria própria

A concentração média de ácidos graxos voláteis apresentou redução em todas as etapas de operação (Tabela 2), o que se correlaciona com o comportamento do pH, pois o consumo de AGV favorece o aumento do pH.

De acordo com Kus e Wiesmann (1995) os ácidos graxos voláteis devem estar em equilíbrio com a alcalinidade do sistema. A inibição do processo anaeróbico por ácidos graxos voláteis está associada ao pH, sendo que, baixos valores de pH estão geralmente associados a altas concentrações de ácidos graxos voláteis, e consequentemente a falência do processo.

De acordo com a Figura 7, nos 15<sup>o</sup>, 48<sup>o</sup>, 64<sup>o</sup>, 113<sup>o</sup>, 118<sup>o</sup>, 120<sup>o</sup>, 122<sup>o</sup> e 125<sup>o</sup> dias de operação a concentração de AGV efluente apresentou aumento em relação ao afluente, sendo que o maior aumento foi de 14,4 mg.L<sup>-1</sup> (113<sup>o</sup>, 120<sup>o</sup> e 122<sup>o</sup> dias) e o menor de 5 mg.L<sup>-1</sup> (15<sup>o</sup> dia). Em relação ao processo de digestão anaeróbia, Aquino e Chernicharo (2005) afirmam que em um reator anaeróbico estável, operado sob condições ótimas de crescimento microbiano e na ausência de fatores de estresse, as etapas acidogênica, acetogênica e metanogênica ocorrerão em passos similares, de forma a haver uma equalização nas taxas de produção e consumo dos compostos intermediários. Isso significa que não haverá acúmulo significativo de AGV no sistema. Portanto, pode-se inferir que o aumento da concentração de AGV efluente em relação ao afluente nos dias citados anteriormente, não foi significativo a ponto de desestabilizar o processo, visto que esse aumento não refletiu na redução do pH e alcalinidade do sistema nesse mesmo período (Figura 6).

A instabilidade do processo anaeróbio ocorre quando a velocidade de produção de ácidos for maior que seu consumo, acarretando queda do pH e inibição das atividades de arqueias metanogênicas, as quais são sensíveis a mudanças nas condições ambientais (RIBAS; MORAES; FORESTI, 2007). Portanto, de maneira geral, os resultados para pH, alcalinidade e AGV demonstram estabilidade do sistema.

#### 5.1.2.2 Remoção de $DQO_T$ e $DQO_F$

Na Tabela 3 são mostrados as médias e desvio padrão dos resultados de DQO total ( $DQO_T$ ) e DQO filtrada ( $DQO_F$ ) na entrada (afluente) e saída (efluente) do sistema nas diferentes etapas de operação, bem como as eficiências de remoção. As eficiências de remoção foram calculadas a partir dos valores de concentração de matéria orgânica na saída do sistema em relação à concentração na entrada.

**Tabela 3- Médias e desvio padrão de  $DQO_T$  e  $DQO_F$ , afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema**

Etapa	$DQO_T$ (mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)	$DQO_F$ (mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
Etapa 1	343±137	157±62	50±20	211±66	118±297	40±18
Etapa 2	540±186	144±51	69±16	252±82	106±36	55±18
Transição	640±154	208±193	70±21	292±120	125±90	56±27
Etapa 3	709±132	154±53	78±8	348±146	81±28	74±10

Fonte: Autoria própria

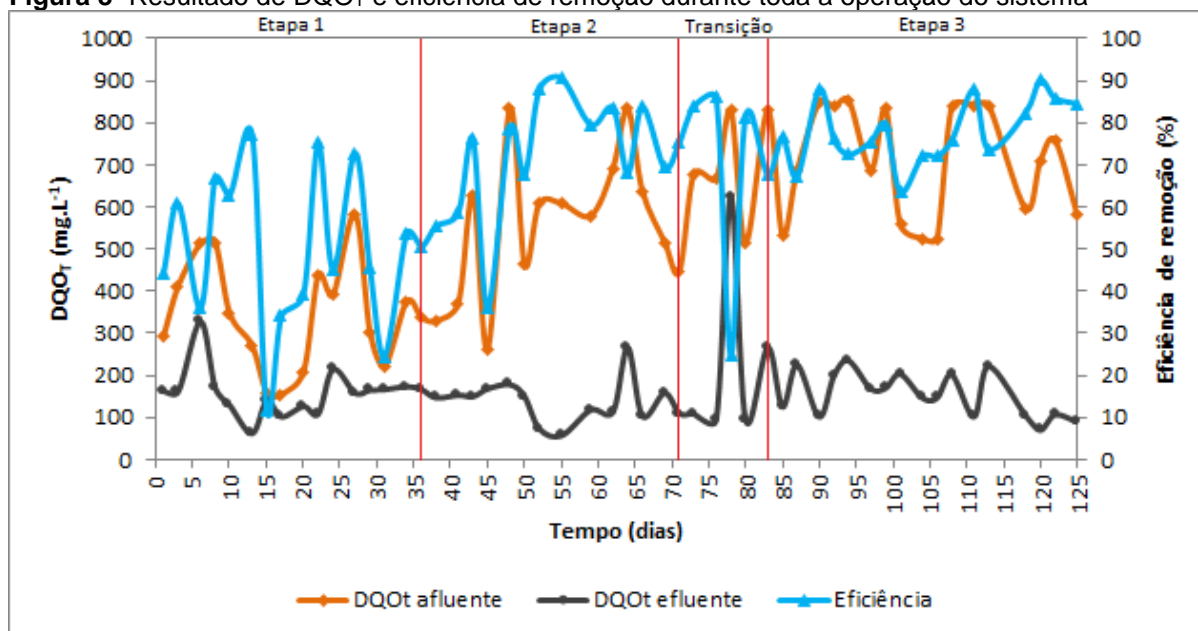
Por meio da Tabela 3 pode-se observar que a Etapa 3 (com 10% de material suporte) apresentou as melhores eficiências médias em termos de remoção de  $DQO_T$  e  $DQO_F$ .

A eficiência média de remoção encontrada na Etapa 1 (sem material suporte) corrobora com os resultados obtidos por Ávila (2005), que avaliou a eficiência de três tanques sépticos, com eficiências médias de 55,1±15,4%, 50,2±14,9% e 46,5±18,7%.

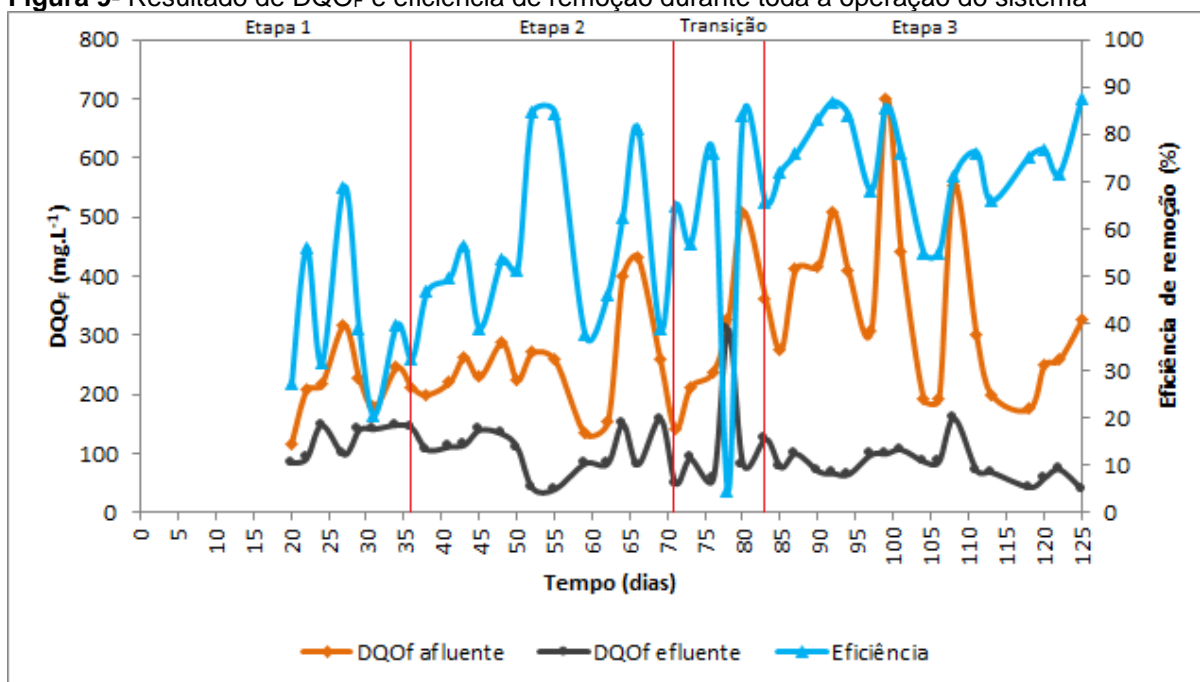
Já Pitaluga (2011) obteve eficiência média de 38,9% operando um tanque séptico sem material suporte.

Nas Figura 8 e 9 são apresentados os resultados de DQO total e filtrada, na entrada e saída do sistema, bem como a eficiência de remoção de cada um desses parâmetros durante o período de operação do sistema.

**Figura 8-** Resultado de DQO<sub>T</sub> e eficiência de remoção durante toda a operação do sistema



Fonte: Autoria própria

**Figura 9-** Resultado de DQO<sub>F</sub> e eficiência de remoção durante toda a operação do sistema

**Fonte:** Autoria própria

**Nota:** A ausência de dados de DQO<sub>F</sub> até o 20º dia de operação ocorreu devido à problemas com o sistema de filtração.

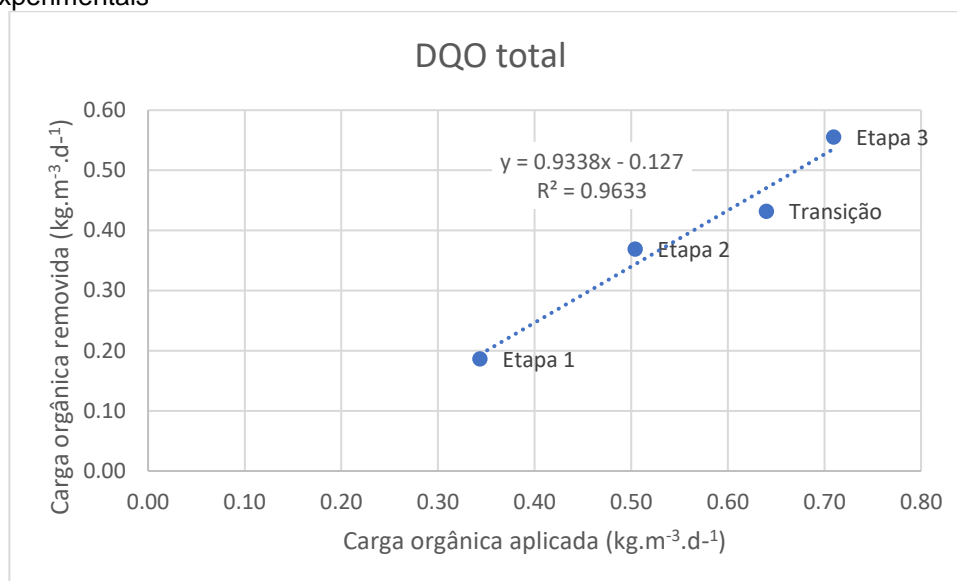
Com a inserção de material suporte após a Etapa 1, pode-se observar que tanto a DQO<sub>T</sub> quanto a DQO<sub>F</sub> apresentaram melhora na eficiência de remoção de matéria orgânica (Figura 8 e 9), passando de uma eficiência média de remoção de DQO<sub>T</sub> de 49,7% da Etapa 1 para 69,3% na Etapa 2, e de 40,5% para 54,6% de DQO<sub>F</sub> (Tabela 3).

Na etapa de Transição a eficiência média manteve-se na faixa de 69,8% e 55,8%, respectivamente para DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub>, apresentando queda no 60º dia, resultando em uma eficiência de 25% para DQO<sub>T</sub> e 5% para DQO<sub>F</sub>.

Com a inserção de material suporte da etapa de Transição para a Etapa 3, houve melhora na remoção de DQO<sub>T</sub>, que passou de 67% (70º dia) para 88% (72º dia). Em relação à DQO<sub>F</sub> a mudança de etapa resultou em um aumento de 76% para 83% de eficiência.

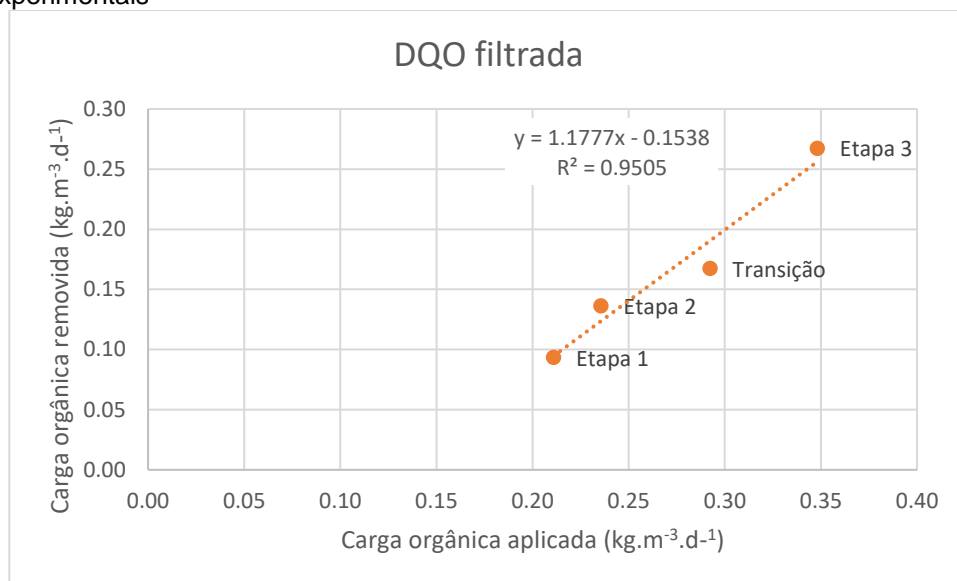
Com base nos resultados de DQO<sub>T</sub> e DQO<sub>F</sub>, afluyente e efluente, foram determinadas as cargas orgânicas aplicadas e removidas em cada etapa experimental. Nas Figura 10 Figura 11 são apresentados os resultados de DQO total e filtrada em termos de carga orgânica removida por carga orgânica aplicada durante o período de operação do sistema.

**Figura 10-** DQO<sub>T</sub> em termos de carga orgânica removida versus carga orgânica aplicada no reator nas etapas experimentais



Fonte: Autoria própria

**Figura 11-** DQO<sub>F</sub> em termos de carga orgânica removida versus carga orgânica aplicada no reator nas etapas experimentais



Fonte: Autoria própria

Pode-se verificar que houve aumento da carga orgânica aplicada no decorrer das etapas experimentais, tanto para DQO<sub>T</sub> quanto para DQO<sub>F</sub>. No entanto, esse aumento não ocasionou a redução da capacidade do reator em remover matéria orgânica, visto que a carga orgânica removida também apresentou crescimento. Esse fato demonstra a capacidade do reator em operar com cargas mais elevadas.

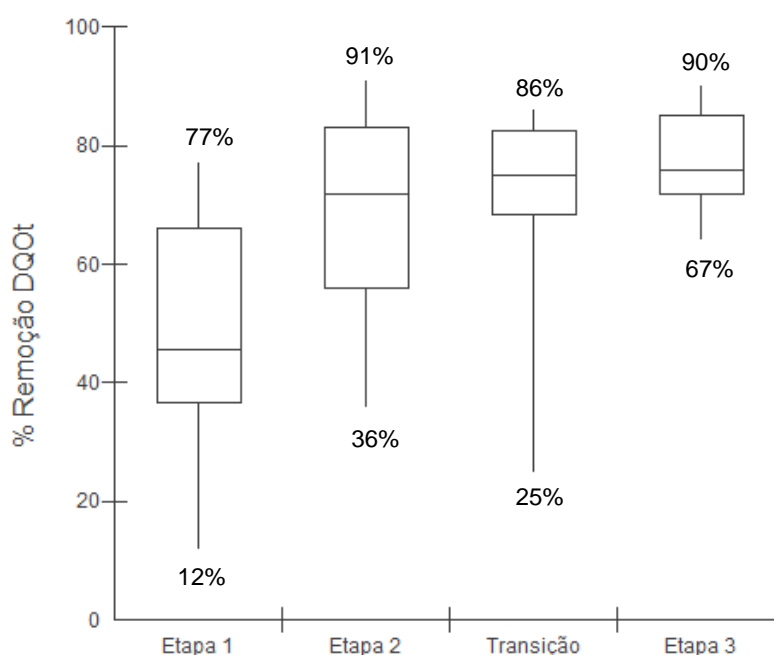
Relacionando os resultados apresentados na Tabela 3 com as Figura 10 e Figura 11, pode-se observar que os resultados de carga orgânica removida



corroboram com os de eficiência de remoção de  $DQO_T$  e  $DQO_F$ , que também apresentaram aumento no decorrer das etapas experimentais.

Na Figura 12 são apresentados os gráficos box plot (medianas e quartis) de eficiência de remoção de  $DQO$  total durante o período de operação do sistema, bem como os valores máximos e mínimos de cada etapa.

**Figura 12-** Box plot (medianas e quartis) de eficiência de remoção de  $DQO_T$  durante as etapas de operação do sistema, com valores máximos e mínimos de cada etapa



**Fonte:** Autoria própria

De acordo com a Figura 12, pode-se visualizar que em todas as etapas a remoção de  $DQO_T$  apresentou distribuição assimétrica, sendo que a Etapa 3 foi a com menor dispersão dos resultados, tendo seu valor mínimo de remoção de 67% e máximo de 90%.

A Etapa 2, Transição e Etapa 3 tiveram suas medianas próximas com valores de 75%, 77% e 76%, respectivamente. Já a Etapa 1 apresentou mediana de 46%.

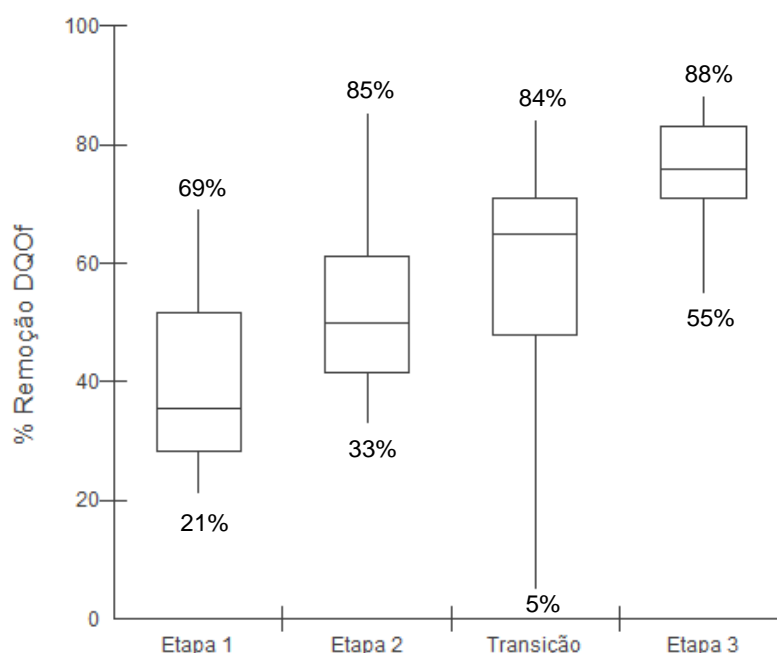
Altvater (2008) encontrou uma eficiência média de 43,3% e mediana de 49,5% de remoção de  $DQO_T$  no tratamento de esgoto sintético em tanque séptico com inserção de tiras de garrafa PET como material suporte, com área de contato total de 0,47 m<sup>2</sup>. O uso de esgoto doméstico bruto pode ter contribuído para melhores resultados nesse estudo, visto que o esgoto real possui maior concentração de

microrganismos do que o esgoto sintético, proporcionando melhores condições para a digestão da matéria orgânica.

Ao avaliar a eficiência de um tanque séptico alimentado com esgoto sintético em diferentes TDH, Barbosa (2006) obteve eficiência de remoção de  $DQO_T$  operando seu sistema com TDH de 24 horas.

Na Figura 13 são apresentados os gráficos box plot (medianas e quartis) de eficiência de remoção de  $DQO_F$  filtrada durante o período de operação do sistema, bem como os valores máximos e mínimos de cada etapa.

**Figura 13-** Box plot (medianas e quartis) de eficiência de remoção de  $DQO_F$  durante as etapas de operação do sistema



**Fonte:** Autoria própria

Assim como ocorreu com a  $DQO_T$ , os valores de remoção de  $DQO_F$  foram assimétricos em todas as etapas. A menor dispersão de dados foi na Etapa 3, com valor mínimo de remoção de 55% e máximo de 88%. Já a maior dispersão de dados ocorreu na Transição, com mínimo de 5% e máximo de 84%.

As medianas foram próximas na Transição (72%) e na Etapa 3 (76%), sendo a maior mediana na Etapa 3 e a menor na Etapa 1 (39%). Porém, pode-se observar que os valores máximos da Etapa 2, Transição e Etapa 3 foram próximos, sendo de 85%, 84% e 88%, respectivamente.

No Quadro 5 são apresentados os resultados referentes à análise estatística realizada a fim de verificar se houve diferença nos resultados encontrados para  $DQO_T$  e  $DQO_F$  ao longo das etapas experimentais e entre etapas com configurações semelhantes (Etapa 1 e Transição: sem material suporte; Etapa 2 e Etapa 3: com material suporte), sendo que  $p\text{-valor} > 0,05$  indica que não há semelhança entre os valores e  $p\text{-valor} < 0,05$  que há semelhança.

**Quadro 5-** Resultado do Teste t, duas amostras independentes para  $DQO_T$  e  $DQO_F$

<b><math>DQO_T</math></b>			
	<b>Amostras</b>	<b>p-valor</b>	<b>Há diferença entre os valores?</b>
<b>Entre etapas sequenciais</b>	Etapa 1 e Etapa 2	0.0083	Sim
	Etapa 2 e Transição	0.0412	Sim
	Transição e Etapa 3	0.3502	Não
<b>Entre etapas semelhantes</b>	Etapa 1 e Transição	0.0470	Sim
	Etapa 2 e Etapa 3	0.0939	Não
<b><math>DQO_F</math></b>			
	<b>Amostras</b>	<b>p-valor</b>	<b>Há diferença entre os valores?</b>
<b>Entre etapas sequenciais</b>	Etapa 1 e Etapa 2	0.1207	Não
	Etapa 2 e Transição	0.9011	Não
	Transição e Etapa 3	0.1234	Não
<b>Entre etapas semelhantes</b>	Etapa 1 e Transição	0.2607	Não
	Etapa 2 e Etapa 3	0.0013	Sim

Fonte: Autoria própria

Por meio do Quadro 5 pode-se observar que a inserção de material suporte em diferentes percentuais de ocupação no TS resultou em semelhança estatística entre as Etapas 2 e 3 para  $DQO_T$  e diferença para  $DQO_F$ .

Em relação à análise sequencial de etapas, os resultados de  $DQO_T$  não foram semelhantes entre as Etapas 1 e 2, e Etapa 2 e Transição. Já da Transição para Etapa 3, os resultados apresentaram semelhança estatística. Para  $DQO_F$  a mudança de etapas experimentais não resultou em diferença estatística dos resultados, mostrando que com ou sem biofilme no reator a remoção de matéria orgânica dissolvida foi semelhante.

### 5.1.2.3 Remoção de sólidos

Na Tabela 4 são apresentados os valores médios e desvio padrão referentes aos sólidos totais e sólidos totais voláteis, afluente e efluente, bem como suas eficiências de remoção médias durante todas as etapas experimentais.

**Tabela 4-** Médias e desvio padrão de sólidos totais e voláteis, afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema

Etapa	ST(mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)	STV (mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
<b>Etapa 1</b>	427,3±140,2	288,9±52,1	25,0±28,6	186,8±104,9	63,1±58,6	54,3±33,0
<b>Etapa 2</b>	468,6±104,7	260,0±111,1	42,1±25,6	214,7±86,8	88,4±67,9	54,6±30,1
<b>Transição</b>	449,2±44,3	296,7±39,9	33,2±13,1	195,3±33,9	73,0±54,9	61,9±29,8
<b>Etapa 3</b>	633,4±185,1	412,3±125,2	32,1±18,8	244,5±143,7	74,1±36,5	60,9±23,2

Fonte: Autoria própria

Por meio da Tabela 4 pode-se observar que a melhor eficiência de remoção de sólidos totais (ST) ocorreu na Etapa 2, a qual é caracterizada por um percentual de ocupação de 50% de material suporte no TS, atingindo eficiência máxima de 67,7%. Em relação a esse parâmetro, as demais etapas apresentaram resultados médios próximos.

Em relação aos sólidos totais voláteis (STV), que corresponde à parcela de matéria orgânica total presente no meio, as eficiências atingidas foram próximas, com maior eficiência na Etapa 1 (93,5%) e menor na Etapa 3 (84,1%).

Na Tabela 5 são apresentados os valores médios e desvio padrão referentes aos sólidos em suspensão totais e voláteis, afluente e efluente, bem como suas eficiências de remoção durante todas as etapas experimentais.

**Tabela 5-** Médias e desvio padrão de sólidos em suspensão totais e voláteis, afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema

Etapa	SST(mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)	SSV (mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
<b>Etapa 1</b>	114,0±63,8	40,4±47,1	56,0±37,2	83,4±48,6	17,2±20,3	77,2±20,7
<b>Etapa 2</b>	152,0±103,7	25,1±27,2	72,2±33,7	116,4±92,2	25,8±32,4	75,8±25,9
<b>Transição</b>	111,5±32,5	71,2±61,9	21,6±82,3	83,2±51,4	66,8±55,6	50,6±58,7
<b>Etapa 3</b>	223,7±95,8	87,0±79,5	58,2±36,8	137,6±56,9	60,2±62,0	59,1±31,7

Fonte: Autoria própria

Em relação aos sólidos em suspensão totais, pode-se observar por meio da Tabela 5 que a melhor eficiência média de remoção ocorreu na Etapa 2 em relação às demais etapas.

A matéria orgânica em suspensão, representada pelos sólidos em suspensão voláteis (SSV) foi melhor removida nas Etapas 1 e 2, ambas com resultados médios próximos (Tabela 5). Gomes (2015) afirma que a redução da parcela de SSV ocorre devido à mineralização de compostos orgânicos.

Segundo Von Sperling (2005) os sólidos em suspensão totais em esgoto doméstico após tratamento apenas em tanque séptico possuem concentração de 100 a 150 mg.L<sup>-1</sup>, faixa essa que foi verificada na Transição e Etapa 3 ao se observar os valores máximos atingidos (133,1 mg.L<sup>-1</sup> e 166,5 mg.L<sup>-1</sup>, respectivamente). O mesmo foi verificado por Gomes (2015) que obteve concentração média de SST de 141±59 mg.L<sup>-1</sup> no efluente de tanque séptico.

Ao analisar as médias e desvios padrão de eficiência de remoção de SST e SSV apresentados na Tabela 5 pode-se observar que as eficiências máximas atingidas foram próximas. A alta eficiência em relação à remoção de sólidos em suspensão já era esperada, uma vez que no TS há predominância da sedimentação desse material. O mesmo foi constatado por Altvater (2008), que obteve o maior percentual médio (56,2%) de remoção de SST em relação aos sólidos totais (16,4%) e sólidos dissolvidos (8,3%). Já Gomes (2015) obteve remoção de 87% de SST, ao avaliar a eficiência de um filtro anaeróbio preenchido com cascas de coco verde, no pós-tratamento de um tanque séptico em escala real.

As eficiências de remoção de SST encontrados nesse trabalho foram superiores ao valor mencionado por Jordão e Pessoa (2011), que afirmaram que no sistema de tanque séptico essa remoção é de 50%.

Na Tabela 6 são apresentados os valores médios e desvio padrão referentes aos sólidos dissolvidos totais e voláteis, afluente e efluente, bem como suas eficiências de remoção durante todas as etapas experimentais.

**Tabela 6-** Médias e desvio padrão de sólidos dissolvidos totais e voláteis, afluente e efluente, e eficiência de remoção nas etapas de operação do sistema

Etapa	SDT(mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)	SDV (mg.L <sup>-1</sup> )		Eficiência de remoção (%)
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente	
<b>Etapa 1</b>	235,3±170,5	187,6±140,5	17,5±24,7	83,4±101,6	39,9±67,1	57,6±58,0
<b>Etapa 2</b>	178,1±164,4	132,1±151,7	13,4±16,6	55,3±56,3	35,3±64,9	27,2±60,4
<b>Transição</b>	193,0±51,4	128,9±128,7	33,2±18,8	64,0±61,8	3,6±43,9	87,4±49,8
<b>Etapa 3</b>	336,6±275,5	256,1±214,3	26,1±26,7	84,8±107,6	6,5±60,1	87,2±70,2

**Fonte:** Autoria própria

Por meio da Tabela 6 pode-se observar que a Transição apresentou a melhor eficiência média de remoção de SDT e SDV, porém a Etapa 3 foi a que atingiu as maiores eficiências máximas.

A Etapa 2 (com 50% de material suporte) foi a que apresentou as menores eficiências, mostrando o percentual de ocupação utilizado nessa etapa não contribuiu para o aumento da remoção de matéria orgânica dissolvida.

## 5.2 CONCENTRAÇÃO DE PT, PST e STVA

Para análise dos resultados de proteínas totais (PT), polissacarídeos totais (PST) e sólidos totais voláteis aderidos (STVA) os valores das concentrações obtidas para a amostra de 1 cm<sup>2</sup> da tira de garrafa PET colonizada foram extrapolados para a área total ocupada pelas tiras, ou seja, 0,78 m<sup>2</sup> (Etapa 2) e 0,15 m<sup>2</sup> (Etapa 3).

Na Tabela 7 são apresentados os resultados referentes às concentrações de PT, PST e STVA do biofilme formado no material suporte nas Etapas 2 e 3.

**Tabela 7-** Concentrações de PT, PST e STVA nas etapas com material suporte

<b>Étapas</b>	<b>PT (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	<b>PST (mg. L<sup>-1</sup>)</b>	<b>STVA (mg. L<sup>-1</sup>)</b>
<b>Etapa 2</b>	$(11,6 \pm 5,95) \times 10^5$	$(28,7 \pm 19,8) \times 10^3$	$(39,3 \pm 24,7) \times 10^4$
<b>Etapa 3</b>	$(14,5 \pm 1,4) \times 10^4$	$(2,9 \pm 2,6) \times 10^3$	$(5,8 \pm 4,9) \times 10^4$

**Fonte:** Autoria própria

O grande desvio padrão dos dados obtidos pode estar relacionado com a aleatoriedade dos locais de coleta das amostras de material suporte, pois as concentrações de biofilme formado nas tiras de PET foram diferentes ao longo do reator.

Por meio da Tabela 7 pode-se observar que o fato da Etapa 2 ter cinco vezes mais tiras do que a Etapa 3 implicou diretamente na maior concentração de biomassa dentro do reator na Etapa 2, devido à maior disponibilidade de área de contato para o crescimento aderido dos microrganismos.

No Quadro 6 são apresentados os resultados referentes à análise estatística realizada a fim de verificar se houve diferença nos resultados encontrados para PT, PST e STVA entre as Etapas 2 e 3.

**Quadro 6-** Resultado do teste t, para duas amostras independentes, entre as Etapas 2 e 3

<b>Parâmetro</b>	<b>p-valor</b>	<b>Há diferença entre os valores?</b>
PT	0,0001	Sim
PST	0,0003	Sim
STVA	0,0002	Sim

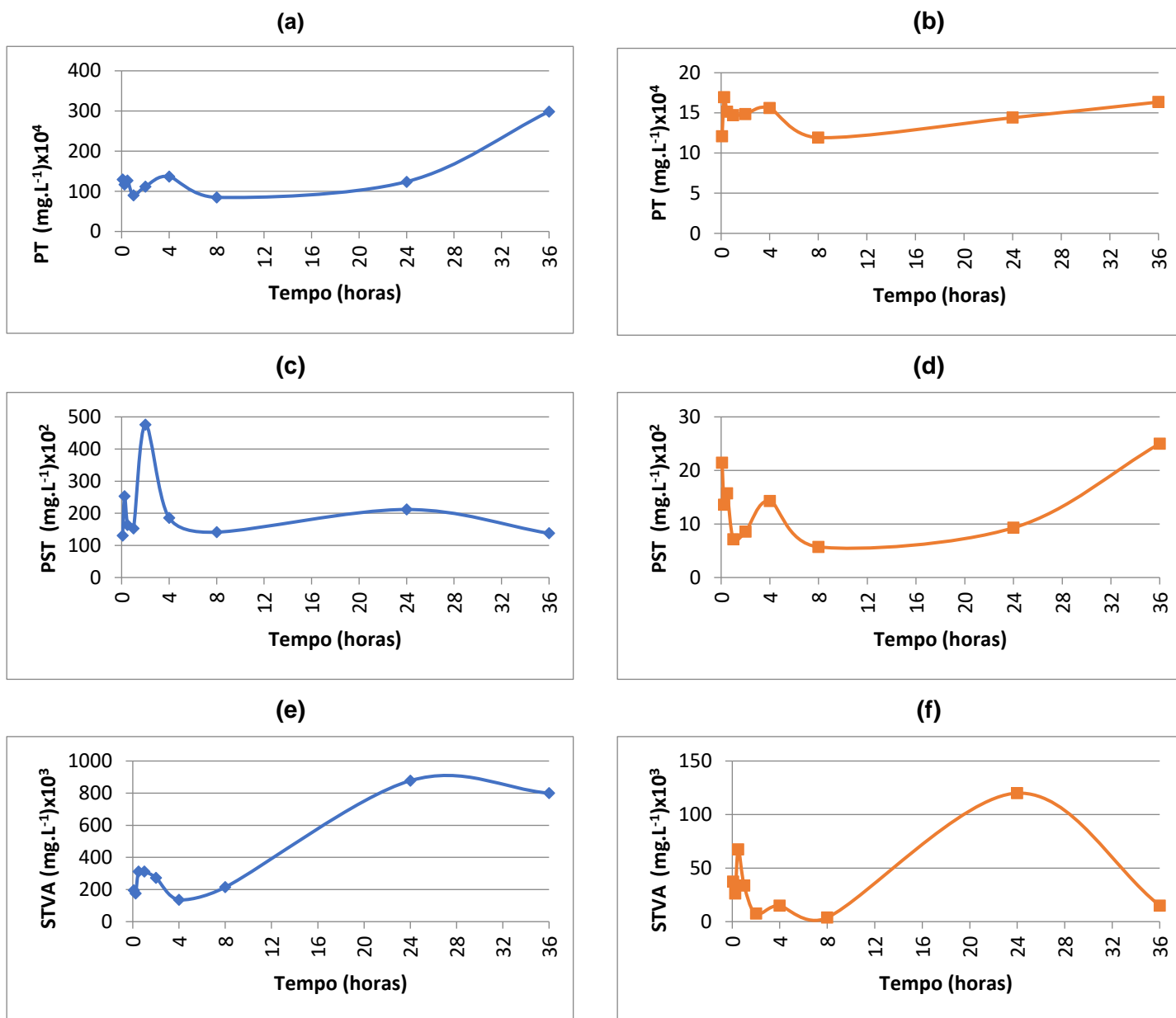
**Fonte:** Autoria própria

A análise estatística realizada mostrou que houve diferença estatística entre as concentrações desses parâmetros entre as Etapas 2 e 3.

Na Figura 14 são mostradas as curvas de crescimento do biofilme nas primeiras 36 horas avaliadas por meio das concentrações de PT, PST e STVA.

**Figura 14-** Concentração de (a) PT (proteínas totais) na Etapa 2, (b) PT na Etapa 3, (c) PST (polissacarídeos totais) na Etapa 2, (d) PST na Etapa 3, (e) STVA (sólidos totais voláteis aderidos) na Etapa 2 e (f) STVA na Etapa 3, durante as primeiras 36 horas

◆ Etapa 2    ■ Etapa 3



**Fonte:** Autoria própria

Tanto na Etapa 2 (50% de ocupação) quanto na Etapa 3 (10% de ocupação), houve formação de biofilme já nas primeiras horas de contato das tiras de PET com o esgoto do sistema (Figura 14). Escudié et al. (2011) afirmam que apenas algumas horas são necessárias para que os microrganismos fiquem aderidos à superfície do material suporte e que se inicie a formação do biofilme.



Ao comparar as Figura 8 e 9 (resultados de  $DQO_T$  e  $DQO_F$  durante toda operação do sistema) com a Figura 14, pode-se inferir que o aumento na eficiência de remoção de  $DQO_T$  e  $DQO_F$  no início da Etapa 2 (aumento de 29% e 19%, respectivamente) e no início da Etapa 3 (aumento de 9% para  $DQO_T$  e 6% para  $DQO_F$ ) deve-se à inserção das tiras de garrafa PET no sistema, pois já havia formação de biofilme nesses períodos.

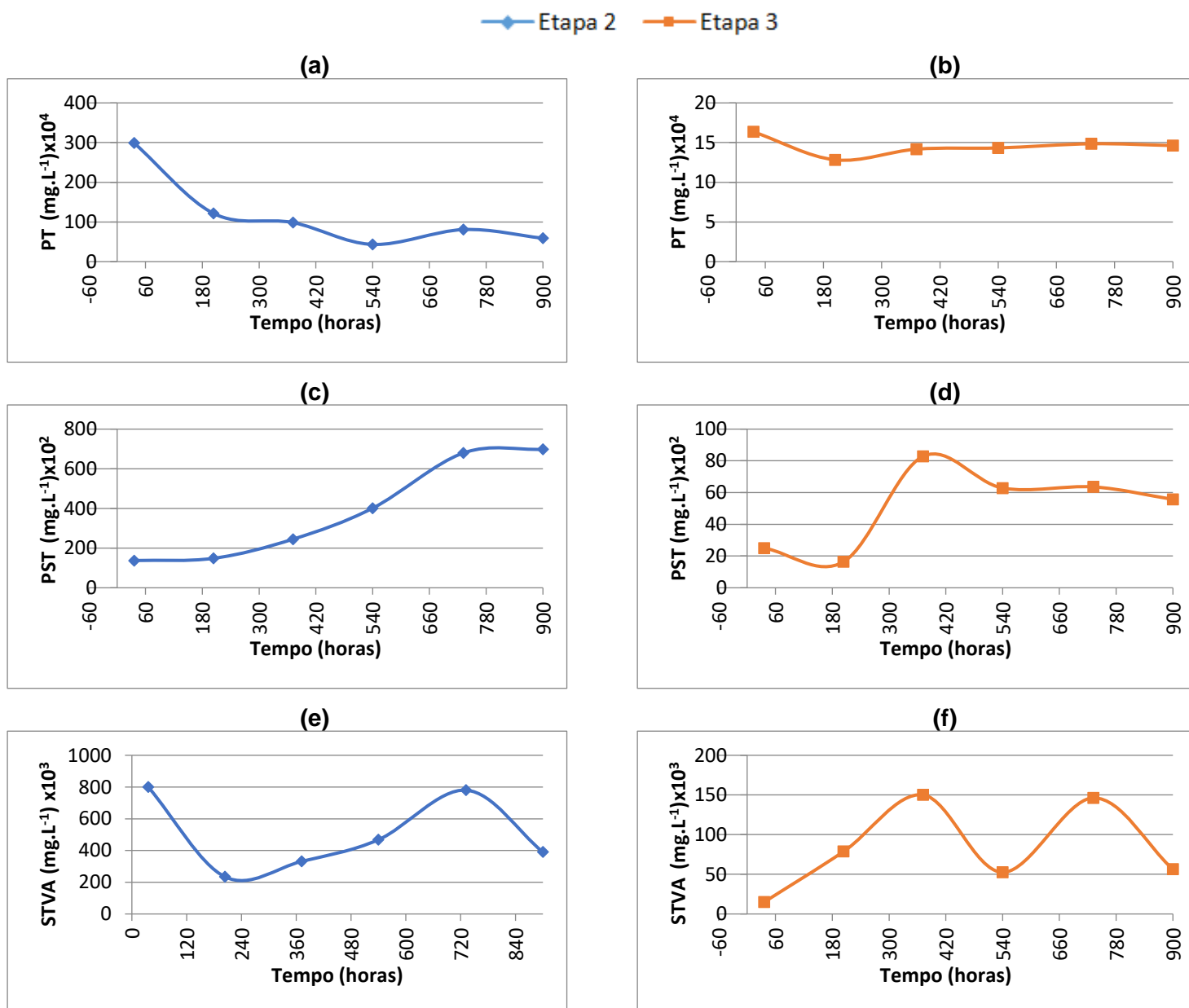
Na Figura 15 são apresentadas as concentrações de PT, PST e STVA a partir das 36 horas de contato das tiras com o efluente até o final da operação das Etapas 2 e 3.

Por meio da Figura 15 pode-se observar que em alguns pontos ocorreram diminuição da concentração de PT, PST e STVA, tanto na Etapa 2 quanto na Etapa 3, principalmente na concentração de PT durante a Etapa 2, que apresentou decréscimo do início ao final dessa etapa. Essas reduções podem estar relacionadas ao desprendimento de biofilme do material suporte, o qual ocasiona a diminuição da quantidade de biomassa aderida.

Em relação à Etapa 3, apesar dos gráficos apontarem alguns pontos de decréscimo ao longo da operação, houve aumento da concentração de PT após 180 horas e de PST e STVA das 36 horas até o final de operação dessa etapa, indicando o bom desenvolvimento da biomassa microbiana.

Já em relação à Etapa 2, apenas a concentração de PST apresentou aumento ao se comparar o início e o final dessa Etapa, sendo que a concentração de PT reduziu em 5 vezes e a de STVA reduziu pela metade.

**Figura 15-** Concentração de (a) PT (proteínas totais) na Etapa 2, (b) PT na Etapa 3, (c) PST (polissacarídeos totais) na Etapa 2, (d) PST na Etapa 3, (e) STVA (sólidos totais voláteis aderidos) na Etapa 2 e (f) STVA na Etapa 3, durante todo período



Fonte: Autoria própria

A atividade do biofilme não é proporcional à quantidade de biomassa fixa ao material suporte, mas pode ser acrescida pela espessura do biofilme a um determinado nível, chamado de espessura ativa. Acima deste nível, a difusão de nutrientes vem a ser um fator limitante, diferenciando biofilme ativo de biofilme inativo. Um biofilme fino, estável e ativo oferece numerosas vantagens no tratamento de águas residuárias (BELKHADIR, 1986 apud BARTHEL, 1988).

Em vista disso, comparando os dados de eficiência média de remoção de  $DQO_T$  e  $DQO_F$  (Tabela 3) com os resultados apresentados de PT, PST e STVA, pode-se observar que, apesar da Etapa 2 ter apresentado maior concentração de biomassa microbiana, as maiores eficiências médias ocorreram na Etapa 3. Nesse sentido, o percentual de ocupação de 10% mostrou-se mais vantajoso em termos de remoção de matéria orgânica no sistema. Barthel (1988) afirmou que biofilmes espessos podem permitir o arraste de partículas do reator, diminuindo a taxa de remoção de matéria orgânica.

## 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir dos resultados encontrados para esse estudo conclui-se que o desempenho do sistema unitário de tratamento de esgoto doméstico composto de tanque séptico com material suporte foi satisfatório, apresentando resultados melhores do sistema operado sem material suporte.

O resultado do monitoramento de pH, alcalinidade e AGV indicou estabilidade do sistema em todas as etapas de operação, sendo que a presença de material suporte não interferiu nesses resultados.

Em termos de remoção de matéria orgânica, a Etapa 3 (com 10% de material suporte) foi a que apresentou as melhores eficiências médias de remoção (77,9% para  $DQO_T$  e 74,4% para  $DQO_F$ ), mostrando que a inserção de material suporte nesse percentual de ocupação interferiu positivamente nos resultados.

Em relação à série de sólidos, os resultados apontam que a presença de biofilme influenciou nas maiores remoções de ST e SST na Etapa 2 (42,1% e 72,2%, respectivamente) e de SDT e SDV na Etapa 3 (33,2% e 87,4%, respectivamente).

As análises do biofilme indicaram que houve maior formação de biomassa microbiana na Etapa 2. Porém, esse fato não refletiu na maior eficiência de remoção nessa etapa.

Para trabalhos futuros sugere-se que o estudo seja realizado com percentuais de ocupação intermediários entre 50% e 10% e que a coleta de amostra de material suporte para avaliação do biofilme seja realizada em vários pontos ao longo do reator e não apenas em um dos blocos.

## **7 CONCLUSÕES**

Do exposto conclui-se que a inserção de tiras de garrafa PET como material suporte dentro do tanque séptico apresentou melhoria na eficiência de remoção de matéria orgânica do sistema, sendo que a Etapa 3, com percentual de ocupação de 10% foi a que apresentou os melhores resultados.

## REFERÊNCIAS

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 9648**: Estudo de concepção de sistemas de esgoto sanitário. Rio de Janeiro: Moderna, 1986. 5 p

ABNT- Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro: Moderna, 1993. 15 p

ALIBARDI, L.; BERNAVA, N.; COSSU, R.; SPAGNI, A. Anaerobic dynamic membrane bioreactor for wastewater treatment at ambient temperature. **Chemical Engineering Journal**, [s.l.], v. 284, p.130-138, jan. 2016. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2015.08.111>.

ALMEIDA, P. G. S. de. **Efeito de diferentes tipos de meio suporte no desempenho de filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB, com ênfase na nitrificação**. 2007. 156 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

ALMEIDA, P. G. S. de. **Remoção de matéria orgânica em nitrogênio em filtros biológicos percoladores aplicados ao pós-tratamento de efluentes de reatores UASB**. 2012. 221 f. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2012.

ALTVATER, P. K. **Avaliação do Desempenho de um Tanque Séptico Modificado e Tratamento Complementar**. 2008. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standards Methods for the Examination of Water e Wastewater**. Washington, D.C; 2012.

ANA- Agência Nacional de Águas (Brasil). Atlas esgotos: despoluição de bacias hidrográficas. Agência Nacional de Águas, Secretaria Nacional de Saneamento Brasil. Brasília: ANA, 2017. 88 p.

ANDRADE NETO, C. O. de; ALÉM SOBRINHO, P.; SOUZA MELO, H. N. de; AISSE, M. M., 1999a, "Decanto-Digestores". In: Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo, Programa PROSAB, capítulo 5, Rio de Janeiro, ABES-RJ.

ANDREOLI, C. V. **Lodo de fossa e tanque séptico: Caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final.** Rio de Janeiro: ABES, 2009. 388p.

AQUINO, S. F de; CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: Causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, p.152-161, abr. 2005. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/esa/v10n2/a09v10n2.pdf>>. Acesso em: 03 jan. 2018.

ÁVILA, R. O. de. **Avaliação do Desempenho de Sistemas Tanque Séptico-Filtro Anaeróbio com Diferentes Tipos de Meio Suporte.** 2005. 166 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências em Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

BARBOSA, S. A. **Avaliação de biofiltro aerado submerso no pós-tratamento do efluente de tanque séptico.** Curitiba, 2006. 228 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental) - Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná.

BARTHEL, L. **Estudo de biofilme desenvolvido em reator de leito fluidizado trifásico aeróbio no tratamento de efluentes têxteis.** 1998. 92 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 1998.

BRADFORD, M. M. A rapid and sensitive method for the quantitation of microgram quantities of protein utilizing the principle of protein-dye-binding. **Analytical Biochemistry**. v. 72, p. 248-254, 1976.

BRANDÃO, H. de L. **Transferência de massa no processo de biodegradação de efluentes líquidos em reatores com biofilme.** 2002. 210 f. Tese (Doutorado) - Curso de Programa de Pós-graduação em Engenharia Química, Centro Tecnológico, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2002.

Brandes, M., 1978. Characteristics of effluents from gray and black water septic tanks. **Journal of the Water Pollution Control Federation**, v.50, n.11, p.2547–2559.

BRASIL. Lei n. 11.445 de 5 de janeiro de 2007. **Lei do Saneamento Básico.** Brasília, DF, jan 2007.

CAMPOS, C. M. M.; CARMO, F. R.; BOTELHO, C. G.; COSTA, C. C. Desenvolvimento e operação de reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) no tratamento dos efluentes da suinocultura em escala laboratorial. **Ciência e Agrotecnologia**, [s.l.], v. 30, n. 1, p.140-147, fev. 2006. FapUNIFESP (SciELO). <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-70542006000100020>.

CANTUÁRIA, G.; FORTE, J. da C.; SIMAAN, L. K.. Saneamento urbano sustentável: Referências projetuais - ECOSAN. **Universitas: Arquitetura e Comunicação Social**, [s.i.], v. 10, n. 1, p.37-47, jul/dez. 2013.

CHABAUD, S.; ANDRES, Y.; LAKEL, A.; LE CLOIREC, P. Bacteria removal in septic effluent: Influence of biofilm and protozoa. **Water Research**, [s.l.], v. 40, n. 16, p.3109- 3114, set. 2006. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2006.06.008>

CHERNICHARO, C. A. de L. **Reatores anaeróbios**. 2. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental UFMG, 1997. 380 p.

CORREA, Camila Zoe. **Reator de Leito Estruturado com Recirculação Submetido à Aeração Intermitente no Tratamento de Esgoto Sanitário**. 2015. 51 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2015.

D'AMATO, V.A.; BAHE, A.; BOUNDS, T.; COMSTOCK, B.; KONSLEK, T.; LIEHR, S.K.; LONG, S.C.; RATANAPHRUKS, K.; ROCK, C.A.; SHERMAN, K. 2008. Factors affecting the performance of primary treatment in decentralized wastewater systems. **WERF**, Final Report. 2008.

DILLALO, R; ALBERTSON, O.E. **Volatile acids by direct titration**. Journal Water Pollution Control Federation, v. 33, n.4, p.350-364, 1961

DUBOIS, M., GILLES, K.A., HAMILTON, J.K. ET AL. Colorimetric method for determination of sugars and substances. **Analytical Chemistry**. v.28, n.3, p.350-356, 1956.

ESCUDIÉ, R.; CRESSON, R.; DELGENES, J-P.; BERNET, N. Control of start-up and operation of anaerobic biofilm reactors: An overview of 15 years of research. **Water Research**, [s.l.], v. 45, n. 1, p.1-10, jan. 2011. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.07.081>.



FERNANDES, W. V.; JÚNIOR, G. B. A.; BATISTA, M. M.; JÚNIOR, R. H. A. Avaliação da remoção de matéria orgânica de efluente de tanque séptico utilizando filtro anaeróbico preenchido com *Luffa cylindrica* como meio de suporte. **Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologias Ambientais**, [s.l.], v. 3, n. 1, p.1-13, 30 jun. 2015. Revista GESTA. <http://dx.doi.org/10.17565/gesta.v3i1.12995>.

GOMES, B. G. L. A. **Tratamento de esgoto de pequena comunidade utilizando tanque séptico, filtro anaeróbio e filtro de areia**. 2015. 138 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Unicamp, Campinas, 2015.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Atlas de Saneamento 2011**. Disponível em: [https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas\\_saneamento/default\\_zip.sh](https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/atlas_saneamento/default_zip.sh) tm. Acesso em 02 de outubro de 2017.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico: 2008**. Rio de Janeiro, 2010. 218 p.

IBRAHIM, H. T.; QIANG, H.; AL-REKABI, W. S.; QIQI, Y. Improvements in Biofilm Processes for Wastewater Treatment. **Pakistan Journal of Nutrition**, [s.i.], v. 11, n. 8, p.610-636, jan. 2012.

JACOBS, A. C. P.; CORREA, C. Z.; PRATES, K. V. M. C. FORMAÇÃO DE BIOFILME EM DIFERENTES MATERIAIS SUPORTE NO TRATAMENTO BIOLÓGICO DE ESGOTO SANITÁRIO. **XI Fórum Ambiental da Alta Paulista**, [s.i.], v. 11, n. 8, p.95-109, 2015.

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

KARADAG, D.; KÖROGLU, O. E.; OZKAYA, B.; ÇAKMAKCI, M. A review on anaerobic biofilm reactors for the treatment of dairy industry wastewater. **Process Biochemistry**, [s.l.], v. 50, n. 2, p.262-271, fev. 2015. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.procbio.2014.11.005>.

KOKARE, C. R.; CHAKRABORTY, S.; KHOPADE, A. N.; MAHADIK, K. R.. Biofilm: Importance and applications. **Indian Journal of Biotechnology**. v. 8, p. 159-168, 2009.

KUS, F.; WIESMANN, U. Degradation kinetics of acetate and propionate by immobilized anaerobic mixed cultures. **Water Research**, New York, v. 29, n. 6, p. 1437-1443, 1995.

LAZAROVA, V.; MANEM, J.. Biofilm characterization and activity analysis in water and wastewater treatment. **Water Research**, Great Britain, v. 29, n. 10, p.2227-2245, 1995.

MADIGAN, M. T.; MARTINKO, J. M.; DUNLAP, P. V.; CLARK, D. P. **Microbiologia de Brock**. 12. ed. Porto Alegre: Artmed, 2010. 1160 p.

MANNICH, P. K. A.; SANTOS, D. C. dos; MANNICH, M. Sistema biológico alternativo para pós-tratamento de esgoto. **Revista Dae**, [s.l.], v.57, n. 181, p.23-32, 2009. Editora Cubo Multimidia. <http://dx.doi.org/10.4322/dae.2014.043>.

MCDUGALD, D.; RICE, S. A.; BARRAUD, N.; STEINBERG, P. D.; KJELLEBERG, S. Should we stay or should we go: mechanisms and ecological consequences for biofilm dispersal. **Nature Reviews Microbiology**, [s.l.], v. 10, p.39-50, 28 nov. 2011. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/nrmicro2695>.

METCALF, L.; EDDY, H. P. **Tratamento de Efluentes e Recuperação de Recursos**. 5. ed. Boston: Bookman, 2015. 2008 p.

NAÇÕES UNIDAS NO BRASIL. Assembléia da ONU reconhece saneamento como direito humano distinto de direito à água potável. **ONU BR**, 04 jan. 2016. Disponível em: <https://nacoesunidas.org/assembleia-geral-da-onu-reconhece-saneamento-como-direito-humano-distinto-do-direito-a-agua-potavel/>. Acesso em: 09 jan 2018.

OTTERPOHL, R.; GROTTKER, M.; LANGE J. Sustainable water and waste management in urban areas. **Water Science and Technology**, v. 35, n. 9, p. 121-133, 1997.

PITALUGA, D. P. da S. **AVALIAÇÃO DE DIFERENTES SUBSTRATOS NO TRATAMENTO DE ESGOTO SANITÁRIO POR ZONA DE RAÍZES**. 2011. 133 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Programa de Pós-graduação Stricto Sensu em Engenharia do Meio Ambiente, Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2011.

RIBAS, M. M. F.; MORAES, E. de M.; FORESTI, E. Avaliação da acurácia de diversos métodos para determinação de ácidos graxos voláteis e alcalinidade a bicarbonato para monitoramento de reatores anaeróbios. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 12, n. 3, p.240-246, set. 2007.  
<http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522007000300002>.

RICHARDS, S.; PATERSON, E.; WITHERS, Paul J. A.; STUTTER, M. Septic tank discharges as multi-pollutant hotspots in catchments. **Science of The Total Environment**, [s.l.], v. 542, p.854-863, jan. 2016. Elsevier BV.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.10.160>.

SNIS. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos- 2015**. Brasília: SNSA/MCIDADES, 2017. 212 p. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/diagnostico-agua-e-esgotos/diagnostico-ae-2015>. Acesso em 09 jan 2018.

SHOW, K.; TAY, J. Influence of support media on biomass growth and retention in anaerobic filters. **Water Research**, Great Britain, v. 33, n. 6, p.1471-1481, 1999.

TORTORA, G. J.; FUNKE, B. R.; CASE, C. L. **Microbiologia**. 8 ed. Porto Alegre: Artmed, 2005. 894 p.

VON SPERLING, M. **Princípios básicos do tratamento de esgotos** - Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte, UFMG. v.2. 1996.

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

VON SPERLING, M. **Basic Principles of Wastewater Treatment**. Londres: Iwa Publishing, 2007. 208 p.

WOLFF, D. B.; PAUL, E.; COSTA, R. H. R. da. Influência do tipo de material suporte no desempenho de reatores biológicos de leito móvel na remoção de carbono e nitrificação de esgoto sanitário. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, [s.i], v. 15, n. 2, p.149-154, abr. 2010.

XAVIER, J.B.; PICIOREANU, C.; ALMEIDA, J.S.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M. Monitorização e modelação da estrutura de biofilme. **Boletim de Biotecnologia**, 2005.