



ALINE DOS REIS SOUZA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA
DE TRATAMENTO DE EFLUENTES DO
CANIL PARQUE FRANCISCO DE ASSIS EM
LAVRAS-MG**

LAVRAS – MG

2015

ALINE DOS REIS SOUZA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES DO CANIL PARQUE FRANCISCO DE ASSIS EM
LAVRAS-MG**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Recursos Hídricos em Sistemas
Agrícolas, área de concentração em
Hidrologia e Saneamento Ambiental,
para a obtenção do título de Mestre.

Orientador

Dr. Ronaldo Fia

LAVRAS – MG

2015

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a) autor(a).

Souza, Aline dos Reis.

Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes de canil no parque Francisco de Assis em Lavras-MG / Aline dos Reis Souza. – Lavras : UFLA, 2015.

129 p. : il.

Dissertação (mestrado acadêmico)–Universidade Federal de Lavras, 2015.

Orientador(a): Ronaldo Fia.

Bibliografia.

1. Cães. 2. Tratamento biológico. 3. Sistema tanque séptico-filtro anaeróbio. 4. Biodegradabilidade. 5. Poluição. I. Universidade Federal de Lavras. II. Título.

ALINE DOS REIS SOUZA

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO
DE EFLUENTES DO CANIL PARQUE FRANCISCO DE ASSIS EM
LAVRAS-MG**

Dissertação apresentada à
Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do
Programa de Pós-Graduação em
Recursos Hídricos em Sistemas
Agrícolas, área de concentração em
Hidrologia e Saneamento Ambiental,
para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 05 de agosto de 2015.

Dr. Cláudio Milton Montenegro Campos

UFLA

Dr^a. Kátia Daniela Ribeiro

UNIFOR-MG

Dr. Ronaldo Fia

Orientador

LAVRAS – MG

2015

Aos meus pais, que sempre apoiam e dão força para meus estudos.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelas oportunidades, pela presença e orientação espiritual em minha vida, o que me ajudou a superar as dificuldades desta etapa.

À UFLA e à FAPEMIG pelo financiamento da bolsa de pesquisa, bem como pelo financiamento do projeto do Parque Francisco de Assis (TEC - APQ-02879-13), ao qual este trabalho está vinculado.

Em destaque, ao meu orientador, Ronaldo Fia, pela atenção e disposição, elementos essenciais para a condução e conclusão deste trabalho. Agradeço ainda pela confiança e oportunidade de aprendizagem, com sua experiência profissional.

À Camila Silva Franco, pelo auxílio e conhecimento compartilhado.

Ao Parque Francisco de Assis de Lavras, coordenadores e funcionários, por terem me acolhido no período do experimento. Agradeço, principalmente à Agulúcia e ao Roni, pela disponibilidade e colaboração. E, especialmente, pela oportunidade de conhecer e aprender com o admirável trabalho realizado no Parque.

Aos graduandos colaboradores do experimento: Dayana Cristine Barbosa Mafra, Hévelyn Silva Vilela, Daniela Vilela Landim, Ana Carolina Moreira e Arlei Francisco de Mesquita Xavier.

Aos técnicos dos laboratórios da Engenharia Ambiental, Isael Aparecido Rosa e Juliana de Oliveira Silva Giacoppo e aos técnicos do LAADeg, Wesley Aparecido Machado e Marcos Antônio de Sousa, pela confiança e importantíssimo auxílio no desenvolvimento do experimento.

Aos professores e colegas do programa PPGRHSA.

Ao Luís Guilherme de Faria e aos meus amigos, pelo carinho e valioso apoio de sempre.

À minha família, pelo incentivo e amor.

Por fim, agradeço aos membros da banca, Professor Cláudio Milton Montenegro Campos e Professora Kátia Daniela Ribeiro. Obrigada!

RESUMO

Cães abandonados nas ruas têm se tornado um problema crescente na maioria das cidades brasileiras. Para amenizar o problema, muitos municípios têm criado os canis, unidades destinadas ao abrigo dos cães. O confinamento dos animais proporciona a geração de grande quantidade de resíduos sólidos e líquidos de forma concentrada. Tais resíduos são ainda pouco estudados. O canil Parque Francisco de Assis de Lavras abriga cerca de 400 cães e possui um sistema de tratamento individual, composto por grades, decantador, tanques sépticos e filtros anaeróbios (TS-FAN), e tanques de estabilização para tratamento das águas residuárias geradas na atividade. O objetivo deste trabalho foi caracterizar o efluente e o sistema de tratamento do efluente do canil, bem como avaliar a qualidade da água do corpo hídrico receptor antes e após o lançamento o efluente tratado. A eficiência média de remoção no sistema de tratamento foi aproximadamente de 65% de matéria orgânica, 11% de nutrientes e 59% de coliformes, caracterizando-se como insatisfatórias, para os padrões de lançamento e qualidade das águas classe 2, conforme deliberação normativa COPAM/CERH nº01/2008, alterando as condições e padrões do ribeirão de forma negativa.

Palavras-chave: Cães. Tratamento biológico. Sistema tanque séptico-filtro anaeróbio. Biodegradabilidade. Poluição.

ABSTRACT

Stray dogs on the streets have become a growing problem in most Brazilian cities. To minimize the problem, many municipalities have created the kennels, units designed to shelter dogs. The confinement of animals provides the generation of large amounts of solid and liquid waste in concentrated form. Such residues are still poorly studied. Parque Francisco de Assis de Lavras houses about 400 dogs and has an individual treatment system, consisting of grating, sedimentation tank, septic tanks and anaerobic filters (TS-FAN), and stabilization ponds for treatment of the wastewater generated in the activity. The objective of this study was to characterize the effluent and the kennel's effluent treatment system, as well as to analyze the water quality of the receiving hydrous body before and after the release of the treated effluent. The average of removal efficiency in the treatment system was approximately 65% of organic matter, 11% of nutrients and 59% of coliforms, characterizing itself as unsatisfactory for the standards of discharging and quality of class 2 waters, according to normative deliberation COPAM/CERH n°01/2008, changing conditions and patterns of the creek negatively.

Keywords: Dogs . Biological treatment. System septic tank - anaerobic filter. Biodegradability. Pollution.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1	Conceito de sistema convencional de tratamento de esgotos	31
Figura 2	(a) Baias onde são alojados os cães; (b) sala de banho e tosa dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.....	49
Figura 3	Sistema de tratamento da água residuária do canil Parque Francisco de Assis de Lavras-MG: efluente gerado com a lavagem das baias sendo tratado preliminarmente em uma grade (3a); tratamento primário (decantador) (3b); tratamento primário/secundário composto por tanque séptico e filtro anaeróbio com capacidade de 5.000 L cada (3c) e 10.000 L cada (3d); tratamento complementar - tanques de estabilização (3e); vista parcial do sistema de tratamento (3f).....	51
Figura 4	Diagrama esquemático do sistema de tratamento das águas residuárias do canil Parque Francisco de Assis de Lavras-MG....	52
Figura 5	Planta baixa (a) e corte A - B (b) do conjunto tanque séptico-filtro anaeróbio de 5 m ³ do tratamento primário/secundário da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.....	54
Figura 6	Planta baixa (a) e corte A - B (b) do tanque de estabilização de 1 m ³ do tratamento complementar da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.	56
Figura 7	Reator laboratorial, em aeração e agitação sobre chapa magnética, utilizado na realização do ensaio de biodegradabilidade aeróbia da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.....	65
Figura 8	Reator laboratorial, em agitação sobre chapa magnética, utilizado na realização do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.....	67

Figura 9	Variação de vazão diária e vazão média da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.	72
Figura 10	Variação dos valores de pH da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valores de referência para disposição em cursos de água (6 a 9).	74
Figura 11	Variação das concentrações de DBO da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valor de referência para disposição em cursos de água (60 mg L^{-1}).	78
Figura 12	Variação das concentrações de DQO da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valor de referência para disposição em cursos de água (180 mg L^{-1}).	78
Figura 13	Variação das concentrações de ST da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.	81
Figura 14	Variação das concentrações de SS da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valores de referência para disposição em cursos de água (100 e 150 mg L^{-1}).	81
Figura 15	Variação das concentrações de PT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.	87
Figura 16	Variação das concentrações de NTK da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valor de referência para disposição em cursos de água (20 mg L^{-1}).	87

Figura 17	Variação das concentrações de CT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.	93
Figura 18	Variação das concentrações de CT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.	94
Figura 19	Valores de DQO observados ao longo do monitoramento do ensaio aeróbio de biodegradabilidade da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.	101
Figura 20	Valores de DQO observados ao longo do monitoramento do primeiro ensaio anaeróbio de biodegradabilidade da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.	103
Figura 21	Valores de DQO observados ao longo do monitoramento do segundo ensaio anaeróbio de biodegradabilidade da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.	103
Figura 22	Variação dos valores de pH do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valores de referência para a águas doces Classe 2 (6 a 9).	105
Figura 23	Variação das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (> 5 mg L ⁻¹).	107
Figura 24	Variação das concentrações de DBO do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o	

	tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (< 5 mg L ⁻¹).	108
Figura 25	Variação das concentrações de DQO do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.	108
Figura 26	Variação das concentrações de ST do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.	109
Figura 27	Variação das concentrações de SS do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (100 mg L ⁻¹).	110
Figura 28	Variação das concentrações de PT do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (0,05 mg L ⁻¹).	111
Figura 29	Variação das concentrações de NTK do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valores de referência para a águas doces Classe 2 (3,7 mg L ⁻¹ para pH ≤ 7,5 e 2,0 mg L ⁻¹ , para 7,5 < pH ≤ 8,0).	112
Figura 30	Variação das concentrações de CT do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.	114
Figura 31	Variação das concentrações de CTer do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos	

cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (1.000 NMP 100 mL⁻¹).115

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 Características físico-químicas do esgoto doméstico típico.....	21
Tabela 2 Composição típica de esgotos sanitários.....	23
Tabela 3 Caracterização de diferentes esgotos brutos	23
Tabela 4 Consequências negativas de poluentes encontrados em efluentes .	25
Tabela 5 Eficiência de remoção de Poluentes por tipo de Tratamento	32
Tabela 6 Eficiências típicas de remoção de poluentes por processos biológicos	40
Tabela 7 Valores médios de pH da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.	73
Tabela 8 Concentrações médias de DBO e DQO da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de DBO e DQO nas diferentes unidades de tratamento.	76
Tabela 9 Concentrações médias de ST e SS da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de ST e SS nas diferentes unidades de tratamento.....	82
Tabela 10 Concentrações médias de NTK e PT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de NTK e PT nas diferentes unidades de tratamento.	85
Tabela 11 Concentrações médias de CT e CTer da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e	

eficiência média de remoção de CT e CTer nas diferentes unidades de tratamento.	92
Tabela 12 Concentrações médias de Cu e Zn da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de Cu e Zn nas diferentes unidades de tratamento.	95
Tabela 13 Concentrações médias de detergente da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de detergente nas diferentes unidades de tratamento.	96
Tabela 14 Concentrações médias de SVT no lodo gerado no tratamento da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e acúmulo de lodo nas unidades anaeróbias em diferentes períodos de monitoramento. ..	98
Tabela 15 Concentrações médias de OD, DBO, DQO, ST e SS no Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.	106
Tabela 16 Concentrações médias de NTK e PT do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.	111
Tabela 17 Concentrações médias de CT e CTer do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.	113

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	17
2	OBJETIVOS	19
2.1	Objetivo geral	19
2.2	Objetivos específicos	19
3	REFERENCIAL TEÓRICO	20
3.1	Composição do efluente	20
3.2	Impactos socioambientais e legislação	24
3.3	Tratamento biológico	28
3.3.1	Tratamento anaeróbio	32
3.3.1.1	Tanque séptico e filtro anaeróbio	34
3.3.2	Tratamento aeróbio	39
3.3.2.1	Lodos ativados	41
3.3.3	Tratamento facultativo	43
3.4	Biodegradabilidade	45
4	MATERIAL E MÉTODOS	48
4.1	Caracterização da área de estudo	48
4.2	Avaliação do tratamento	57
4.2.1	Caracterização do efluente no tratamento	57
4.2.2	Quantificação da vazão de efluente	59
4.2.3	Quantificação da formação e acúmulo de lodo	59
4.3	Ensaio de biodegradabilidade	62
4.3.1	Ensaio de biodegradabilidade aeróbia	63
4.3.2	Ensaio de biodegradabilidade anaeróbia	66
4.4	Caracterização e monitoramento da qualidade da água do corpo hídrico receptor	69
4.5	Tratamento estatístico dos dados	70
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
5.1	Avaliação do sistema de tratamento	71
5.1.1	Vazão	71

5.1.2	Potencial Hidrogeniônico (pH)	72
5.1.3	Matéria orgânica	74
5.1.4	Sólidos	81
5.1.5	Fósforo e Nitrogênio	85
5.1.6	Coliformes	91
5.1.7	Cobre e Zinco	94
5.1.8	Detergente	96
5.1.9	Acúmulo de lodo	97
5.2	Ensaio de biodegradabilidade	100
5.3	Qualidade da água do corpo hídrico receptor do efluente do canil	104
5.3.1	Potencial Hidrogeniônico (pH)	104
5.3.2	Oxigênio dissolvido, matéria orgânica e sólidos	105
5.3.3	Fósforo e Nitrogênio	110
5.3.4	Coliformes	113
6	CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES	116
	REFERÊNCIAS	117

1 INTRODUÇÃO

Todo abrigo ou lugar destinado ao alojamento e cria de cães gera esgoto animal proveniente da higienização das baias por meio da lavagem dos dejetos. Este esgoto possui características que indicam potencial poluidor, pouco superior ao esgoto doméstico. Portanto, há a necessidade de tratamento e/ou destinação adequada deste efluente no ambiente, de acordo com as regras e critérios definidos pela legislação ambiental vigente. Caso contrário, haverá o risco de contaminação do solo, dos recursos hídricos e danos à saúde pública.

Conforme o art. 3º da Resolução CONAMA nº 430, os efluentes de qualquer fonte poluidora só poderão ser lançados diretamente nos corpos d'água após o devido tratamento, e desde que obedeçam às condições, padrões e exigências das normas aplicáveis (BRASIL, 2011).

O problema para realizar este descarte é maior para canis que são responsáveis pelo acolhimento e cuidado de grande população de cães, doentes e abandonados, pois, além de gerar considerável volume de efluente, geralmente são localizados afastados das cidades ou em áreas rurais, não dotadas de sistema público de coleta e tratamento de esgoto sanitário.

Tal realidade corrobora com a necessidade de se desenvolver, no próprio local do canil, tecnologias economicamente viáveis para um sistema individual de tratamento do efluente.

Os canis desempenham importante função sanitária e de saúde pública. Diversos municípios brasileiros buscam a instalação destes abrigos de cães para controle da população, pois animais abandonados na zona urbana representam riscos à saúde pública, uma vez que não possuem cuidados veterinários adequados e são hospedeiros de mais de 300 tipos de zoonoses. Destacam-se, na América Latina, a raiva, a leptospirose, a doença de Chagas, a hidatidose e a leishmaniose (GARDE et al., 2013).

Assim, a relevância de se manter esta atividade social dos canis, viabiliza a realização de um tratamento do efluente gerado, pois, mais do que

o aspecto de proteção ambiental, o tratamento de esgotos é também questão de saúde pública.

O canil Parque Francisco de Assis de Lavras já está evoluído neste quesito de saneamento, possuindo um sistema de tratamento, composto basicamente por tanques sépticos e filtros anaeróbios (TS-FAN), para tratamento das águas residuárias geradas na atividade.

Em geral, tem sido dada pouca atenção aos sistemas individuais e simplificados de tratamento, que geram baixos volumes de efluentes, mas com as frequentes descargas indevidas têm causado sérios impactos ambientais, contaminando os solos e as águas. Isso ocorre principalmente pela falta de controle, pois apesar da simplicidade dos sistemas, demandam certo monitoramento que, por muitas vezes, não ocorre, por falta de conhecimento do efluente, da operação e do desempenho do sistema. Este fato tem agravado a situação, já precária, de saneamento no Brasil, principalmente nas áreas rurais.

Portanto, o presente trabalho pretende ser uma contribuição à informação sobre efluente de canil e tratamento individual simplificado por sistemas TS-FAN, por meio do monitoramento do efluente no tratamento, a fim de avaliar o desempenho e a eficiência de remoção de poluentes, para o conhecimento das medidas preventivas e corretivas necessárias, visando o atendimento aos padrões de lançamento de efluentes em curso d'água e a qualidade da água do corpo hídrico receptor.

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

O objetivo principal deste trabalho foi atender à demanda social e ambiental da cidade de Lavras-MG, buscando evidenciar possíveis melhorias no sistema de tratamento de efluentes do canil Parque Francisco de Assis da cidade, e atender às exigências legais para lançamento de efluentes no corpo hídrico receptor, além de servir como base para outros canis tratarem seus efluentes.

2.2 Objetivos específicos

- Caracterizar física, química e microbiologicamente o efluente do canil;
- caracterizar a biodegradabilidade do efluente;
- caracterizar o sistema de tratamento de efluentes em relação à vazão e quanto à geração de lodo;
- identificar a eficiência do sistema de tratamento existente (tanque séptico, filtro anaeróbio e tanques de estabilização), para propor alterações e melhorias;
- identificar a qualidade da água do corpo hídrico receptor antes e após o lançamento do efluente tratado.

3 REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Composição do efluente

Nos efluentes existem diversos compostos que podem afetar negativamente o ambiente, desde os micro-organismos até o ser humano. A caracterização destes componentes é feita por análises físicas, químicas e microbiológicas do efluente (BOTTAMEDI; BONAMENTE, 2013).

O conhecimento das características qualitativas e quantitativas de um efluente é importante para adotar um sistema de tratamento mais adequado para cada tipo de água residuária, e se obter a eficiência do tratamento desejada para disposição final no ambiente.

As características dos efluentes, especificamente de canis, ainda são praticamente desconhecidas. Poucos são os registros sobre o tema. Jaworski e Hickey (1962) verificaram valores máximos de DBO, sólidos totais e sólidos voláteis da ordem 660 mg L^{-1} , 1.630 mg L^{-1} e 1.230 mg L^{-1} , respectivamente, na água residuária da lavagem de canil com 300 cães em Washington D.C., nos Estados Unidos, após a raspagem das baias.

Hartel et al. (2008) avaliaram a influência do uso do solo na quantidade de coliformes no Rio Potato na Geórgia, nos Estados Unidos. Os autores verificaram que a presença de alguns canis na bacia hidrográfica foi o fator que mais contribuiu para a contaminação do rio. Em um dos pontos de coleta, o número de *Escherichia coli* aumentou de $377 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$ para $2.481 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$.

Giangaspero et al. (2007) relatam a presença dos protozoários *Giardia duodenalis* e *Cryptosporidium* nas fezes dos cães e que provavelmente estão presentes nos efluentes do canil.

No entanto, existe vasto conhecimento sobre o esgoto doméstico, o qual apresenta características mais próximas aos dados encontrados neste estudo do efluente canino. Portanto, dados sobre o esgoto doméstico serão

tratados aqui como estado da arte para se comparar com os resultados deste trabalho.

Dejetos de animais são constituídos por fezes, urina, resíduos de ração, pelos e outras substâncias consumidas por estes animais (BORDIN et al., 2005). O efluente de canil é composto por esses resíduos, produzidos pelos cães, e águas com produtos de limpeza provenientes da lavagem das baias.

Segundo Von Sperling (2014), o esgoto doméstico é composto por resíduos humanos (fezes e urina) e águas (>99%) produzidas nas diversas atividades diárias. Os constituintes presentes nos esgotos são organismos patogênicos, óleos e graxas, materiais sólidos e flutuantes, nutrientes (fósforo e nitrogênio) e materiais orgânicos e inorgânicos como carboidratos, lignina, gorduras, sabões, detergentes, proteínas e seus produtos de decomposição (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Dentre estes constituintes, Von Sperling (2014) apresenta as faixas de variação e valores típicos da concentração dos parâmetros físico-químicos para caracterização do esgoto doméstico (Tabela 1).

Tabela 1 Características físico-químicas do esgoto doméstico típico

Parâmetros	Faixas de variação	Valor típico
Sólidos totais (mg L ⁻¹)	700 - 1350	1100
Em suspensão (mg L ⁻¹)	200 - 450	350
Fixos (mg L ⁻¹)	40 - 100	80
Voláteis (mg L ⁻¹)	165 - 350	320
Dissolvidos (mg L ⁻¹)	500 - 900	700
Fixos (mg L ⁻¹)	300 - 550	400
Voláteis (mg L ⁻¹)	200 - 350	300
Sedimentáveis (mg L ⁻¹)	10 - 20	15
Matéria orgânica	-	-
DBO (mg L ⁻¹)	250 - 400	300
DQO (mg L ⁻¹)	450 - 800	600
Nitrogênio total (mg L ⁻¹)	35 - 60	45
Fósforo total (mg L ⁻¹)	4 - 15	7
pH	6,7 - 8,0	7,0

Fonte: Von Sperling (2014)

Os organismos patogênicos e parasitas, presentes no esgoto, encontrados por Paulino et al. (2001) e Cavinatto e Paganini (2007), foram helmintos: *Ascaris* sp., *Toxocara* sp., *Trichuris* sp., *Hymenolepis diminuta*, *H. nana*, *Taenia* sp. e *Ancilostomídeos*; protozoários: *Isospora* sp., *Entamoeba coli*, *Entamoeba histolytica*, *Giardia lamblia*, *Endolimax nana* e *Salmonella* sp..

A concentração de matéria orgânica é quantificada em termos de quantidade de oxigênio necessário para oxidá-la; sendo os principais indicadores de poluição orgânica o oxigênio dissolvido (OD), a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e a demanda química de oxigênio (DQO). Nos esgotos, a concentração de oxigênio dissolvido pode ser considerada como zero (VON SPERLING, 2014).

O nitrogênio está presente no esgoto doméstico por fazer parte dos compostos orgânicos como aminoácidos e proteínas, por ser um subproduto do metabolismo humano como ureia e ácido úrico; inorgânicos como amônio, nitrato e nitrito, além do nitrogênio gasoso e ar; e por estar presente em detergentes. Assim como o fósforo, que está incluído na formulação da maioria dos detergentes (OSÓRIO; OLIVEIRA, 2001; POHLING, 2009).

A determinação dos sólidos e suas variações são importantes, pois conferem ao efluente a turbidez e partes destes compostos formarão o lodo durante o processo de tratamento do efluente (VON SPERLING, 2014).

Metcalf e Eddy (2003) caracterizaram os esgotos domésticos em concentração baixa, média ou alta, de acordo com a concentração dos constituintes físico-químicos: DQO, DBO, Sólidos Totais (ST), Sólidos Totais Dissolvidos (STD), Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF), Sólidos Dissolvidos Voláteis (SSV), Sólidos Suspensos Totais (SST), Sólidos Suspensos Fixos (SSF) e Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) (Tabela 2).

Tabela 2 Composição típica de esgotos sanitários

Parâmetro	Esgotos sanitários		
	Baixa	Média	Alta
ST (mg L ⁻¹)	390	720	1230
STD (mg L ⁻¹)	270	500	860
SDF (mg L ⁻¹)	160	300	520
SDV (mg L ⁻¹)	110	200	340
SST (mg L ⁻¹)	120	210	400
SSF (mg L ⁻¹)	25	50	85
SSV (mg L ⁻¹)	95	160	315
DBO (mg L ⁻¹)	110	190	350
DQO (mg L ⁻¹)	250	430	800

Fonte: Adaptado de Metcalf & Eddy (2003)

Resultados médios próximos a estes foram encontrados por Sousa et al. (2005), Lima e Costa (2011), Tonetti et al. (2011) em análises de diferentes esgotos brutos (Tabela 3):

Tabela 3 Caracterização de diferentes esgotos brutos

Parâmetro	Média dos resultados por autor		
	Sousa et al. (2005)	Lima e Costa (2011)	Tonetti et al. (2011)
ST (mg L ⁻¹)	1140	-	-
SST (mg L ⁻¹)	331	150	115
SSV (mg L ⁻¹)	249	-	-
Oxigênio dissolvido (mg L ⁻¹)	-	-	0,6
DQO (mg L ⁻¹)	682	222	823
DBO (mg L ⁻¹)	-	123	489
Nitrogênio Total (mg L ⁻¹)	52,2	-	-
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	7,1	12,7	-
Coliformes Termotolerantes (NMP 100 mL ⁻¹)	1,0x10 ⁷	-	-
pH	6,71	6,8	6,9
Turbidez (NTU)	-	95,9	-
Condutividade Elétrica a 25°C (dS m ⁻¹)	1,648	-	-

A comparação de resultados de caracterização de esgotos sempre promoverá certa discordância, devido às diferenças em procedimentos de análise ou à efetiva variação na composição dos esgotos analisados (VILLELA; FOREST, 2014). Nesse caso, os resultados de alguns

parâmetros chegaram a apresentar grandes variações, porém algumas médias apresentaram-se dentro das faixas de variações apresentadas por Von Sperling (2014).

De modo geral, as características dos efluentes de origem doméstica são bastante amplas, com significativas variações. Estas variações na composição dos esgotos domésticos variam, principalmente, de acordo com o uso ao qual a água foi submetida. Os principais fatores que podem influenciar a composição são o clima e os hábitos da população. Portanto, a caracterização desta variação do efluente torna-se indispensável, visto que a escolha e a eficiência dos processos de tratamento empregados estão diretamente relacionadas a estas características.

3.2 Impactos socioambientais e legislação

O lançamento de efluentes sem tratamento em corpos hídricos altera as características naturais da água a partir do ponto de lançamento e compromete sua qualidade para vários tipos de uso como consumo humano, recreação ou mesmo para uso em atividades agrícolas (RIBAS; FORTES NETO, 2008).

Tonetti et al. (2010) apontam que existe deficiência crônica de sistemas sanitários nas pequenas localidades, onde na maioria dos casos, os dejetos são lançados direto no ribeirão mais próximo, ou descartados de maneira inadequada no terreno, contribuindo para a poluição ambiental da água e do solo e, conseqüentemente, o comprometimento da saúde dos usuários daquele ambiente.

A principal consequência à população rural e urbana devido à carência do saneamento é a exposição a doenças causadas por ingestão de alimentos e de água contaminada pelo esgoto doméstico, dentre elas se destacam a febre tifoide, disenteria, cólera, diarreia, hepatite, leptospirose e giardíase (MEHNERT, 2003; PERES et al., 2010).

Os rios e lagos são os principais receptores de esgotos domésticos e quando recebem volumes acima de sua capacidade depuradora natural, modificam as características físicas e químicas da água ao longo de certo trecho, por meio da proliferação de micro-organismos decompositores e a consequente redução do teor de oxigênio dissolvido, promovendo assim um desequilíbrio ecológico que afeta a fauna e a flora local (BARBONI; ROCHETTO, 2014).

Matos (2010) explica que o fenômeno de autodepuração do curso hídrico ou seu desequilíbrio com decréscimo de oxigênio dissolvido na água, depende da quantidade de efluente lançado, da concentração de carga orgânica presente no lançamento e da vazão do curso d'água receptor.

Barros et al. (1995) apresentam algumas consequências ambientais negativas dos compostos presentes em efluentes (Tabela 4).

Tabela 4 Consequências negativas de poluentes encontrados em efluentes

Poluentes	Parâmetros de Caracterização	Tipo de efluente	Consequências
Sólidos em suspensão	Sólidos em suspensão totais	Domésticos Industriais	Problemas estéticos Depósitos de lodo Adsorção de poluentes Proteção de patógenos
Sólidos flutuantes	Óleos e graxas	Domésticos Industriais	Problemas estéticos
Matéria orgânica Biodegradável	DBO	Domésticos Industriais	Consumo de oxigênio Mortandade de peixes Condições sépticas
Patogênicos	Coliformes	Domésticos	Doenças de veiculação hídrica
Nutrientes	Nitrogênio Fósforo	Domésticos Industriais	Crescimento excessivo de algas (eutrofização) Toxicidade aos peixes Doença em recém-nascidos (nitratos)

Tabela 4 Conclusão

Compostos não biodegradáveis	Pesticidas Detergentes Outros	Industriais Agrícolas	Toxicidade e espumas Redução de transferência de oxigênio Não biodegradabilidade Maus odores
Metais pesados	Elementos específicos (arsênio, cádmio, cromo, mercúrio, zinco, etc.)	Industriais	Toxicidade Inibição do tratamento biológico dos esgotos Problemas de disposição do lodo na agricultura Contaminação da água subterrânea
Sólidos inorgânicos dissolvidos	Sólidos dissolvidos totais Condutividade elétrica	Reutilizados	Salinidade excessiva – prejuízo às plantações Toxicidade a plantas (alguns íons) Problemas de permeabilidade do solo (sódio)

Fonte: Barros et al. (1995)

Metcalf e Eddy (2003) acrescentam que os óleos e graxas, em processo de decomposição, também reduzem o oxigênio dissolvido e elevam a DBO e a DQO, o que causa alteração no ecossistema aquático. E quando em concentrações elevadas, os óleos e graxas provocam problemas operacionais aos sistemas de tratamento, na etapa de tratamento primário, podendo interferir também no tratamento biológico (secundário) (MELO et al., 2002).

Além da depleção do oxigênio dissolvido nas águas, o lançamento de esgotos sem tratamento pode levar ao fenômeno da eutrofização, caracterizado pelo enriquecimento das águas com nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. Com o objetivo de diminuir o fenômeno de eutrofização de corpos hídricos pelo lançamento de efluentes, o tratamento sempre tende a reduzir as concentrações de fósforo e de nitrogênio (WENTZEL et al., 1989; BRAGA et al., 2005). Os autores explicam que o

ideal não é que ocorra apenas a redução de nitrogênio no tratamento dos efluentes, pois, ainda com a presença de fósforo na água as bactérias, cianobactérias e algas podem oxidar o nitrogênio existente na atmosfera em nitrito e nitrato, inserindo-os no meio líquido. Portanto, a remoção eficiente de nitrogênio e fósforo dos efluentes deve ocorrer para inibir o fenômeno e evitar o impacto ambiental no lançamento.

Para garantir o mínimo de impactos ambientais provocados pela disposição destes efluentes, uma série de legislações ambientais, critérios, normas e políticas procuram influir tanto no tratamento e eficiência de remoção de poluentes, quanto na seleção dos locais de descarga (OLIVEIRA; VON SPERLIG, 2005).

A Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos traz em sua seção 3, artigo 1, terceiro item, que estão sujeitos à outorga pelo Poder Público o direito do uso de recursos hídricos para lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final (BRASIL, 1997).

A partir de janeiro de 2007 entrou em vigência no Brasil a Lei Federal nº 11.445/2007, que estabelece as diretrizes básicas para o saneamento básico. Trata no seu artigo 45, em seu inciso 1º que, na ausência de redes públicas de saneamento básico, serão admitidas soluções individuais de abastecimento de água, de afastamento e destinação final dos esgotos sanitários, observadas as normas editadas pela entidade reguladora e pelos órgãos responsáveis pelas políticas ambiental, sanitária e de recursos hídricos (BRASIL, 2007).

Com a consolidação de uma legislação de regulamentação e controle para despejos líquidos, muitas atividades geradoras de efluentes são obrigadas a implantar seus próprios sistemas de tratamento. A defesa ambiental tornou-se uma premissa social, sendo necessária uma política que garanta a proteção, conservação e uso sustentável dos recursos naturais.

Para regulamentar o tratamento de efluentes, existe na legislação padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos e de qualidade da água. As Resoluções CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005 e nº 430, de 13 de maio de 2011, classificam a qualidade da água segundo seus usos pretendidos, definem as condições e padrões de lançamento de efluentes, estabelecendo limites individuais para cada substância em cada classe (BRASIL, 2005; 2011).

Apesar de existir uma legislação federal, padrões regionais também podem ser estabelecidos, para cada estado. Os padrões regionais podem ser iguais ou mais restritivos que os correspondentes padrões nacionais. Em Minas Gerais também vigora a Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 01, de 05 de maio de 2008, que dispõe de especificações sobre a classificação dos corpos de água no estado, sobre as diretrizes ambientais para o seu enquadramento e ainda as condições e padrões de lançamento de efluentes em corpos hídricos (MINAS GERAIS, 2008).

3.3 Tratamento biológico

As técnicas de tratamento de efluentes têm como objetivo geral a remoção de substâncias indesejáveis, ou a transformação destas substâncias em produtos finais aceitáveis e adequados para o lançamento em corpos d'água, sem comprometer o equilíbrio ecológico da água, atendendo às exigências e padrões de qualidade dos corpos receptores estabelecidos pela legislação vigente (BARBONI; ROCHETTO, 2014).

Desta forma, os principais objetivos do tratamento biológico são a redução da carga orgânica suspensa e dissolvida. Em menor proporção remove também nutrientes, como fósforo e nitrogênio, e diversos grupos de organismos patogênicos, além do controle das concentrações de constituintes químicos com propriedades tóxicas à saúde humana e à biota aquática (CHERNICHARO et al., 2006).

De acordo com Metcalf e Eddy (2003), esses objetivos são alcançados com uma série de operações de tratamento unitárias e pela atividade de vários micro-organismos, principalmente bactérias. Os processos de tratamentos biológicos empregados em efluentes são o anaeróbio e o aeróbio.

No tratamento aeróbio as bactérias utilizam o oxigênio molecular como acceptor final de elétrons, enquanto que, no tratamento anaeróbio, componentes como gás carbônico, nitratos e sulfatos são utilizados como aceptores finais de elétrons. Há ainda bactérias facultativas que se desenvolvem tanto na presença, quanto na ausência de oxigênio livre (ROJAS, 2000).

Para proporcionar condições adequadas aos micro-organismos envolvidos nos processos, devem ser observados fatores ambientais e parâmetros de projeto, como pH, temperatura, requerimentos nutricionais, concentração de substrato, tempo de retenção celular, tempo de detenção hidráulica, relação F/M ou A/M (*food/microorganism* ou alimento/micro-organismo), assim como a configuração do sistema, para favorecer uma considerável eficiência à ETE (CHERNICHARO et al., 2006).

Vários autores descrevem aspectos positivos e negativos do processo anaeróbio, comparando com o aeróbio. Dentre os positivos destacam simplicidade e baixo custo de construção e operação; estabilidade do processo biológico; baixa produção de biomassa, cerca de 5 a 10 vezes inferior à que ocorre nos processos aeróbios; redução de custos com tratamento e disposição do lodo; tolerância a elevadas cargas orgânicas; menores áreas de instalação requeridas; menor consumo de energia; potencialidade de utilização do gás metano como combustível. E dentre os aspectos negativos, são destacados: partida lenta do processo, quando a ausência de inóculo; geração de maus odores; bactérias susceptíveis à inibição por um grande número de compostos; bioquímica e microbiologia da digestão complexas; remoção de nutrientes e patógenos insuficiente; qualidade do efluente inadequada para lançamento em corpos d'água, com

necessidade de pós-tratamento para atender à legislação vigente, e outros (JORDÃO; PESSOA, 1995; ANDREONI et al., 1994; CAVALCANTI et al., 2010).

Algumas vantagens e desvantagens do processo aeróbio também são descritas pelos autores; como vantagens, esse tratamento não apresenta gases tóxicos, mal cheirosos; eficiente redução de óleos e graxas; menores teores de sólidos solúveis, nitrogênio amoniacal e fósforo total; reduz a presença de micro-organismos patogênicos. E dentre as desvantagens, requer maior custo de implantação e operacional devido à energia consumida; não permite aproveitamento de gás; grande geração de lodo; o lodo proveniente da digestão leva mais tempo para secar devido à sua difícil filtrabilidade, entre outros.

A escolha entre o melhor procedimento de tratamento a ser implantado é um processo minucioso, baseado nas características dos esgotos a serem tratados, de cada sistema de tratamento e do local a ser instalado (HARAGUCHI et al., 2013; BOTTAMEDI; BONAMENTE, 2013).

Os esgotos de diversas cidades brasileiras vêm sendo tratados em estações de tratamento de esgoto (ETEs), que operam com diferentes sistemas tecnológicos. Nestes sistemas de tratamento, a água retorna aos mananciais com bom grau de pureza (PEDROZA et al., 2010).

Conforme escrito por Von Sperling (2014) e Chernicharo et al. (2006), as principais tecnologias de tratamento de esgotos domésticos nas companhias de saneamento são compostas por diferentes níveis, classificados como preliminar, primário, secundário e terciário (apenas eventualmente). Na figura 1 é apresentada esquematicamente a composição de uma estação de tratamento completa convencional.

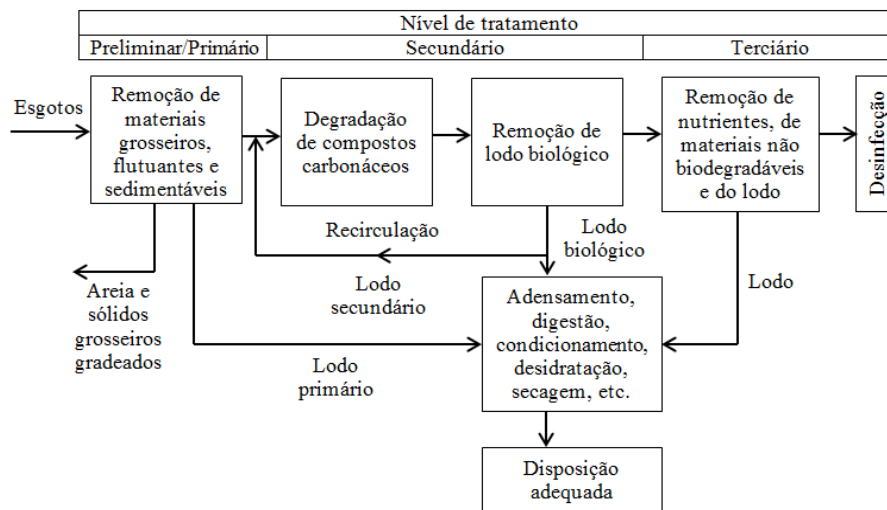


Figura 1 Conceito de sistema convencional de tratamento de esgotos
 Fonte: Adaptado de Andrade Neto; Campos (1999)

No tratamento preliminar, normalmente, esses materiais ficam presos em grades, caixas de areia e separadora de óleos e graxas. Tanques floculadores, flotadores, sedimentadores e filtros pertencem à classe de tratamento primário. Os processos biológicos de remoção de matéria orgânica utilizados no tratamento secundário são anaeróbios (biodigestores, reatores e lagoas anaeróbias) e aeróbios (lagoas aeradas e lodos ativados). No tratamento secundário anaeróbio, o efluente pode ser lançado numa lagoa facultativa que representa a última etapa do tratamento biológico. O tratamento terciário, de modo geral, é utilizado quando o esgoto doméstico for lançado em corpos hídricos receptores ou para a reutilização da água, os filtros biológicos, lagoas de maturação e lagoas de aguapés pertencem a essa classe (VON SPERLING, 2014; CHERNICHARO et al., 2006).

Quanto às eficiências de remoção de poluentes, Jordão e Pessoa (1995) apresenta na Tabela 5.

Tabela 5 Eficiência de remoção de Poluentes por tipo de Tratamento

Tipo de tratamento	Remoção de DBO (%)	Remoção SS (%)	Remoção de nutrientes (%)	Remoção de bactérias (%)
Preliminar	5-10	5-20	Não remove	10-20
Primário	25-50	40-70	Não remove	25-75
Secundário	80-95	65-95	Pode Remover	70-99
Terciário	40-99	80-99	Até 99	Até 99,9

Fonte: Jordão e Pessoa (1995)

No entanto, as tecnologias utilizadas pelas companhias de saneamento tornam-se inviáveis para soluções individuais, como em comunidades rurais ou pequenos empreendimentos, tanto pelo alto custo de implantação e manutenção quanto pela grande dispersão populacional nas zonas rurais. Portanto, existem necessidades quanto ao desenvolvimento de tecnologias de baixo custo e de fácil operação para o tratamento de esgoto doméstico (BATISTA et al., 2011).

3.3.1 Tratamento anaeróbio

No Brasil, os sistemas anaeróbios têm uma grande aplicabilidade, pois dentre as características favoráveis, estão as condições ambientais apropriadas, onde há a predominância de elevadas temperaturas. Este fator tem contribuído para o destaque dos sistemas anaeróbios de tratamento de efluentes (NDON; DAGUE, 1997; CHERNICHARO et al., 2006).

No tratamento anaeróbio a digestão consiste em um processo biológico na ausência de oxigênio molecular livre, onde ocorre a degradação da matéria orgânica carbonácea por grupos de micro-organismos que transformam essa matéria orgânica em subprodutos, tais como lodo, líquido e gases. A digestão pode ser dividida em quatro etapas: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese. Os produtos finais do processo anaeróbio são compostos inorgânicos, incluindo o dióxido de carbono, o amônio e o metano, sendo este último com potencial para ser utilizado como fonte alternativa de energia (VON SPERLING, 2014; CHERNICHARO et al., 2006; LEITE et al., 2009).

Jourjon et al. (2001) e Cavalcanti et al. (2010) ressaltam que na digestão anaeróbia os processos são mais complexos que os aeróbios e são mais sensíveis às variações de pH e flutuações de carga hidráulica e orgânica, além de possuírem uma cinética lenta.

O uso da tecnologia anaeróbia no Brasil influi na evolução de sistemas mais simplificados, que beneficiam as comunidades sem acesso às soluções mais sofisticadas. O país precisa de soluções mais simples, porém tanto quanto eficientes, que resolvam o problema de estabilização da matéria orgânica presente nos esgotos, de maneira confiável (VILLELA; FOREST, 2014).

Existem sistemas anaeróbios simplificados de tratamento de esgotos domésticos que são uma alternativa de baixo custo para regiões carentes de saneamento, dentre eles os tanques sépticos seguidos de filtros anaeróbios se destacam (LOPES et al., 2009).

No entanto, o tratamento anaeróbio deve apenas ser utilizado como tratamento prévio, necessitando de um processo complementar aeróbio, por suas vantagens de remoção de matéria orgânica em baixas concentrações. Com objetivo de aproveitar as vantagens de cada processo, minimizando seus aspectos negativos, pesquisas recentes combinam os processos anaeróbio e aeróbio nesta ordem, em especial, obtendo favoráveis resultados. Os objetivos da combinação são a remoção da matéria orgânica e sólidos, remanescentes da fase anaeróbia, redução de nutrientes e coliformes, de forma a atender os padrões de lançamento do corpo receptor (FORESTI, 2002; CHERNICHARO, 2001; JORDÃO; PESSOA, 1995; ANDREONI et al., 1994; SANCHEZ et al., 2005).

Contudo, a aplicabilidade dos reatores anaeróbios é baseada em sua simplicidade operacional e baixo custo e, nesse sentido, é interessante que também as unidades de pós-tratamento apresentem as mesmas características.

3.3.1.1 Tanque séptico e filtro anaeróbio

O tanque séptico seguido de filtro anaeróbio geralmente é um sistema utilizado para solução individual para o tratamento no próprio local de geração do efluente, sendo, portanto mais adequado para utilização unifamiliar, mas são utilizados também a nível condominial em pequenos centros de tratamento (VARGAS et al., 2000).

Silva e Souza (2011) explicam que é comum a associação dos tanques sépticos com filtros anaeróbios, constituindo o popular sistema TS-FAN (Tanque Séptico - Filtro Anaeróbio). Possivelmente, esse seja o sistema anaeróbio mais difundido no Brasil, principalmente pela sua simplicidade de construção, operação e por ser uma solução mais viável economicamente, isto, quando comparada, por exemplo, com uma ETE compacta de unidades complementares de tratamento, a qual apresenta valores de custo para instalação, mais elevados (HARAGUCHI et al., 2013; COLARES; SANDRI, 2013).

Portanto, é um dos sistemas de tratamento de esgotos mais empregados em área rural, com situação de baixa densidade populacional, onde não é possível a coleta e envio dos esgotos para uma ETE (BOTTAMEDI; BONAMENTE, 2013).

A norma brasileira aborda o assunto separadamente, sendo o tanque séptico conforme NBR 7229 e o pós-tratamento do efluente, como o filtro anaeróbio conforme NBR 13969. As normas apresentam as instruções quanto ao projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos, e o tratamento complementar dos efluentes de tanques sépticos e sua disposição final (ABNT, 1993; 1997).

De forma distinta, o tanque séptico também conhecido como decanto-digestor, trata-se de uma câmara fechada, de tratamento em nível primário, com a finalidade de reter as águas residuárias por um período de tempo, para detenção dos sólidos flutuantes e matérias graxas (escuma). Permite a sedimentação e o armazenamento dos sólidos sedimentáveis

(lodo), e inicia a digestão por processo biológico de tratamento anaeróbio, devido à quantidade de lodo ativo acumulado. Assim, as características do efluente são alteradas, diminuindo a carga de matéria orgânica, transformando-a em substâncias e compostos mais simples e estáveis, além de promover também uma redução sensível do número de bactérias patogênicas (PERES et al., 2010; NUVOLARI et al., 2003; VARGAS, et al., 2000; BOTTAMEDI; BONAMENTE, 2013; MOURA et al., 2011).

Moura et al. (2011) explicam que a manutenção deste tanque consiste basicamente em remover e dispor o lodo em local adequado em certos intervalos de tempo, que normalmente é de dois a quatro anos. É ideal que a operação ocorra em temperaturas acima de 20°C. Entretanto, segundo os autores, geralmente essa operação não é realizada adequadamente, na maioria das vezes por falta de orientação.

Segundo Andreoli et al. (2009), o uso dos tanques sépticos obtém sucesso quando aplicado principalmente a pequenas e médias vazões, pois se trata de um sistema compacto de fácil e eventual manutenção; sua desvantagem está na pouca eficiência na remoção de patógenos e sólidos dissolvidos. A eficiência depende de fatores como carga orgânica, hidráulica, geometria, compartimentos e arranjo da câmara, dispositivos de entrada e saída, temperatura e condições de operação. Porém, quando associado a um pós-tratamento para seu efluente, os resultados são melhores, geralmente 40 a 70% de remoção de DBO.

Estudos classificam a eficiência do tanque séptico como moderada, evidenciando que o efluente de um tanque séptico contém, ainda, elevadas concentrações de sólidos, matéria orgânica solúvel, nutrientes inorgânicos e micro-organismos patogênicos. Dependendo do destino ou da capacidade de autodepuração do corpo receptor, pode ser necessário um pós-tratamento para reduzir o risco de contaminação, tornar o grau de remoção de matéria orgânica mais aceitável, visando atender aos requisitos de qualidade do efluente (ANDRADE NETO, 1997; ALTVATER et al., 2009).

A NBR 13969/1997 propõe uma série de pós-tratamentos, filtro anaeróbio, filtro aeróbio submerso, filtro de areia, vala de filtração, lodo ativado por batelada.

Uma boa alternativa é utilizar o filtro anaeróbio que se destaca por apresentar elevada segurança operacional. O filtro anaeróbio consiste de um tanque fechado com leito preenchido com material suporte sintético ou orgânico, geralmente pedras (brita nº 4) ou outro material inerte de grande área superficial que permanece estacionário e submerso (dependendo do fluxo do afluente, ascendente ou descendente), os micro-organismos se desenvolvem aderidos ao material suporte formando um biofilme e nos espaços vazios na forma de flocos ou grânulos, proporcionando assim a retenção da biomassa contida no esgoto (HABOUZIT et al., 2004; MOURA et al., 2011).

O principal objetivo dos filtros anaeróbios com material de enchimento de lodo ativo sobre a fase líquida é permitir o acúmulo de grande quantidade de biomassa, favorecendo um maior tempo de retenção celular, para obter um contato longo entre a biomassa ativa e o esgoto a ser tratado, melhorar o contato entre os constituintes do despejo afluente e os sólidos biológicos contidos no reator; atuar como uma barreira física, evitando que os sólidos sejam carregados para fora do sistema de tratamento e ajudar a promover a uniformização do escoamento no reator. (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999; ANDRADE NETO, 1997; SILVA; SOUZA, 2011).

O fluxo do afluente no filtro pode ser ascendente ou descendente, dependendo da concentração de sólidos presentes no esgoto a ser tratado. Para esgotos diluídos com baixa concentração de sólidos em suspensão, como no caso do efluente proveniente do tanque séptico, o mais indicado é o filtro com fluxo ascendente, onde a maior fração dos sólidos permanece na forma de grânulos e flocos presentes nos espaços entre o material suporte sem que seja necessária recirculação do esgoto (ANDRADE NETO, 1997; HABOUZIT et al., 2004; MOURA et al., 2011).

Dentre as suas vantagens, perdem pouco dos sólidos biológicos; permitem várias opções de forma, sentido de fluxo e materiais de enchimento, tem construção e operação muito simples, resistem bem às variações de vazão afluente, tanto podem ser aplicados para tratamentos de esgotos concentrados como de baixa carga orgânica. Contudo, são mais indicados para esgotos diluídos, porque o risco de colmatação do meio filtrante aumenta com a concentração de sólidos suspensos. Portanto, embora possam ser utilizados como unidade principal do tratamento dos esgotos são mais indicados para pós-tratamento (polimento) (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999; COLARES; SANDRI, 2013).

Mas os autores esclarecem que o filtro anaeróbio não se presta apenas para pós-tratamento de tanque séptico, porém esta combinação compõe uma associação de reatores muito boa e que certamente propiciará arranjos ainda mais vantajosos.

As principais limitações dos filtros anaeróbios decorrem do volume relativamente grande devido ao espaço ocupado pelo material inerte de enchimento e do risco de obstrução do leito (entupimento ou colmatação dos interstícios), acarretando uma manutenção com limpeza do meio filtrante através de uma lavagem no fluxo contrário para retirada do excesso de lodo a cada três ou seis meses (ANDRADE NETO; CAMPOS, 1999; ANDRADE NETO, 1997; SILVA; SOUZA, 2011).

De maneira geral, o sistema TS-FAN consiste na associação, em série, de um reator de lodo passivo (TS), sedimentado no fundo no tanque, com um reator de lodo ativo, que se mantém em contato constante com o líquido afluente (FAN). Associa as características de um reator resistente às variações do afluente com as de um reator eficiente também sobre a parcela dissolvida dos esgotos, com vantagens de partida imediata, operação esporádica e não especializada (GUIMARÃES et al., 1999; VARGAS et al., 2000; MOURA et al. 2011).

Moura et al. (2011), avaliando o desempenho de um conjunto tanque séptico mais filtro anaeróbio tratando esgoto doméstico, notaram que

houveram remoções de DQO de 76,60 a 81,40% e de DBO variando entre 65,65 e 88,33%, de eficiências ao longo do período experimental, resultados satisfatórios para as normas ambientais e superiores a faixa de 70 a 80% apresentada por Von Sperling (2014).

Resultado próximo foi encontrado por Vargas et al. (2000), em sistema TS-FAN tratando esgoto do campus da UFRN, no qual pode-se observar eficiências de remoção média de matéria orgânica total de 72 a 78%. Também se afirmou neste estudo que o filtro anaeróbio com material suporte de maior eficiência é o filtro com brita número quatro.

Na avaliação de Oliveira e Von Sperling (2005), o percentual de ETEs da modalidade TS-FAN que apresentaram um desempenho abaixo do esperado foi muito elevado, considerando praticamente todos os constituintes; apenas para coliformes termotolerantes este comportamento não foi verificado, sendo as eficiências médias de 59% de remoção de DBO, 51% de DQO, 66% de SST, 24% para nitrogênio total e 30% para fósforo total.

Silva e Souza (2011) também apresentaram resultados abaixo dos padrões monitorando ETEs com sistema TS-FAN; obtiveram desempenho médio global de remoção de DQO e SST de 55%, resultado inferior ao preconizado na literatura e pela própria NBR 13969.

Alguns autores concluem que essa ainda não é a forma mais desejável para tratar os esgotos domiciliares, pois geralmente apresentam menor eficiência de remoção do que a obtida em sistemas coletivos e remoção apenas de matéria orgânica biodegradável e sedimentável. Como não produzem um efluente adequado aos padrões legais, com aspecto desagradável e, em determinadas situações, maus odores, esses sistemas anaeróbios devem atuar como primeira etapa do processo, necessitando ainda de um pós-tratamento aeróbio que finalize a remoção da matéria orgânica, nutrientes e organismos patogênicos (CHERNICHARO, 1997; TONETTI et al., 2012; SANTOS, 2006).

Como o pós-tratamento de efluente anaeróbio de pequenas estações é concentrado especialmente na eliminação de patógenos, justifica-se a inclusão de uma lagoa facultativa no final do sistema, ou a utilização de reatores solares em etapas subsequentes, devido principalmente à elevada remoção de sólidos, que potencializa, assim, a inativação dos organismos patogênicos pela radiação ultravioleta (SILVA; SOUZA, 2011; MOURA et al., 2011).

Além de tudo, a falta de acompanhamento da execução desses sistemas, tem causado frequentes casos de contaminação do ambiente por problemas de funcionamento, deixando de cumprir sua finalidade de tratamento e disposição correta (CHERNICHARO, 1997).

3.3.2 Tratamento aeróbio

No método biológico aeróbio também ocorre ação de comunidades microbianas, sendo a biomassa constituída de diversas espécies de bactérias.

De acordo com Rojas (2000), a respiração aeróbia é baseada na presença de um doador de elétrons (matéria orgânica) e de um receptor final de elétrons (oxigênio). De forma geral, no tratamento aeróbio a microflora heterogênea (biomassa) metaboliza as substâncias orgânicas, levando à formação de dióxido de carbono e à liberação de hidrogênio, o qual reage com o oxigênio produzindo moléculas de água. Esta atividade produz e armazena uma elevada quantidade de energia molecular, que é utilizada pela biomassa para se reproduzir (com a conseqüente produção de lodo) e pelo próprio metabolismo do processo (produção de CO₂) (VON SPERLING 2014).

No entanto, segundo o autor, a manutenção desses processos metabólicos requer a presença de uma quantidade de oxigênio e de nutrientes no meio conforme a demanda, portanto são limitativos, pois os micro-organismos aeróbios têm uma elevada taxa de crescimento na presença de oxigênio e assim uma maior capacidade de degradação do substrato com

respectiva produção de lodo, gerando instabilidade no processo por necessidade de nutrientes. Dentre as vantagens, destacam-se seu eficiente processo à temperatura ambiente e grande capacidade de adaptação a alterações físicas, orgânicas e volumétricas do afluente.

Quanto à presença de oxigênio, existe a classificação de processos intensivos, onde os micro-organismos necessitam de fornecimento artificial de oxigênio, por injeções mecânicas nas tecnologias de filme fixo ou biomassa em suspensão. E processos extensivos, que faz uso naturalmente do oxigênio da atmosfera, independentemente do modo de tratamento, como por exemplo, os tipos de lagoa de estabilização aeróbia (ANDREONI et al., 1994; VON SPERLING, 2014).

Os processos de tratamento intensivos que se destacam são o sistema de lodos ativados e o biofiltro aerado.

A utilização desses processos aeróbios como pós-tratamento contribui com resultados eficientes na remoção de poluentes conforme a Tabela 6, a qual comprova o bom desempenho de processos associados em anaeróbios seguidos de aeróbios, comparando com o sistema unicamente anaeróbio de reator UASB.

Tabela 6 Eficiências típicas de remoção de poluentes por processos biológicos

Sistema	DBO (%)	DQO (%)	SS (%)	N total (%)	P total (%)	CTer (unid. log)
UASB	60-75	55-70	65-80	60	35	1
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa + lagoa maturação	80-85	70-83	73-83	50-65	50	3-5
Lagoa anaeróbia + lagoa facultativa	75-85	65-80	70-80	60	35	1-2
UASB + lodos ativados	83-93	75-88	87-93	60	35	1-2
UASB + biofiltros aerado	83-93	75-88	87-93	60	35	1-2

Fonte: Adaptada CHERNICHARO (1997)

Abreu e Zaiat (2008) também constataram esses ganhos no tratamento de esgoto sanitário, aerando o sistema que só operava com fase anaeróbia, e ressaltou a importância do pré-tratamento anaeróbio, pois ao longo do seu trabalho ficou evidente que a união dos aspectos positivos de cada processo traz grandes vantagens, até mesmo na redução do consumo de energia. O pré-tratamento anaeróbio diminui a carga orgânica de entrada no reator aeróbio, reduzindo a demanda elétrica e a produção de lodo também.

3.3.2.1 Lodos ativados

Segundo Campos (1994), dentre os processos biológicos aeróbios, o sistema de lodos ativados é bastante usado no tratamento de águas residuárias em situações que se exige uma elevada qualidade do efluente final e a disponibilidade de área limitada.

Esse tratamento consiste na mistura do efluente a ser tratado, com uma cultura bacteriana que é mantida em suspensão na forma de flocos no interior do reator, onde difusores ou aeradores mecânicos injetam ar, na forma de gotículas, na massa líquida, tornando o ambiente favorável para a ação dos micro-organismos aeróbios na digestão da matéria orgânica (VON SPERLING, 2002).

Após um período de tempo específico, o lodo gerado no processo é separado do líquido por uma fase de decantação (ou sedimentação) e parte deste deve ser recirculado ao reator, para manter a concentração de biomassa ativa desejada, o que depende da eficiência pretendida, e a parte excedente é descartada para tratamento específico e destinação final (JORDÃO; PESSOA, 2005).

Para propiciar as condições adequadas ao tratamento, alguns critérios devem ser observados, como fatores ambientais de pH, sendo a faixa ótima em torno da neutralidade; temperatura, de 25 a 40°C a faixa ideal; presença de nutrientes ou seja, proporção entre os três principais nutrientes para os micro-organismos carbono, nitrogênio e fósforo (relação

C:N:P); tipo e concentração de substratos; disponibilidade de sólidos suspensos; oxigênio dissolvido em bolhas menores com valores superiores a 2 mg L^{-1} . E os parâmetros de projeto, como relação A/M (alimento/micro-organismo); tempo de retenção celular (idade do lodo de 4 a 15 dias); tempo de retenção hidráulica; configuração do sistema (batelada, contínuo, mistura completa); acompanhamento da floculação e da presença/ausência de alguns micro-organismos considerados indicadores de depuração biológica (METCALF; EDDY, 2003; JORDÃO; PESSOA, 2005; VON SPERLING, 2002).

Apesar das vantagens de elevada eficiência na remoção de DBO e possibilidade de remoção biológica de nutrientes, esse sistema apresenta algumas desvantagens como os elevados custos de implantação e operação, necessitando conhecimento técnico para sua operação mais sofisticada, grande sensibilidade às descargas tóxicas, pode apresentar problemas de ruídos, necessidade de um índice de mecanização superior aos demais, implicando em um maior consumo de energia elétrica, além de elevada produção de lodo (MATOS, 2005).

Entretanto, quando utilizados no pós-tratamento de efluentes de sistemas anaeróbios, o consumo de energia e a produção de lodo são reduzidos comparando-se com o sistema clássico de lodos ativados (VON SPERLING, 2002)

Essas vantagens foram observadas por Silva et al. (1995), que avaliaram o processo combinado de reator UASB e lodos ativados para tratamento de esgoto sanitário com efluentes industriais, concluindo que os custos de investimentos para a implantação deste sistema eram 20% inferiores aos do sistema lodos ativados tradicional e que a energia para a aeração do sistema combinado era cerca de 60% inferior, indicando assim a potencialidade do uso de lodos ativados no pós-tratamento anaeróbio. Quanto às eficiências de remoção, os autores obtiveram 70% de DQO e 80% de DBO.

O sistema combinado utilizado por Sousa e Foresti (1997) composto por um reator UASB seguido por dois reatores aeróbios, apresentou eficiência média de remoção de 95% de DQO, 96% de SSV e 85% de nitrogênio total.

Com relação à remoção de coliformes e organismos patogênicos, devido ao reduzido tempo de detenção nas unidades do sistema de lodos ativados, tem-se uma eficiência baixa e insuficiente para atender aos requisitos de qualidade exigidos nos corpos receptores, assim uma etapa de desinfecção pode ser incluída nas etapas do processo (CAMPOS, 1994).

3.3.3 Tratamento facultativo

As lagoas facultativas são a variante mais simples de lagoas de estabilização, não necessitando de equipamentos ou operações especiais, caracterizam-se por processos naturais simples e confiáveis de estabilização da matéria orgânica. No entanto, as reações são lentas, necessitando de longos tempos de detenção (usualmente superior a 20 dias), o que pode ser uma desvantagem, pois assim precisam de grande área disponível (VON SPERLING, 2006).

A estabilização da matéria orgânica presente no efluente é realizada por grupos de bactérias diferenciadas, desde estritamente aeróbias, facultativas e estritamente anaeróbias, uma vez que a profundidade dos tanques permite a redução gradativa de oxigênio dissolvido. Na superfície, a condição é estritamente aeróbia, a atividade biológica ocorre em um ciclo contínuo onde o oxigênio necessário é liberado ao meio pela fotossíntese das algas que se desenvolvem no ambiente em função da presença de compostos simples e inertes como o dióxido de carbono e sais de nutrientes oriundos da degradação da matéria orgânica pelas bactérias, que por sua vez utiliza do oxigênio molecular oriundo da fotossíntese das algas e, assim, o processo se repete, de forma que as atividades são dependentes entre elas. Porém, o fator limitante da fotossíntese é a energia solar, o que torna a luminosidade, pela

exposição à radiação solar, fundamental para a eficiência do tratamento assim como a temperatura, que afeta a atividade biológica, por isso esse tipo de tratamento é mais apropriado em locais de clima mais quente (ARCEIVALA, 1981; VON SPERLING, 2006).

À medida que a lagoa se aprofunda, a disponibilidade de oxigênio dissolvido diminui e o ambiente pode se tornar anóxico e, posteriormente, anaeróbio. No fundo da lagoa, a matéria orgânica sedimenta, formando o lodo, que sofre decomposição pelos micro-organismos anaeróbios. Esta atividade, por ser anaeróbia, não se traduz em consumo de oxigênio e libera gases como metano, carbono, sulfeto de hidrogênio e nitrogênio amoniacal, os quais se deslocam para a superfície da lagoa e grande parte se desprende para a atmosfera (SILVA FILHO, 2007).

Segundo o autor, as vantagens do sistema são satisfatória resistência às variações de carga, reduzidos custos de implantação, operação e manutenção, baixo requerimento energético, eficiência relativa na remoção de agentes patogênicos e eficiência satisfatória na remoção de DBO, comparáveis a da maior parte dos tratamentos secundários, podendo chegar a níveis de 90%. Como desvantagens estão os elevados requisitos de área, desempenho variável com as condições climáticas e a possibilidade do desenvolvimento de insetos.

Com essas vantagens, esse sistema também pode compor um tratamento combinado, sendo introduzido no pós-tratamento de reatores anaeróbios, com função de polimento (VON SPERLING, 2006).

Para a combinação dos processos anaeróbios e aeróbios, as lagoas com função de polimento são conceitualmente similares às lagoas de maturação, por realizarem o pós-tratamento de efluentes de estações de tratamento, em particular dos reatores anaeróbios, com remoção de organismos patogênicos (objetivo das lagoas de maturação), e ainda, remoção de matéria orgânica (a qual não é o objetivo principal das lagoas de maturação) (VON SPERLING, 2014).

3.4 Biodegradabilidade

Os processos biológicos de tratamento podem ser empregados no tratamento de diferentes tipos de águas residuárias, desde que estas apresentem as condições necessárias para a degradação biológica. Ou seja, que apresentem certo nível de biodegradabilidade.

A biodegradabilidade é uma característica de efluente que é capaz de ser degradado pela ação biológica de micro-organismos. Dessa forma, a sua quantificação se faz necessária para diminuir as dificuldades nas escolhas do tipo de tratamento para esse efluente e evitar problemas futuros na operação, tais como baixa eficiência do processo e altos custos de manutenção (LANGE; AMARAL, 2009).

Portanto, o sucesso da utilização de um tipo de tratamento biológico, ou mesmo a combinação de alguns, depende do conhecimento prévio das características do efluente a ser tratado para estabelecer um ambiente em condições adequadas à degradação (GUIMARAES; NOUR, 2001).

A caracterização quanto à biodegradabilidade é baseada em parâmetros de degradação da matéria orgânica, como a DQO, nos ensaios de biodegradabilidade aeróbia e, ou anaeróbia, com os objetivos de determinar e avaliar a capacidade de degradação da matéria orgânica existente num efluente, em uma determinada biomassa.

Bertolino et al. (2008) explica que a biodegradabilidade é determinada por meio do monitoramento do decréscimo da DQO inicial, obtendo a trajetória do consumo acumulado de oxigênio no tempo, que permite a estimativa do coeficiente de degradação da matéria orgânica, por ajuste de um modelo cinético aos dados experimentais em ensaios, em reatores de batelada mantidos sob constante aeração (aeróbia) e em reatores de batelada, na ausência de oxigênio (anaeróbia).

De acordo com Moravia (2010), os níveis de biodegradabilidade podem ser classificados de acordo com a facilidade de degradação e, indiretamente, com o estado físico dos compostos: rapidamente,

moderadamente ou lentamente biodegradáveis. Os compostos rapidamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma solúvel, consistindo em moléculas relativamente simples que podem ser utilizadas diretamente pelas bactérias. Os compostos moderada e lentamente biodegradáveis apresentam-se geralmente na forma particulada.

Essa variação no nível de biodegradabilidade do efluente é afetada por muitos fatores, dos quais os mais relevantes são fonte e quantidade de micro-organismos e condições físico-químicas do meio, como concentração de oxigênio, tipo de substrato, concentração de nutrientes, composição do meio, tipo deceptor de elétrons, pH, temperatura e presença de substâncias inibidoras. Esses fatores influenciam no crescimento de micro-organismos e, portanto, na velocidade de consumo do substrato que caracteriza a biodegradabilidade do efluente (PAINTER, 1995; VON SPERLING 2014).

A biodegradabilidade é representada por um coeficiente de degradação da matéria orgânica ou constante de velocidade do metabolismo e utilização do substrato, também denominado por Von Sperling (2014) de coeficiente de desoxigenação (k), que está diretamente relacionado à velocidade de crescimento dos micro-organismos degradadores. Dessa maneira, supondo que as condições ambientais são controladas adequadamente, pode-se garantir a estabilização efetiva da água residuária (degradação do substrato) ao se controlar a velocidade de crescimento dos micro-organismos (CRITES; TCHOBANOGLOUS, 2000).

O coeficiente (k) pode ser estimado por vários modelos matemáticos que relacionam a cinética do consumo do substrato no processo, de acordo com os dados experimentais. Para esgotos domésticos, o modelo cinético mais usual é o de primeira ordem (Equação 1).

$$C = C_o \times e^{-k \times T} \quad (1)$$

em que:

C = concentração de substrato para um tempo T , (mg L^{-1} de DQO);

C_o = concentração inicial de substrato (mg L^{-1} de DQO);

k = constante de velocidade para reação de primeira ordem (h);

T = tempo de detenção hidráulica (h).

A determinação da expressão da velocidade de consumo do substrato envolve a etapa do ensaio experimental, onde é analisada a concentração do substrato em termos de matéria orgânica (DQO) em função do tempo experimental, no decréscimo da carga orgânica.

4 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida no canil Parque Francisco de Assis (PFA). O objeto de estudo foi o sistema de tratamento de efluentes gerados no canil. Realizou-se o acompanhamento do tratamento, caracterização do efluente e da água do corpo hídrico receptor entre janeiro e abril de 2015.

Foi caracterizado o tratamento de efluentes, em relação às três etapas de tratamento que compõem o sistema, vazão e acumulação de lodo; a biodegradabilidade e a qualidade da água do corpo hídrico receptor, avaliando-se assim a eficiência do sistema.

4.1 Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no canil Parque Francisco de Assis (PFA), que está localizado na zona urbana de Lavras-MG, a aproximadamente 8 km da cidade, na Rodovia BR-265, km 341, sentido Lavras – São João Del Rei, sob as coordenadas geográficas 21°15'47,4" de latitude sul e 44°56'12,5 de longitude oeste.

O PFA existe para acolher os cães de rua abandonados, doentes e maltratados que depois de receberem tratamento são encaminhados à adoção.

Além dos recintos para acolher os cães saudáveis (Figura 2a), o PFA possui duas enfermarias para cães portadores de doenças infectocontagiosas e uma enfermaria para cães em pós-operatório, a casa de cura, depósito de ração, almoxarifado, farmácia, sala de cirurgia, ambulatório, sala de expurgo, cozinha dos animais, sala de banho e tosa (Figura 2b), lavanderia, rouparia, banheiros e refeitório para voluntários e funcionários.



Figura 2 (a) Baias onde são alojados os cães; (b) sala de banho e tosa dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

Também faz parte da proposta do parque desenvolver programas de conscientização da comunidade em relação aos cuidados, posse responsável e castração de animais, bem como ter relação harmônica com o ambiente do entorno.

Os dejetos sólidos e líquidos de cerca de 400 cães que habitam uma área de 7.000 m² são separados por meio da raspagem das baias antes da lavagem. A parte sólida é tratada por meio da compostagem com serragem de madeira, no próprio canil. O composto produzido é doado à comunidade para utilização como fertilizante.

A parte líquida consiste basicamente das águas resultantes da lavagem diária das baias (Figura 3a), e é tratada em um pequeno espaço disponível no terreno onde está instalado um sistema composto por um decantador (3b), dois sistemas de tanque séptico-filtro anaeróbio (3c e 3d) e tanques de estabilização (3e e 3f).

O atual sistema de tratamento dos efluentes dos animais se inicia com um tratamento preliminar por gradeamento (Figura 3a) e primário em um decantador de 4 m³ de volume (Figura 3b), que recebe a maior parte do efluente a ser tratado, logo após, a água residuária é direcionada para uma unidade de tratamento primário/secundário constituída de um tanque séptico-filtro anaeróbio com 10 m³ de capacidade cada (Figura 3d). A outra parte,

constituída por menor quantidade de água residuária, passa por outro gradeamento (outra caixa com mesmo sistema) e é direcionada para outra unidade de tratamento primário/secundário constituída de um tanque séptico-filtro anaeróbio com 5 m³ de capacidade cada (Figura 3c). Os efluentes das unidades anaeróbias é conduzido em conjunto para 10 tanques de fibra de vidro com capacidade de 1 m³ cada, que funcionam como unidades de tratamento facultativo complementares para estabilização da matéria orgânica (Figuras 3e e 3f).



Figura 3 Sistema de tratamento da água residuária do canil Parque Francisco de Assis de Lavras-MG: efluente gerado com a lavagem das baias sendo tratado preliminarmente em uma grade (3a); tratamento primário (decantador) (3b); tratamento primário/secundário composto por tanque séptico e filtro anaeróbio com capacidade de 5.000 L cada (3c) e 10.000 L cada (3d); tratamento complementar - tanques de estabilização (3e); vista parcial do sistema de tratamento (3f).

Após o tratamento, o efluente é lançado no Ribeirão Santa Cruz. Na Figura 4 é apresentado um diagrama esquemático do sistema de tratamento do canil.

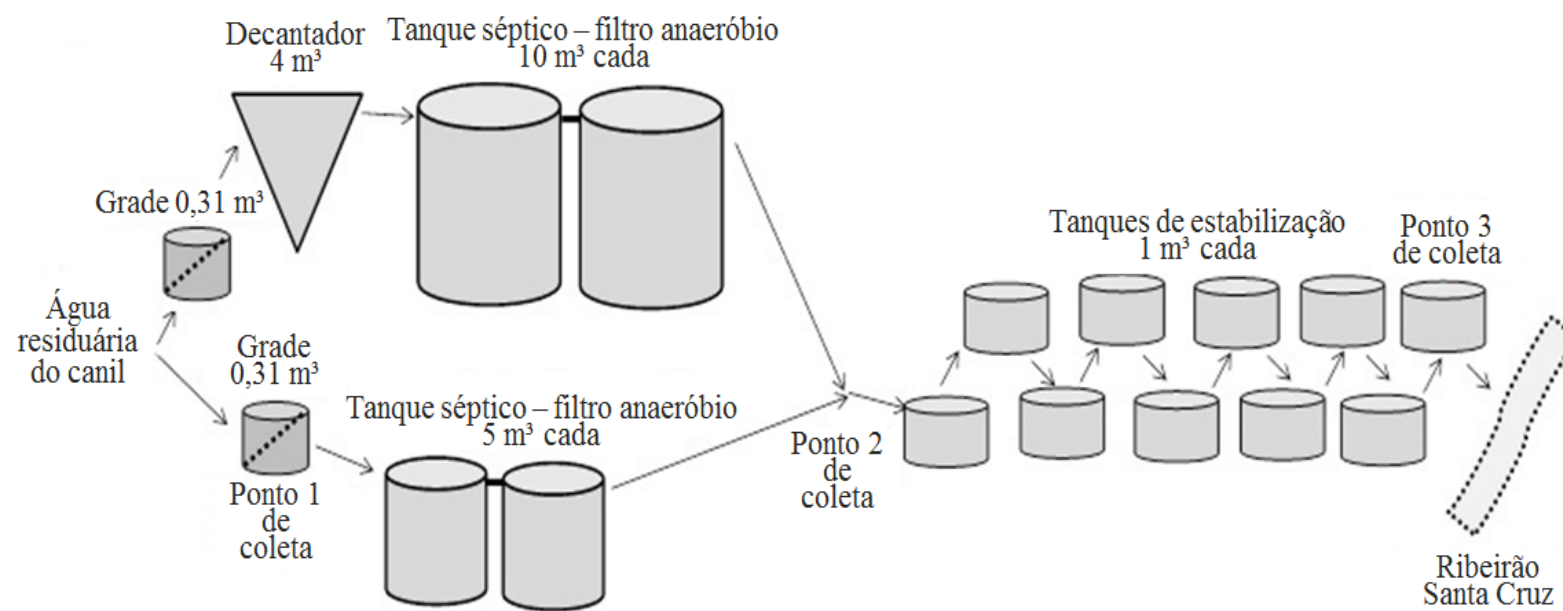


Figura 4 Diagrama esquemático do sistema de tratamento das águas residuárias do canil parque Francisco de Assis de Lavras-MG.

O atual sistema de tratamento de efluentes foi dimensionado para um tempo mínimo de detenção hidráulica (TDH) de 12 h e vazão máxima de 20 m³ d⁻¹. O efluente é gerado no canil entre as 9 h e as 16 h, durante sete dias da semana, período em que ocorre a higienização das baias.

O decantador tem a função de eliminar sólidos sedimentáveis do efluente. Entretanto há remoção de gorduras, principalmente durante a noite, quando o TDH é maior em função de não ocorrer consumo de água no canil. O sistema de tanque séptico-filtro anaeróbio eliminam, principalmente, sólidos suspensos, além de iniciar a digestão e remoção da matéria orgânica. A configuração desse sistema é de fluxo ascendente, o efluente é encaminhado até o fundo dos tanques por meio de tubulação de 100 mm, e o efluente tratado é captado por outra tubulação na parte superior do filtro anaeróbio e encaminhado aos tanques de estabilização. O material suporte do filtro anaeróbio é pedra brita n° 4 (Figura 5).

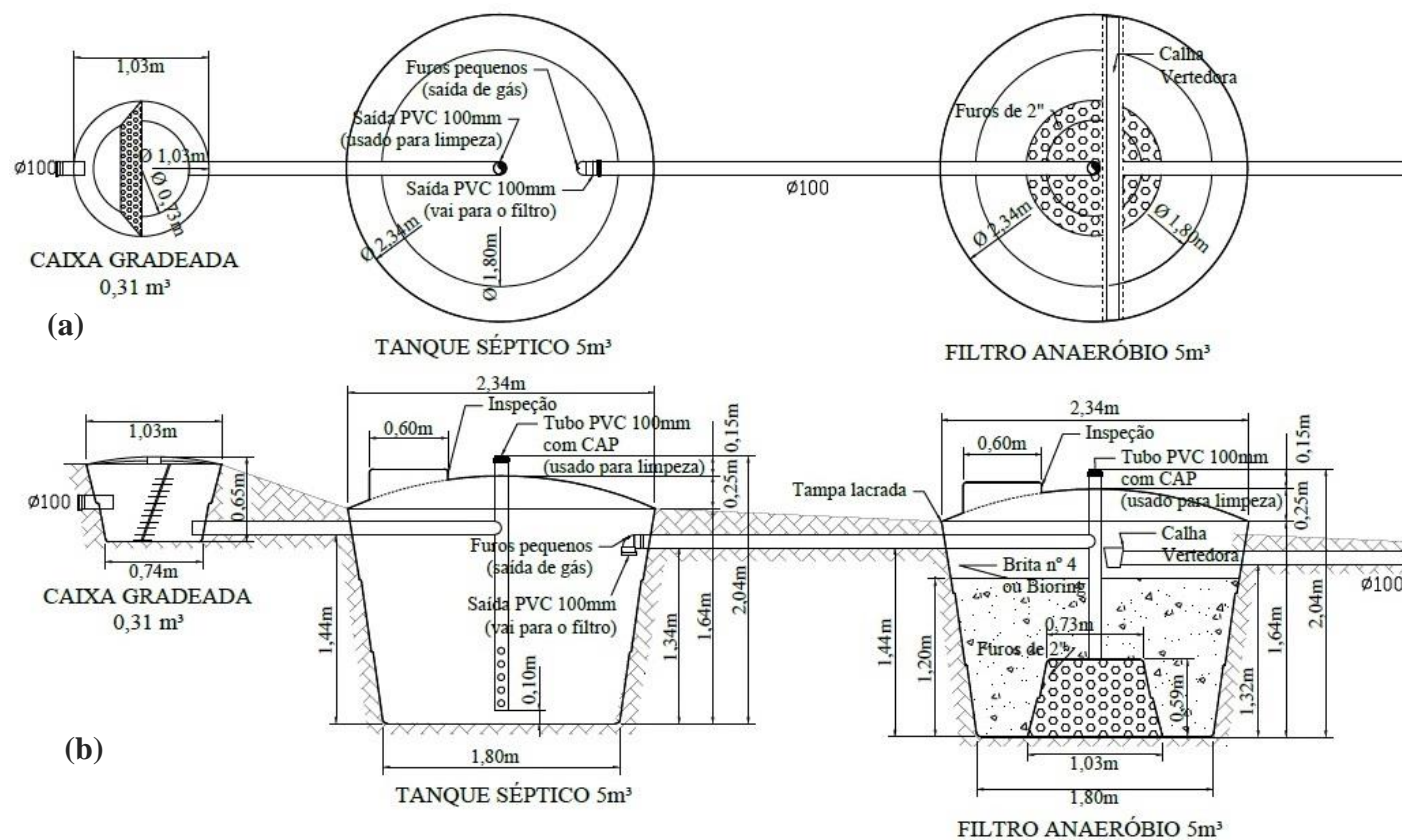


Figura 5 Planta baixa (a) e corte A - B (b) do conjunto tanque séptico-filtro anaeróbio de 5 m³ do tratamento primário/secundário da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

A função dos tanques de tratamento complementar é prosseguir com a estabilização da matéria orgânica pela digestão por micro-organismos aeróbios, facultativos e anaeróbios, semelhante ao que ocorre nas lagoas facultativas. Os tanques de estabilização possuem 0,80 m de altura, 1,40 m de diâmetro na superfície e 1,17 m de diâmetro na base, a água residuária entra por cima, é direcionada até a metade da altura dos tanques por tubulação de PVC de 100 mm e, após passar pelo tratamento, é captada à meia altura do tanque, no lado oposto, por tubulação de PVC de 100 mm (Figura 6).

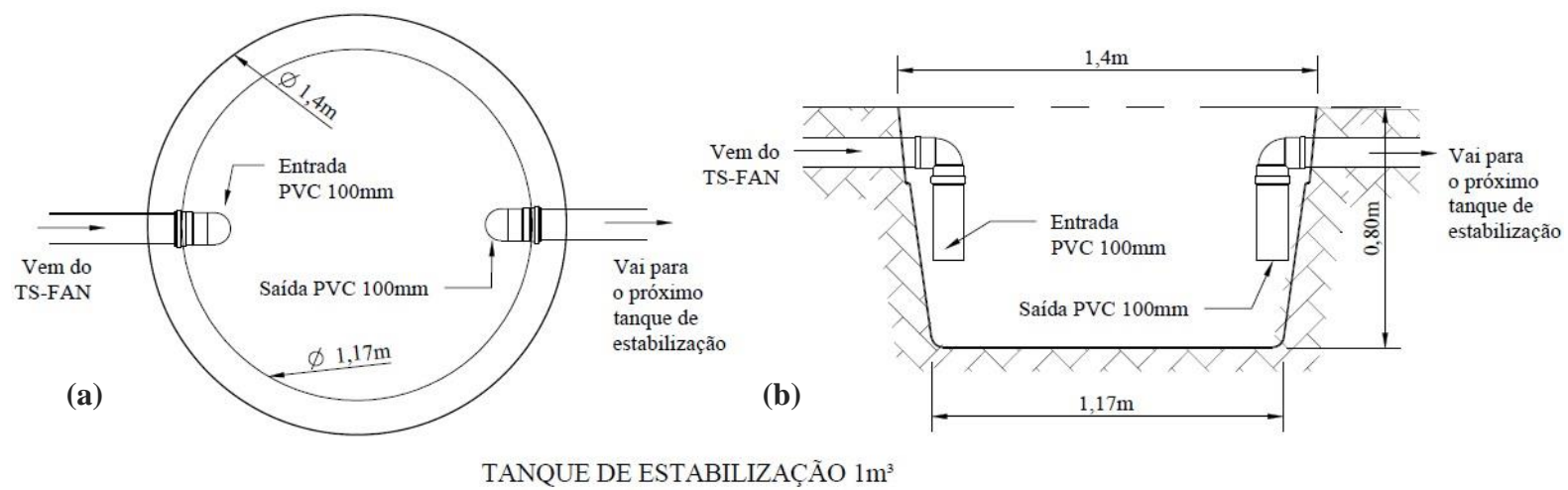


Figura 6 Planta baixa (a) e corte A - B (b) do tanque de estabilização de 1 m³ do tratamento complementar da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

O Ribeirão Santa Cruz, que recebe o efluente tratado no PFA, não possui enquadramento, assim pode-se atribuir ao curso de água as características desejáveis e estabelecidas pela legislação vigente para as águas doces Classe 2. Tais águas podem ser destinadas ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, com os quais o público possa vir a ter contato direto; à aquicultura e à atividade de pesca (BRASIL, 2005; MINAS GERAIS, 2008).

4.2 Avaliação do tratamento

4.2.1 Caracterização do efluente no tratamento

Para as análises de caracterização do efluente, amostras do líquido foram coletadas em três pontos do sistema de tratamento, a fim de identificar a eficiência de cada etapa, sendo:

- 1 - Amostra composta do efluente coletado após o gradeamento;
- 2 - Na entrada do primeiro tanque de estabilização (após o tratamento anaeróbio nas duas unidades tanque séptico-filtro anaeróbio);
- 3 - Na saída do último tanque de estabilização, antes de ser encaminhado ao corpo hídrico receptor.

A coleta do efluente de cada ponto foi realizada em intervalos de uma hora, durante todo o tempo de lavação das baias dos cães, aproximadamente 7 horas, com início às 9 horas e término às 15 horas, procedimento que foi realizado semanalmente durante o período de monitoramento que totalizou quinze semanas consecutivas. A amostragem foi feita com o mesmo volume a cada hora, misturando o conteúdo em um único frasco de plástico com dois litros de capacidade, para garantir uma

amostra composta, homogênea e representativa do sistema. Procedeu-se desta forma para todos os pontos de coleta.

As amostras dos efluentes foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras, onde foram realizadas as análises das variáveis pH pelo método potenciométrico; sólidos totais e suspensos por gravimetria; demanda bioquímica de oxigênio por titulação do oxigênio dissolvido, pelo método de Winkler após 5 dias de incubação da amostra a 20°C; fósforo total pelo método do complexo vanadato-molibdato e dosagem colorimetricamente em espectrofotometria, demanda química de oxigênio em refluxo fechado, nitrogênio total (NTK) pelo método micro-Kjeldahl; cobre e zinco por espectrofotometria de absorção atômica após extração em digestão ácida; elementos tensoativos (detergente) por colorimetria após extração com clorofórmio; e coliformes totais e termotolerantes, pelo método dos tubos múltiplos (APHA et al., 2005).

A partir dos resultados obtidos semanalmente, foi calculada a eficiência de cada variável, em cada unidade de tratamento e no total, no sistema como um todo (Equação 2).

$$E = \frac{C_i - C_f}{C_i} \times 100 \quad (2)$$

Em que:

E = eficiência de remoção (%);

C_i = concentração na entrada;

C_f = concentração na saída.

Deste modo, com a média das eficiências semanais, foi possível avaliar a eficiência do sistema em relação aos padrões de eficiências legais exigidos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos.

4.2.2 Quantificação da vazão de efluente

A quantificação da vazão foi obtida por meio da medição dos efluentes produzidos por unidade de tempo, pelo método direto utilizando um recipiente com volume de 3 L e um cronômetro.

A medição dos volumes de efluentes por tempo foi realizada na saída do último tanque de estabilização, última etapa do processo de tratamento, onde pode ser quantificado todo o efluente. Não foi possível medir na entrada, pois o efluente chega simultaneamente, por diferentes níveis, em duas caixas de entrada separadas.

O método foi repetido em intervalos de 15 minutos, durante todo o tempo de lavagem das baias dos cães, aproximadamente 7 horas, com início às 9 horas e término às 16:30 horas.

4.2.3 Quantificação da formação e acúmulo de lodo

A formação e acúmulo de lodo na fase anaeróbia foi medida nas unidades do sistema tanque séptico-filtro anaeróbio, pela diferença de concentração de sólidos totais e voláteis, após a limpeza do lodo de fundo, por meio de caminhão limpa fossa.

A limpeza foi feita tanto no tanque séptico quanto no filtro anaeróbio, por sucção pelo fundo dos tanques, até que o lodo de fundo se tornasse menos denso. A identificação da densidade do lodo de fundo, durante a limpeza, foi de forma rudimentar, utilizando um bastão de madeira, por meio do sentido do toque do bastão no fundo do tanque.

A coleta de amostras foi realizada dentro de um ou dois dias, após a limpeza; esse tempo foi necessário para que o tanque se enchesse de efluente. A amostragem foi realizada a partir da mistura do efluente com o lodo remanescente, revolvidos utilizando o bastão de madeira. Os valores de sólidos obtidos nesta avaliação foram considerados como valores iniciais. Após aproximadamente 53 dias de operação, e antes da próxima limpeza do

tanque séptico e do filtro anaeróbio pelo caminhão limpa fossa, uma nova amostragem de lodo mais efluente contido no sistema foi realizada, após a homogeneização do lodo com o efluente com um bastão de madeira. Esse método foi repetido duas vezes, para avaliação dos dados de acúmulo de lodo na fase anaeróbia.

As amostras das misturas de lodo e efluente foram encaminhadas para o Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras, onde foram realizadas as análises de sólidos totais e voláteis pelo método gravimétrico (APHA et al., 2005).

Para a quantificação do coeficiente de produção de sólidos (Y), na forma de sólidos voláteis totais (SVT) por DQO removida (DQO_R), foi feito o seguinte procedimento:

- O acúmulo de lodo no sistema, em cada período de monitoramento, por meio da média de SVT acumulado na fossa e no filtro em função do volume total dos tanques (Equação 3), por meio da variação da concentração de SVT no intervalo de dias considerados (53 dias).

$$A_S = \frac{A_{Fo} + A_{Fi}}{2} \times Vol \quad (3)$$

Em que:

A_S = Acúmulo de lodo no sistema (kg SVT);

A_{Fo} = Acúmulo de SVT na fossa ($kg L^{-1}$);

A_{Fi} = Acúmulo de SVT no filtro ($kg L^{-1}$);

Vol = Volume total dos tanques (L).

- A produção de lodo (P_L), com o acúmulo de lodo no sistema pelo número de dias de cada período de monitoramento (Equação 4).

$$P_L = \frac{A_S}{d} \quad (4)$$

Em que:

P_L = Produção de lodo ($\text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$);

A_S = Acúmulo de lodo no sistema (kg SVT);

d = Número de dias do período de monitoramento.

- A carga média de matéria orgânica removida (DQO_R) nas unidades anaeróbias, durante cada período avaliado, por meio da diferença das concentrações médias de DQO na entrada e saída, em função da vazão média de efluente no tratamento (Equação 5).

$$DQO_R = (DQO_E \times Q) - (DQO_S \times Q) \quad (5)$$

Em que:

DQO_R = Carga média de DQO removida ($\text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$);

DQO_E = Concentração de DQO afluente às unidades anaeróbias ($\text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$).

DQO_S = Concentração de DQO efluente das unidades anaeróbias ($\text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$).

Q = Vazão média de efluente no tratamento (L d^{-1}).

- O coeficiente de produção de sólidos (Y), a partir da carga média de matéria orgânica removida (DQO_R) nas unidades anaeróbias, durante cada período avaliado, bem como a produção de lodo (P_L) (Equação 6) (CHERNICHARO, 1997).

$$P_L = Y \times DQO_R \quad (6)$$

Em que:

P_L = Produção de lodo ($\text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$);

Y = coeficiente de produção de sólidos (kg kg^{-1});

DQO_R = Carga de DQO removida ($\text{kg}^{-1} \text{d}^{-1}$).

Para quantificação do volume de lodo gerado nas unidades anaeróbias, considerou-se a média de Y , dos dois monitoramentos, na forma de $[\text{kg SVT}] [\text{kg DQO}]^{-1}$, em relação à carga média de DQO na entrada do sistema, durante todo o período de monitoramento do experimento deste trabalho (janeiro a abril) (Equação 7).

$$L = DQO \times Y \quad (7)$$

Em que:

L = Quantidade de lodo (kg SVT d^{-1}) \approx Volume de lodo (L SVT d^{-1}), considerando $\rho = 1 \text{ kg m}^3^{-1}$ (líquido);

DQO = Carga média de DQO na entrada do sistema ($\text{kg}^{-1} \text{DQO d}^{-1}$);

Y = coeficiente médio de produção de sólidos dos monitoramentos ($[\text{kg SVT}] [\text{kg DQO}]^{-1}$).

Os mesmos cálculos foram realizados para os dados de sólidos totais, para conhecer o volume de lodo gerado na forma de L d^{-1} de ST.

4.3 Ensaio de biodegradabilidade

Os ensaios de biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia foram realizados para o entendimento da decomposição da matéria orgânica presente nas águas residuárias geradas no PFA, pois na literatura há carência de dados a respeito da constante de primeira ordem para águas residuárias de canis, sendo que na maioria das vezes, o aumento de escala dos reatores para tratamento de diferentes águas residuárias é feito com base em constantes obtidas para esgoto doméstico.

Os ensaios foram conduzidos no Laboratório de Análise de Águas Residuárias do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras.

4.3.1 Ensaio de biodegradabilidade aeróbia

O substrato para o ensaio foi a amostra bruta de efluente do canil, coletada no ponto 1 (após o gradeamento) conforme procedimento descrito no item de caracterização do efluente do tratamento, deste trabalho. Desta amostra, foi realizada análise de DQO em refluxo fechado (APHA et al., 2005).

Como inóculo para o teste de biodegradabilidade foi utilizado lodo proveniente de um reator anaeróbio de manta de lodo (UASB) utilizado no tratamento de esgoto da cidade de Santo Antônio do Amparo-MG, coletado na forma concentrada, na tubulação de descarga do UASB.

Foi necessário adaptar este lodo às condições aeróbias para o teste de biodegradabilidade aeróbio. Em um frasco de vidro com capacidade de 2 L foram inseridos 500 mL do lodo e 1,5 L de esgoto doméstico gerado na UFLA. Foi proporcionada aeração da mistura por meio de duas bombas de aquário. O frasco foi instalado sobre chapa de agitação magnética, permanecendo em aeração e agitação por 72 horas. Durante esse período, o esgoto foi renovado, retirando alíquotas de 500 mL e adicionando o mesmo volume de esgoto fresco, diariamente, até o lodo apresentar alteração de coloração, do negro para o marrom. Após esse processo o lodo foi caracterizado em termos de sólidos totais, fixos e voláteis, pelo método gravimétrico (APHA et al., 2005).

Com base na concentração de sólidos voláteis totais (SVT) presente no lodo e na concentração de DQO do efluente de canil, foram calculados os volumes do efluente e do lodo para o teste de biodegradabilidade, de forma a estabelecer a relação substrato/biomassa de $1,5 \text{ g g}^{-1}$ na forma de $[\text{DQO}] [\text{SVT}]^{-1}$ (de $0,35 \text{ g g}^{-1}$ na forma de $[\text{DBO}] [\text{SVT}]^{-1}$), de acordo com Von

Sperling (2002) para esgoto doméstico. A relação substrato/biomassa foi calculada por meio da equação (8):

$$\frac{A}{M} \quad (8)$$

Em que,

A = Concentração de substrato (mg L^{-1} de DQO) e

M = Concentração de micro-organismos (mg L^{-1} de SVT).

O ensaio de biodegradabilidade foi realizado semelhante à estrutura montada para a aeração do lodo, descrito anteriormente, composto por um reator, constituído por frasco de vidro de 2 L, no qual foram inseridos 2 L de substrato (efluente de canil) e 120 mL do inóculo (lodo de esgoto aerado).

No frasco, mantido destampado, foram introduzidas mangueiras de bomba de aquário para a aeração constante e um agitador magnético para a agitação do conteúdo do frasco, mantidos por um período de aproximadamente 64 horas, em temperatura ambiente (Figura 7). O tempo de monitoramento foi determinado em função da estabilidade dos valores de DQO observados durante o monitoramento do ensaio.



Figura 7 Reator laboratorial, em aeração e agitação sobre chapa magnética, utilizado na realização do ensaio de biodegradabilidade aeróbia da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

Durante este período, amostras de 20 mL foram coletadas, sendo um volume suficiente para filtração e determinação de DQO das amostras. Isso ocorreu em intervalos de uma hora durante as primeiras nove horas e em intervalos de duas horas no restante do período de monitoramento. Estes intervalos foram estabelecidos de acordo com o comportamento dos resultados de DQO durante o experimento. Foi verificado também os valores de oxigênio dissolvido no líquido em tratamento durante o teste, além do pH inicial e final. Com os resultados de DQO ao longo do tempo foram obtidos os coeficientes de degradação da matéria orgânica (k), por meio do ajuste do modelo cinético de primeira ordem aplicado aos dados experimentais (Equação 1).

Para a estimativa da constante de velocidade de reação de primeira ordem (k), utilizou-se um processo matemático e estatístico pelo método de regressão não linear ajustados aos valores de DQO obtidos durante a condução do teste nos diferentes tempos de coleta das amostras.

4.3.2 Ensaios de biodegradabilidade anaeróbia

Para obter os resultados foram realizados dois ensaios com diferentes concentrações de carga orgânica biológica (COB) iniciais.

a) Primeiro ensaio:

O substrato para o primeiro ensaio anaeróbio foi o mesmo do ensaio aeróbio, com mesmo procedimento de coleta, porém amostras coletadas em datas diferentes, do qual foi analisada a concentração de DQO da mesma maneira.

Como inóculo foi utilizado lodo proveniente do filtro anaeróbio do próprio sistema de tratamento do PFA, coletado na forma concentrada, na tubulação de descarga do filtro. Este lodo foi caracterizado em termos de sólidos totais, fixos e voláteis, de maneira já descrita.

Com base na concentração de SVT presente no lodo e na concentração de DQO do efluente do canil, foram calculados os volumes do efluente e do lodo para o reator (frasco de vidro de 2 L de capacidade), de forma a estabelecer a Carga Orgânica Biológica (COB) entre 0,05 e 0,15 kg kg⁻¹ na forma de [DQO] [SVT]⁻¹, adotando o valor de 0,1 kg kg⁻¹, tal como recomendado por CHERNICHARO (1997) para esgoto doméstico. Pelo fato de o teste ter sido realizado em batelada, a COB foi calculada a partir da equação 9.

$$COB = \frac{C \times Vol}{M} \quad (9)$$

Em que,

COB = Carga Orgânica Biológica (kg kg⁻¹ na forma de [DQO] [SVT]⁻¹);

C = Concentração de substrato (efluente) (kg m⁻³ de DQO);

Vol = Volume do reator (m³);

M = Massa de micro-organismos no lodo (kg de SVT).

O ensaio de biodegradabilidade foi realizado semelhante à estrutura montada para o ensaio aeróbio, porém sem aeração, composto por um reator, constituído por frasco de vidro de 2 L, no qual foi inserido 1,5 L de substrato (efluente do canil) e 324,15 mL do inóculo (lodo do filtro anaeróbio do canil). No frasco foi introduzido um agitador magnético para mistura constante do conteúdo por um período de aproximadamente 75 horas, em temperatura ambiente e com o frasco tampado (Figura 8), porém de maneira a permitir que os gases produzidos na degradação fossem liberados para o ambiente externo.



Figura 8 Reator laboratorial, em agitação sobre chapa magnética, utilizado na realização do ensaio de biodegradabilidade anaeróbia da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

Durante este período, amostras de 15 mL foram coletadas, sendo um volume suficiente para filtração e determinação de DQO das amostras. Isso ocorreu em intervalos de uma hora durante as primeiras doze horas. No

período noturno (12 horas) o experimento ficou sob agitação, mas sem realizar coleta. Esse procedimento se repetiu por mais três dias e duas noites, aumentando o intervalo das coletas para quatro horas no segundo dia, e seis horas no terceiro dia. No quarto dia as coletas foram realizadas em intervalos de três horas. Estes intervalos foram estabelecidos de acordo com o comportamento dos resultados de DQO durante o experimento. Foram verificados também os valores de pH e temperatura, inicial, final e, a cada três horas, durante a realização do ensaio, com exceção do período noturno.

Com os resultados de estimativa dos coeficientes de degradação da matéria orgânica (k), foi realizada por meio da mesma equação e do ajuste estatístico de regressão não linear (Equação 1).

Para a estimativa da constante de velocidade para reação de primeira ordem (k), utilizou-se um processo matemático e estatístico pelo método de regressão não linear ajustado aos valores de DQO obtidos durante a condução do teste nos diferentes tempos de coleta das amostras.

b) Segundo ensaio:

O segundo ensaio anaeróbio foi realizado com o mesmo procedimento, com novas amostras do efluente e do lodo. A única e principal diferença foi no cálculo dos volumes do substrato e inóculo do reator, adotando, desta vez, o valor da COB igual a 1 kg kg^{-1} na forma de $[\text{DQO}] [\text{SVT}]^{-1}$.

Deste modo, inseriu-se no reator 1,5 L de substrato (efluente do canil) e 35,85 mL do inóculo (lodo do reator anaeróbio do canil).

Esse ensaio durou 73 horas, onde as coletas foram realizadas basicamente da mesma maneira. Apenas mudaram-se os intervalos no terceiro dia para três horas e no último (quarto) dia, as coletas foram feitas num intervalo de uma hora, sendo os intervalos estabelecidos de acordo com o comportamento dos resultados de DQO durante o experimento.

4.4 Caracterização e monitoramento da qualidade da água do corpo hídrico receptor

Para as análises de caracterização da qualidade da água do corpo hídrico receptor, amostras foram coletadas em dois pontos do Ribeirão Santa Cruz: a cerca de dois metros à montante e a cerca de um metro à jusante do ponto de lançamento do efluente tratado, a fim de identificar alguma interferência nas propriedades do curso d'água devido ao lançamento do efluente tratado.

A coleta de água do Ribeirão foi de maneira direta, entre a superfície e 0,10 m de profundidade do Ribeirão, constituindo uma única amostragem para cada ponto, semanalmente, durante quinze semanas consecutivas.

As amostras de água foram encaminhadas para o Laboratório de Qualidade de Água do Núcleo de Engenharia Ambiental e Sanitária do Departamento de Engenharia da Universidade Federal de Lavras, onde foram realizadas as análises das variáveis: pH pelo método potenciométrico; sólidos totais e suspensos por gravimetria; oxigênio dissolvido por titulação pelo método de Winkler; demanda bioquímica de oxigênio por titulação do oxigênio dissolvido, pelo método de Winkler após 5 dias de incubação da amostra a 20°C; fósforo total pelo método do complexo vanadato-molibdato e dosagem colorimetricamente em espectrofotometria, demanda química de oxigênio em refluxo fechado, nitrogênio total (NTK) pelo método micro-Kjeldahl; e coliformes totais e termotolerantes, pelos método dos tubos múltiplos (APHA et al., 2005).

Com os dados das variáveis analisadas, foi possível avaliar a qualidade da água do corpo hídrico receptor em relação aos padrões de qualidade legais exigidos para o lançamento de efluentes em corpos hídricos.

4.5 Tratamento estatístico dos dados

Os dados de monitoramento do sistema foram apresentados por meio de estatística descritiva, pela apresentação de médias e desvio padrão, e confecção de gráficos e tabelas.

Os dados obtidos nos ensaios de biodegradabilidade foram ajustados aos modelos de predição de primeira ordem, por meio de regressão não linear, e regressão linear utilizando a ferramenta Solver do software Excel[®].

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A apresentação dos resultados será feita a partir do monitoramento do afluente e efluente do sistema de tratamento das águas residuárias do canil, estimativa de produção de lodo nas unidades anaeróbias de tratamento, ensaios laboratoriais de biodegradabilidade da água residuária do canil, e qualidade da água do corpo hídrico receptor dos efluentes tratados.

5.1 Avaliação do sistema de tratamento

A avaliação do sistema de tratamento das águas residuárias do canil será apresentada a partir da caracterização quantitativa e qualitativa do afluente e do efluente das unidades que compõem o sistema de tratamento.

5.1.1 Vazão

A vazão média diária (24 horas) da água residuária das atividades de limpeza das baias do canil foi igual a $0,08 \text{ L s}^{-1}$ ($6,5 \text{ m}^3 \text{ d}^{-1}$). Os valores oscilaram ao longo do dia de acordo com a intensidade da lavagem, com vazão média máxima de $0,30 \text{ L s}^{-1}$, considerando-se as 7 horas de geração de efluentes em função da higienização das baias. A vazão máxima instantânea foi de $0,82 \text{ L s}^{-1}$ às 12h30min, a partir deste horário interromperam-se as lavagens (almoço dos funcionários) e a vazão prosseguiu apresentando tendência de decréscimo por um período de tempo maior, até as 13h30min, quando apresentou a vazão mínima de $0,03 \text{ L s}^{-1}$ (Figura 9).

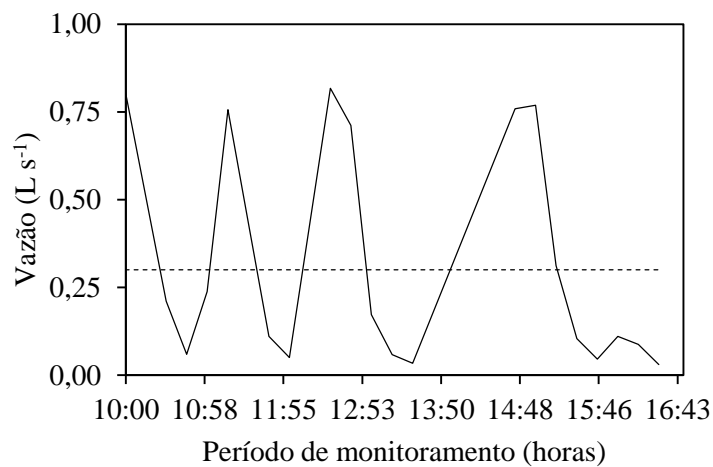


Figura 9 Variação de vazão diária e vazão média da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

A partir da vazão diária de águas residuárias geradas no PFA, obteve-se uma relação de aproximadamente 16 L de efluentes gerados para cada cão alojado no canil. Este valor é inferior aos 32 L de efluentes gerados na higienização de canil com 300 cães em Washington D.C., nos Estados Unidos, verificados por Jaworski e Hickey (1962), após a raspagem das baias. O menor volume gasto no PFA em relação aos observados nos Estados Unidos se devem, provavelmente, à forma de higienização. O que pode ser considerado limpo e higienizado para um, pode não o ser para outro, o que pode demandar mais água para a limpeza.

5.1.2 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH da água residuária no tratamento apresentou valores médios e desvio padrão de $7,2 \pm 0,3$ para o efluente bruto, no ponto 1, $7,9 \pm 0,2$ no ponto 2 e de $7,9 \pm 0,1$ no ponto 3 (Tabela 7). O resultado do ponto 1, para efluente bruto, é maior que a média de 6,8, para esgotos domésticos, encontrada por Sousa et al. (2005), Lima, Costa, Tonetti et al. (2011) e Villela e Forest (2014). Porém, encontra-se dentro da faixa de variação de pH em esgoto

doméstico apresenta por Von Sperling (2005), entre 6,7 – 8,0. Segundo o autor, o valor típico é de 7,0.

Por se tratar de um efluente de origem fecal, os valores de pH do efluente bruto tendem a ficar próximos da neutralidade, tal como verificado por Bolzani et al. (2012) e Rodrigues et al. (2010) para efluentes de suinocultura.

As médias encontradas são semelhantes aos valores de monitoramento do tratamento de esgoto doméstico no sistema TS-FAN, com 7,2 no efluente bruto e 7,3 no efluente tratado encontrados por Silva e Souza (2011). Outra semelhança com o comportamento dos resultados destes autores é a tendência ao leve aumento do pH após os procedimentos de tratamento. Segundo Chernicharo (2007), a faixa ótima de pH para o desenvolvimento das arqueias metanogênicas é de 6,6 a 7,4, o que ocorreu nas unidades de tratamento anaeróbias. Pode-se concluir, portanto, que o sistema está operando em boas condições, adequadas as reações dos micro-organismos.

Tabela 7 Valores médios de pH da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.

Pontos Amostrais	Valores de pH
1	7,2±0,3
2	7,9±0,2
3	7,9±0,1

A oscilação dos valores de pH durante o período de monitoramento (Figura 10) ocorreu, em média, dentro da faixa adequada para as atividades microbianas responsáveis pela degradação dos compostos orgânicos, entre 6,0 e 8,0. Segundo Chernicharo (2007), valores fora deste padrão podem inibir o desenvolvimento da microbiota. A variação de pH apresentou apenas alguns picos acima da faixa, máximo de 8,2 nos pontos 2 e ponto 3. O valor de pH mínimo encontrado foi de 6,7 no ponto 1, maior que o limite mínimo da faixa ideal para os micro-organismos. Analisando os valores mínimos e

máximos no afluente e efluente do tratamento, percebe-se estabilidade do tratamento orgânico, portanto, entende-se que não houve variações acentuadas de pH a ponto de comprometer o desempenho do sistema.

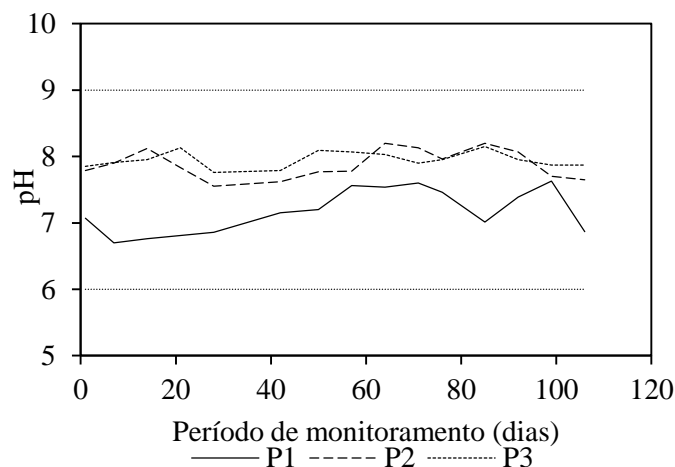


Figura 10 Variação dos valores de pH da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valores de referência para disposição em cursos de água (6 a 9).

Para fins de lançamento do efluente tratado em corpo hídrico, o pH atendeu plenamente aos valores mínimos e máximos permitidos (6,0 a 9,0) estabelecidos na legislação ambiental vigente (MINAS GERAIS, 2008).

5.1.3 Matéria orgânica

A matéria orgânica e os sólidos presentes na água residuária analisada da forma bruta, ponto 1 (Tabelas 8 e 9), apresentam menores concentrações em comparação com outras águas residuárias de origem animal, como de suínos, conforme os resultados médios observados por Pereira et al. (2010) com DBO, DQO e ST de 707 mg L^{-1} , 2.705 mg L^{-1} , 2.593 mg L^{-1} ; e por Duda e Oliveira (2011) com DQO e SS de 13.168 mg L^{-1} e 8.110 mg L^{-1} . Tal fato se deve, provavelmente ao tipo de instalações e manejo das mesmas, como, por exemplo, a quantidade de água gasta para

higienização das baias; além do porte dos suínos ser maior e consequentemente, produzirem maior quantidade de dejetos diariamente.

Em relação à água residuária de canil estudada em Washington D.C., nos Estados Unidos, as concentrações no efluente do PFA também apresentaram-se inferiores. Jaworski & Hickey (1962) verificaram valores médios de DBO de 90 mg L^{-1} , e valor máximo da ordem de 230 mg L^{-1} , sendo adotado o procedimento de raspagem das baias e posterior lavagem das mesmas como no PFA, uma vez que sem a raspagem justificaria a maior carga orgânica do efluente. Porém, no PFA se gasta em média aproximadamente 16 L de água por animal por dia para manutenção dos animais e limpeza das instalações o que aumenta a concentração orgânica no efluente; já Jaworski e Hickey (1962) verificaram um consumo diário de 32 L por dia para cada animal (300 animais) e um efluente mais diluído. Ressalta-se que a concentração de material orgânico pode ser influenciada também pelo tamanho dos cães e frequência de alimentação.

No caso específico da matéria orgânica, presente na água residuária, analisada nas formas de DBO e DQO em comparação dos resultados do ponto 1 (Tabela 8) com dados de esgoto doméstico, o efluente do PFA também apresenta baixas concentrações de compostos orgânicos biodegradáveis e totais. Os esgotos apresentam concentrações médias mais elevadas, com valor típico de DBO igual a 300 mg L^{-1} e a faixa de variação entre $250 - 400 \text{ mg L}^{-1}$, valor típico de DQO de 600 mg L^{-1} e faixa de variação entre $450 - 800 \text{ mg L}^{-1}$, de acordo com Von Sperling (2014). Resultados ainda maiores foram encontrados por Oliveira e Von Sperling (2005) em avaliação de 166 ETEs, os afluentes apresentaram médias de 527 mg L^{-1} de DBO e 1113 mg L^{-1} de DQO. Segundo os autores, a ocorrência de contribuições industriais orgânicas podem justificar as elevadas concentrações de DBO nos esgotos, um fator que não existe para o efluente do PFA.

Tabela 8 Concentrações médias de DBO e DQO da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de DBO e DQO nas diferentes unidades de tratamento.

Pontos	DBO		DQO	
	mg L ⁻¹	E (%)	mg L ⁻¹	E(%)
1	189±53	–	612±76	–
2	117±36	36	334±97	44
3	52±16	52	239±58	28
Total	–	70	–	60

E - Média das eficiências semanais de remoção no tratamento.

Moura et al. (2011) encontraram valor médio de DQO (459 mg L⁻¹) inferior a deste monitoramento, mas a DBO encontrada pelos autores também foi superior (249 mg L⁻¹), para esgoto doméstico afluente ao sistema de tratamento utilizado.

Além das concentrações de DQO e de DBO, deve-se destacar a relação entre elas. Segundo Von Sperling (2014), em uma água residuária com relação DQO/DBO baixa (menor que 2,5), a fração biodegradável é elevada, sendo indicado tratamento biológico; relação elevada (maior que cerca de 3,5 ou 4,0) a fração inerte é elevada, possível indicação para tratamento físico-químico; e relação intermediária (entre 2,5 e 3,5) a fração biodegradável não é elevada, e recomenda-se estudos de tratabilidade para verificar viabilidade do tratamento biológico.

Enquanto no esgoto doméstico, a relação típica é igual a 2, a relação média para a água residuária do canil foi de 3,2. Tal fato não impede o tratamento biológico (VON SPERLING, 2014), porém, como a fração biodegradável não é elevada, poderia dificultar o tratamento, e a consequente remoção de matéria orgânica.

No caso da água residuária do PFA, entende-se que além da fração biodegradável, existe também, uma fração inerte considerável, podendo ser algum componente tóxico ou compostos refratários de baixa biodegradabilidade, tornando recomendáveis estudos aprofundados sobre sua tratabilidade biológica. Esta característica inerte pode ser atribuída à

presença de pelos dos cães, material de difícil degradação biológica (KORNILŁOWICZ-KOWALSKA; BOHACZ, 2011), além de óleos e graxas e detergentes que podem ter inibido a ação dos micro-organismos (MERRETTIG-BRUNS; JELEN, 2009; AFFANDI et al., 2014).

Pode-se entender como uma vantagem os menores valores de DBO e DQO em relação aos outros efluentes, pois a água residuária do PFA apresenta menor potencial poluidor em termos de carga orgânica, frente aos exemplos citados, contudo, seus impactos negativos por lançamentos sem um tratamento adequado são os mesmos, e dependem do corpo hídrico receptor ou do local de despejo.

Para o lançamento adequado do efluente do PFA em corpo hídrico, a concentração de matéria orgânica deve atender ao máximo permitido pelas normas ambientais, 60 mg L^{-1} de DBO e 180 mg L^{-1} de DQO, ou apresentar eficiência de remoção de compostos orgânicos no tratamento de no mínimo 75%, e média anual igual ou maior a 85% para DBO, e no mínimo 70%, e média anual igual ou maior a 75% para DQO, desde que não altere as condições do corpo hídrico receptor.

A variação das concentrações de DBO e de DQO (Figuras 11 e 12) apresentou valores máximos e mínimos de 250 mg L^{-1} no ponto 1 e 35 mg L^{-1} no ponto 3, para DBO; e de 728 mg L^{-1} no ponto 1 e 143 mg L^{-1} no ponto 3, para DQO.

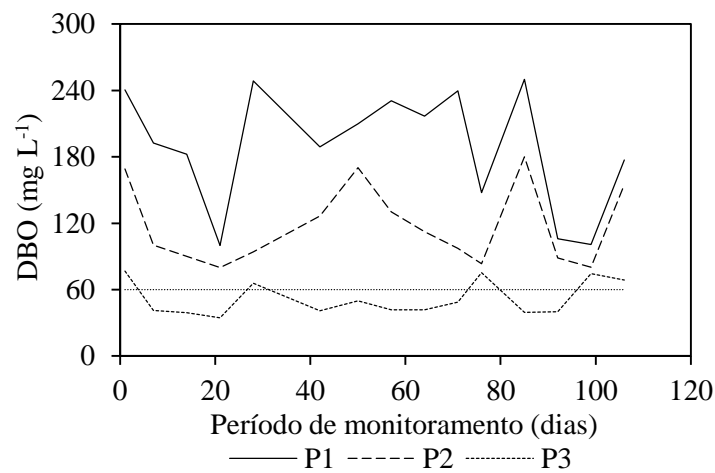


Figura 11 Variação das concentrações de DBO da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valor de referência para disposição em cursos de água (60 mg L^{-1}).

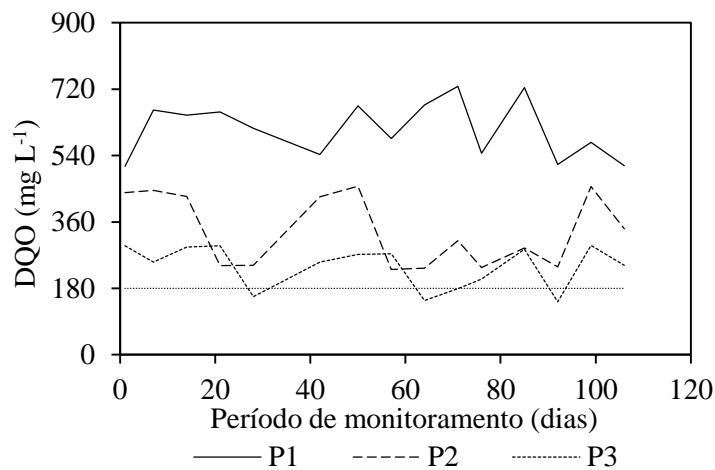


Figura 12 Variação das concentrações de DQO da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valor de referência para disposição em cursos de água (180 mg L^{-1}).

Durante todo o período de monitoramento, os valores foram superiores no ponto 1, como era de se esperar para o efluente bruto. As amostras do ponto 2 apresentaram valores bem reduzidos com alguns picos acompanhando a elevação da carga orgânica afluyente ao sistema (ponto 1). Porém, a eficiência de remoção neste ponto, ou seja, após a fase anaeróbia

de tratamento, no sistema TS-FAN, foi mais baixa para o parâmetro de DBO, da ordem de 36% e superior para o parâmetro de DQO, igual a 44%, apresentando a fase de maior eficiência de remoção para a DQO (Tabela 8), confirmando a perspectiva que o sistema TS-FAN, principalmente o tanque séptico, apresentam remoção predominantemente física, funcionando como decanto-digestores e, em menor grau, promovem a remoção biológica da matéria orgânica (VON SPERLING, 2014).

Para a DBO, as unidades que promoveram remoção mais acentuada foram os tanques de estabilização (ponto 3), após a fase facultativa de tratamento, onde a eficiência chegou a 52%, e valor médio efluente de DBO de 52 mg L^{-1} , abaixo do valor máximo permitido pela legislação que é de 60 mg L^{-1} . Mas nesta fase o parâmetro de DQO teve sua eficiência reduzida para 28%, devido, provavelmente, ao fato de ser um tratamento predominantemente biológico, e também a elevada relação DQO/DBO média apresentada pelo efluente das unidades anaeróbias (2,9). Outro fator que pode ter contribuído para a menor eficiência de remoção como um todo, foi a variação repentina de vazão, que provoca o arraste de sólidos, compostos por matéria orgânica, provocando maiores valores de DQO no ponto 3 em relação ao ponto 2 (Figura 12). Ocorreram chuvas intensas no dia anterior e durante as coletas dos dias de monitoramento 21 e 57. Com a interferência do incremento da água da chuva, aumentou-se a vazão no tratamento, e assim, o tempo de detenção do efluente nos tanques, necessário à degradação da matéria orgânica, foi reduzido, o que pode ter favorecido o aumento da concentração orgânica na água residuária da saída do tratamento.

Considerando que no ponto 2, após a fase anaeróbia, não houve alteração de aumento da concentração de DQO nas datas das chuvas, entende-se que o sistema TS-FAN da fase anaeróbia, apresentou maior capacidade de resistir à variação de vazão, redução do tempo de detenção e variação da carga orgânica, uma vez que, as baias tomadas pela água da chuva, a qual foi encaminhada ao sistema de tratamento, continham dejetos dos animais.

A redução da eficiência de remoção de DQO no ponto 3 influenciou no baixo valor de eficiência total do sistema de tratamento para a variável, igual a 60%, não atendendo ao mínimo de 70% estabelecido nas normas ambientais. A eficiência total de remoção de DBO também não atendeu ao mínimo de 75% estabelecido nas normas ambientais, sendo de apenas 70%.

Nas avaliações de Oliveira e Von Sperling (2005) e Silva e Souza (2011) as eficiências médias de remoção de matéria orgânica em ETEs com sistema TS-FAN foram baixas, na ordem de 59% para DBO e de 51% a 55% para DQO. Esses resultados são inferiores aos resultados encontrados por Moura et al. (2011), ao tratar esgoto doméstico de áreas rurais em sistema TS-FAN variando de 66 a 88% para DBO e 77 a 81% para DQO, os quais são resultados considerados bons de acordo com as faixas citadas por Von Sperling (2014) para remoção de DBO (80 - 85%) e DQO (70 - 80%) em sistemas TS-FAN.

O desempenho do tratamento facultativo nos tanques de estabilização do PFA foi melhor e mais eficiente para remoção de DBO, com 52% e apenas 28% para DQO. As ETEs com lagoas facultativas em avaliação feita por Oliveira e Von Sperling (2005) também apresentaram melhor desempenho na remoção de matéria orgânica (75% DBO e 55% DQO) e maior eficiência média em relação à DBO, porém obtiveram resultados mais próximos do recomendável para lançamento do que os tanques de estabilização do PFA.

Pode-se concluir que a eficiência de remoção de matéria orgânica no sistema de tratamento não foi satisfatória. Mesmo que o valor médio da DBO, no ponto 3, tenha atendido ao limite máximo de concentração, necessita-se que tanto a DBO quanto à DQO (Figuras 11 e 12), além de outros parâmetros, apresentem-se adequados à norma, para que o sistema de tratamento seja considerado eficiente na remoção de matéria orgânica.

5.1.4 Sólidos

Constata-se elevadas concentrações de ST no ponto 1, tanto as unidades anaeróbias quanto os tanques de estabilização foram capazes de amortecer as concentrações de sólidos afluentes ao tratamento. Entretanto, foi mais evidente para as unidades anaeróbias, as quais funcionaram mais como unidades de decantação.

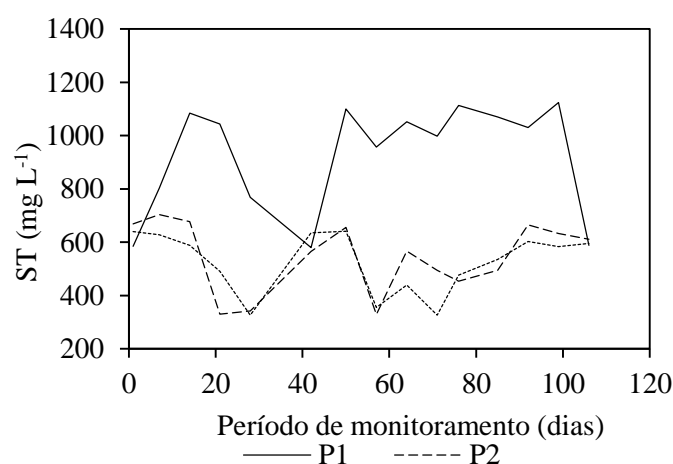


Figura 13 Variação das concentrações de ST da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.

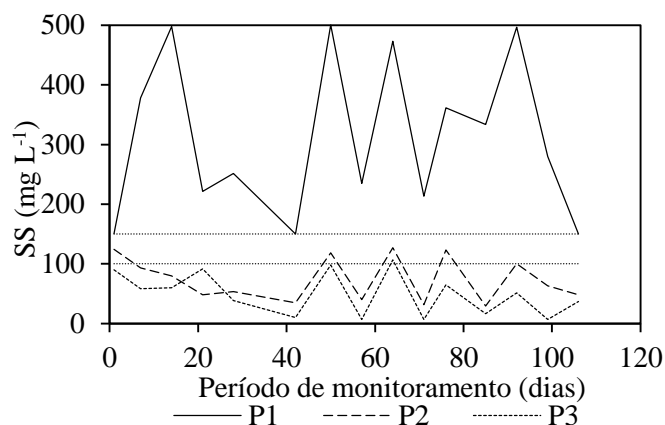


Figura 14 Variação das concentrações de SS da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valores de referência para disposição em cursos de água (100 e 150 mg L⁻¹).

A partir das Figuras 13 e 14, pode-se verificar que a maior parte dos sólidos afluentes ao sistema de tratamento era composto por sólidos dissolvidos (66% dos ST), ao passar pelo tratamento anaeróbio, a concentração de sólidos suspensos foi reduzida, e a concentração de sólidos dissolvidos ficou proporcionalmente ainda maior (86% dos ST). No efluente final, após os tanques de estabilização, as concentrações de sólidos dissolvidos também foram proporcionalmente maiores (90% dos ST). Daí a maior contribuição para remoção de matéria orgânica na forma de DBO ter ocorrido nos tanques de equalização, unidades predominantemente de degradação biológica, e comprovando que o sistema FS-TAN tenha funcionado como decantadores, predominantemente.

A reduzida concentração de sólidos suspensos no afluente e efluente dos tanques de estabilização (pontos 2 e 3) (Tabela 9), implicam em menor turbidez do líquido em tratamento, fato que contribui com a maior transparência para passagem da luz solar, favorecendo uma intensa atividade fotossintética com grande produção de oxigênio pelas algas (SOUSA et al., 2005). Pode-se justificar assim, o melhor desempenho na degradação de matéria orgânica (DBO) nesta etapa do tratamento.

Tabela 9 Concentrações médias de ST e SS da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de ST e SS nas diferentes unidades de tratamento.

Pontos	ST		SS	
	mg L ⁻¹	E (%)	mg L ⁻¹	E (%)
1	926±205	–	313±132	–
2	546±132	38	74±37	74
3	524±115	7,4	50±36	43
Total	–	40	–	83

E - Média das eficiências semanais de remoção no tratamento.

Jaworski & Hickey (1962) verificaram valor máximo de ST de 2.360 mg L⁻¹, e valor médio da ordem de 1.050 mg L⁻¹ (calculado) na água

residuária de canil estudada em Washington D.C., nos Estados Unidos, sendo o valor médio próximo ao observado no presente trabalho.

Em comparação com os dados de esgoto doméstico, a média de ST do efluente bruto (ponto 1), igual a 926 mg L^{-1} , está dentro da faixa de variação de $700 - 1.350 \text{ mg L}^{-1}$, apresentada por Von Sperling (2014) e se mostra em menor concentração que o valor típico (1.100 mg L^{-1}) e a média encontrada por Sousa et al. (2005) de 1.140 mg L^{-1} . Moura et al. (2011) verificou concentração ST um pouco inferior, igual a 852 mg L^{-1} , também em esgoto doméstico.

Em relação ao parâmetro de SS, média afluenta de 313 mg L^{-1} , também se encontra entre as concentrações médias usuais reportadas da literatura, para esgotos domésticos, de $200 - 450 \text{ mg L}^{-1}$ e menor que a concentração típica de 400 mg L^{-1} (VON SPERLING, 2014). Sousa et al. (2005) encontraram valor médio de SS para esgoto doméstico bem próximo (331 mg L^{-1}), Tonetti et al. (2011) e Moura et al. (2011) inferior (115 mg L^{-1} e 236 mg L^{-1}) e Oliveira e Von Sperling (2005) superior (435 mg L^{-1}) ao resultado observado neste trabalho.

O desempenho do tratamento na remoção destes dois parâmetros mostrou maior eficiência no ponto 2, tratamento anaeróbio com sistema FS – FAN, da ordem de 38% de ST e 74% de SS, com remoção mais acentuada dos SS. Moura et al. (2011) identificaram eficiências próximas a estes resultados, variando de 10 a 40% para remoção de ST e de SS entre 71 e 88%, em tratamento de esgoto doméstico com sistema TS-FAN. Oliveira e Von Sperling (2005) nas ETEs com sistema TS-FAN, a média da eficiência de remoção de SS foi menor que a observada no presente trabalho, apresentando 66%.

O resultado do monitoramento da remoção de SS no tratamento das águas residuárias do PFA se encontra abaixo da faixa de 80 – 90% apresentada por Von Sperling (2014) em tratamentos de esgotos domésticos com sistema TS-FAN. No entanto, apenas passando pelo tratamento anaeróbio (ponto 2), houve remoção satisfatória quanto ao lançamento em

cursos de água, cuja concentração máxima permitida é 100 mg L^{-1} (MINAS GERAIS, 2008) (Figura 14).

No ponto 3, as eficiências de remoção dos parâmetros foram menores que no ponto 2, com 7,4% para ST e 43% para SS. O que mostra que o tratamento facultativo nos tanques de estabilização teve melhor desempenho também na remoção de SS. Vale ressaltar que nos tanques de estabilização, o maior percentual de sólidos foi na forma dissolvida. Assim a maior eficiência na remoção de SS se deve principalmente à menor concentração destes no líquido em tratamento.

As ETEs com lagoa facultativa avaliadas por Oliveira e Von Sperling (2005) apresentaram média de 48% na eficiência de remoção de SS, valor próximo ao encontrado no presente trabalho. Contudo, observa-se melhor desempenho para remoção de sólidos na fase anaeróbia do tratamento (TS-FAN), do que na fase facultativa (tanques de estabilização), sendo o mesmo resultado verificado no estudo de Oliveira e Von Sperling (2005) comparando TS-FAN e Lagoas facultativas.

Como as normas para lançamento de efluentes foram atendidas já na fase 2 do tratamento, no ponto 3 a concentração de SS continua dentro dos padrões de lançamento em corpos hídricos. Ressalta-se que como se trata de lagoa de estabilização, a norma específica do estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008) estabelece um limite de concentração máxima de SS mais alto, de 150 mg L^{-1} , para o lançamento de efluentes em corpos hídricos (Figura 14).

5.1.5 Fósforo e Nitrogênio

Os valores médios das concentrações dos nutrientes fósforo (PT) e nitrogênio (NTK) presentes na água residuária do canil (ponto 1) (Tabela 10) são mais elevados que os valores observados para as águas residuárias de suinocultura, conforme os resultados médios apresentados por Pereira et al. (2010) com PT e NTK de $1,1 \text{ mg L}^{-1}$ e 69 mg L^{-1} , respectivamente.

Tabela 10 Concentrações médias de NTK e PT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de NTK e PT nas diferentes unidades de tratamento.

Pontos	PT		NTK	
	mg L^{-1}	E (%)	mg L^{-1}	E (%)
1	165 ± 36	–	92 ± 38	–
2	136 ± 33	18,4	148 ± 51	–
3	145 ± 42	–	137 ± 50	13
Total	–	18	–	3

E - Média das eficiências semanais de remoção no tratamento.

As concentrações de nutrientes no efluente do PFA também são maiores em relação aos esgotos domésticos estudados por Moura et al. (2011), $15,9 \text{ mg L}^{-1}$ de PT e $39,7 \text{ mg L}^{-1}$ de NTK; Sousa et al. (2005), $7,1 \text{ mg L}^{-1}$ de PT e $52,2 \text{ mg L}^{-1}$ de NTK, e Oliveira e Von Sperling (2005), $8,0 \text{ mg L}^{-1}$ de PT e $66,0 \text{ mg L}^{-1}$ de NTK. Os resultados destes autores estão praticamente dentro da faixa de variação de PT ($4 - 15 \text{ mg L}^{-1}$) com valor típico de 7 mg L^{-1} e NTK ($35 - 60 \text{ mg L}^{-1}$) com valor típico de 45 mg L^{-1} , para esgoto doméstico, apresentada por Von Sperling (2014), dados não compatíveis aos observados no presente trabalho, em que se verificou elevadas concentrações de PT e NTK. Outro fator a ser destacado é a presença de maiores concentrações de NTK em relação ao PT na água residuária de suinocultura e nos esgotos. Já no efluente do PFA a maior concentração entre os dois nutrientes é para o PT.

No caso dos dejetos suínos, a composição dos alimentos dos animais está relacionada à concentração de nutrientes nos dejetos destes animais (NONES et al., 2002; MELLO et al., 2012). Mesmo na melhor situação de criação, os suínos não utilizam toda a quantidade de nutrientes ingerida. São utilizados de 30 a 55% do nitrogênio e de 20 a 50% do fósforo ingerido por meio da ração fornecida aos animais. O restante é excretado (NRC, 2012). Acredita-se que por serem monogástricos, assim como os suínos, boa parte dos nutrientes ingeridos pelos cães seja excretada nas fezes e na urina. Portanto, pode-se inferir que a diferença na composição nutricional dos efluentes, ocorre devido à presença dos elementos na alimentação, por meio da disponibilização de rações com diferentes características para cães e suínos, concluindo que a fonte das elevadas concentrações de PT é a constituição da ração dos cães do PFA.

A variação das concentrações (Figuras 15 e 16) apresentou valores máximos e mínimos de 229 mg L⁻¹ no ponto 1 e 78 mg L⁻¹ no ponto 3, para PT, e de 224 mg L⁻¹ no ponto 2 e 30 mg L⁻¹ no ponto 1, para NTK. Pode-se observar que durante o período de monitoramento, os valores de PT foram, em média, superiores no ponto 1, como era de se esperar para o efluente bruto. Mas houve muita variação na concentração de PT nos pontos 2 e 3, apresentando valores até superiores que o ponto 1. No caso das concentrações no ponto 3, as variações mostraram-se muitas vezes superiores ao ponto 2.

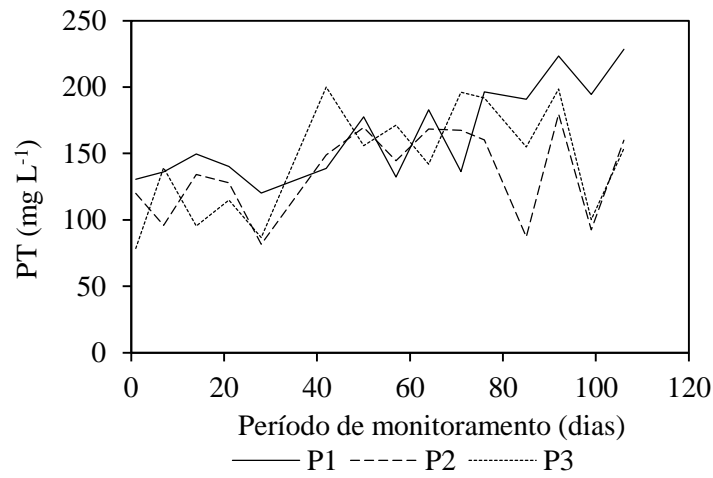


Figura 15 Variação das concentrações de PT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.

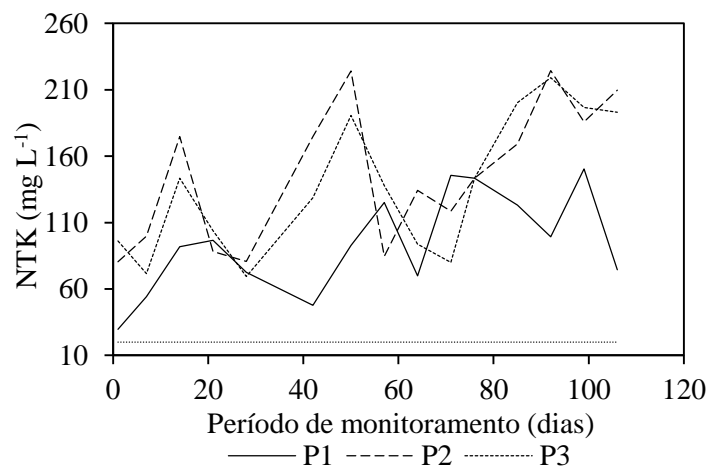


Figura 16 Variação das concentrações de NTK da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento; e valor de referência para disposição em cursos de água (20 mg L^{-1}).

Com isso, as eficiências na remoção de PT não foram satisfatórias. Mesmo apresentando um desempenho melhor no ponto 2 (tratamento anaeróbio) de 18,4%, no ponto 3 (tratamento facultativo), não houve remoção.

Moura et al. (2011) constataram eficiência de remoção para PT variando de 9,8 – 86%, no tratamento de esgoto doméstico com sistema TS-FAN. Oliveira e Von Sperling (2005) encontraram eficiência média de 30% também em TS-FAN de várias ETEs. E Von Sperling (2014) aponta como valor de 35% como o limite para remoção de PT, em um tratamento de esgoto doméstico por TS-FAN. Todos estes valores de referência demonstram desempenhos superiores ao encontrado neste monitoramento da remoção de PT no sistema TS-FAN do PFA.

Para o tratamento em lagoas facultativas as ETEs avaliadas por Oliveira e Von Sperling (2005) demonstraram eficiência média de 46% na remoção de PT, superior aos tratamentos por TS-FAN avaliados, diferente dos resultados deste trabalho, que não demonstram eficiência de remoção de PT nos tanques facultativos.

Como não houve eficiência considerável na remoção de PT nos tanques facultativos, provavelmente a variação nas concentrações no ponto 3 tenha ocorrido por acúmulos e decantação do nutriente juntamente com os sólidos totais, que nos tanques de equalização foram fracamente removidos. A maior eficiência de remoção de PT nas unidades anaeróbias foi provavelmente devido à decantação dos sólidos, e do fósforo contido nestes.

As variações na concentração de NTK no tratamento mostraram comportamento atípico com baixas concentrações no ponto 1 (entrada), elevadas no ponto 2 (tratamento anaeróbio) e no ponto 3 (tratamento facultativo). Deste modo, não constata-se eficiência de remoção na fase anaeróbia e baixa eficiência na fase facultativa (13%).

É sabido que unidades anaeróbias de tratamento apresentam restrições quanto à remoção de nutrientes (CHERNICHARO, 2007). Entretanto, os resultados obtidos no presente trabalho são inferiores aos encontrados por Oliveira e Von Sperling (2005), média de 24% para várias ETEs com TS-FAN; e por Moura et al. (2011) variando de 15 a 77% no tratamento com o mesmo sistema anaeróbio de tratamento. Em lagoas facultativas, Oliveira e Von Sperling (2005) também verificaram eficiências

na remoção de NTK, em média de 44%, mais elevada que a do presente trabalho.

Destaca-se aqui que as concentrações na água residuária do canil, tanto de PT quanto de NTK, foram superiores às observadas pelos autores anteriormente citados ao avaliarem o tratamento de esgoto doméstico. Tendo em vista que o percentual de remoção é relativo à concentração de entrada, e que quanto maior a concentração de entrada, maior é a limitação dos sistemas anaeróbios/facultativos na remoção dos nutrientes, foram observadas menores eficiências de remoção. Pereira et al. (2010), ao tratarem efluentes da suinocultura em reator anaeróbio de manta de lodo, verificaram a remoção de 7% do NTK, e acréscimo na concentração efluente de PT.

Vivan et al. (2010) obtiveram 90% de remoção de NTK em lagoas de estabilização (anaeróbia-facultativa-maturação) que receberam efluentes da suinocultura pré-tratados em biodigestores com 2.832 mg L^{-1} de NTK. Entretanto, os autores evidenciaram que a maior parte da remoção se deu pela volatilização da amônia, pois o pH do sistema foi superior a 8,5. Assim, o pH verificado no presente trabalho não favoreceu a redução da concentração de NTK pela volatilização da amônia, pois, segundo Von Sperling (2014), em valores de pH inferiores a 8, praticamente toda a amônia está na forma ionizada (NH_4^+), não sendo passível de volatilização.

No estudo conduzido por Vivan et al. (2010) foi verificada elevada remoção de PT (98%) com concentração afluente de 960 mg L^{-1} de PT. A remoção foi atribuída à remoção físico-química por meio da precipitação de fósforo, devido ao pH elevado; a alta capacidade de transferência (sedimentação) se deve ao alto tempo de residência hidráulica (aproximadamente 170 dias) e à baixa turbulência do sistema. Nenhum destes fatores foi observado neste trabalho. E em função do menor tempo de detenção hidráulica e ampla variação diária da vazão, o sistema sofreu com o arraste de nutrientes do mesmo.

O presente monitoramento mostrou um fraco desempenho na remoção de NTK, fato que já se sabe em relação ao tratamento anaeróbico, o qual geralmente apresenta pequenas remoções de nutrientes (CHERNICHARO, 2007). Mostrou também um grande acúmulo de nutrientes no ponto 2, provavelmente no lodo do sistema TS-FAN, sendo transportado conforme a variação brusca da vazão afluente ao sistema.

Lamego Neto e Costa (2011) explicam que para a remoção de NTK é necessário variação do potencial de oxirredução no meio, contribuindo para a nitrificação, desnitrificação e liberação do nitrogênio gasoso, processo que ocorre com mais eficiência com a inserção de unidade aerada no sistema de tratamento. Portanto, os autores afirmam que o NTK e o PT geralmente são conservados durante o tratamento anaeróbico, com o aumento da fração mineralizada. A fração mineralizada foi arrastada para os tanques de estabilização, devido à variação da vazão afluente, e contribuiu para o aumento da concentração no ponto 3.

O fósforo incorporado ao lodo pode ser removido por bactérias heterotróficas que acumulam polifosfatos dentro da célula, dependendo de condições favoráveis ao seu crescimento e metabolismo, por isso a eficiência de remoção de fósforo, apesar de ser baixa, ainda é maior que a de nitrogênio, como ocorreu no ponto 2 do tratamento do PFA (HENRIQUE et al., 2010).

Devido às altas concentrações de NTK na saída do tratamento, o sistema não atende aos padrões para lançamento deste efluente em curso hídrico, de acordo com as normas ambientais (MINAS GERAIS, 2008) que estabelece uma concentração máxima de 20 mg L^{-1} em termos de Nitrogênio amoniacal (Figura 16).

Em relação ao fósforo, a legislação não estabelece padrões para o lançamento de efluentes, apenas para o monitoramento do fósforo na qualidade da água de acordo com seus usos e classificação. Porém, se há alta concentração de nitrogênio no lançamento como no caso deste trabalho, com valor fora do padrão estabelecido, a presença concomitante do fósforo

também elevada, causará a eutrofização, podendo desencadear sua principal consequência, o crescimento de algas e plantas aquáticas no corpo hídrico receptor. Assim, a remoção do PT no tratamento deve ser mais considerável para evitar impacto negativo no corpo hídrico receptor.

5.1.6 Coliformes

Os resultados médios de coliformes termotolerantes (CTer) no efluente bruto (ponto 1) (Tabela 11) apresentaram valores mais elevados que as concentrações usuais para esgoto doméstico de $10^6 - 10^9$ NMP 100 mL⁻¹ para CTer (VON SPERLING, 2014).

Tanto para os coliformes totais (CT) quanto para os CTer, os valores observados no presente trabalho foram superiores aos dados médios do esgoto doméstico analisado por Moura et al. (2011) de $6,24 \times 10^8$ NMP 100 mL⁻¹ para CT e $6,19 \times 10^6$ NMP100 mL⁻¹ para CTer; por Sousa et al. (2005) e Oliveira e Von Sperling (2005) de $1,0 \times 10^7$ NMP100 mL⁻¹ e $2,6 \times 10^7$ NMP100 mL⁻¹ para CTer.

Os números deste trabalho ainda apresentam-se maiores em relação às águas residuárias da suinocultura, da qual Oliveira e Duda (2009) encontraram valores de coliformes totais e termotolerantes variando entre $7,4 \times 10^6$ e $1,6 \times 10^8$ NMP100 mL⁻¹.

Estas diferenças podem ser influenciadas pela diluição dos dejetos nas águas descartadas. No caso dos esgotos domésticos essa diluição é maior e nos casos de água residuária de origem animal a diluição depende dos procedimentos de limpeza e manejo das instalações de criação. A água residuária de suinocultura citada se apresentou, provavelmente, mais diluída, pois podem ser gerados até 27 L de dejetos por animal por dia (KONZEN et al., 1997), enquanto no PFA este valor foi de 16 L por animal por dia.

Tabela 11 Concentrações médias de CT e CTer da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de CT e CTer nas diferentes unidades de tratamento.

Pontos	CT		CTer	
	NMP100 mL ⁻¹	E (%)	NMP100 mL ⁻¹	E (%)
1	2,06x10 ¹² ±4,60x10 ¹²	–	1,73x10 ¹² ±3,63x10 ¹²	–
2	2,94x10 ¹¹ ±5,02x10 ¹¹	62 (1 log)	2,93x10 ¹¹ ±5,02x10 ¹¹	76 (1 log)
3	4,49x10 ¹⁰ ±9,15x10 ¹⁰	27 (1 log)	4,47x10 ¹⁰ ±0,16x10 ¹⁰	43 (1 log)
Total	–	52 (2 log)	–	65 (2 log)

E - Média das eficiências semanais de remoção no tratamento.

A variação nos quantitativos de coliformes (Figuras 17 e 18) apresentou valores máximos e mínimos de 1,4x10¹³ NMP 100 mL⁻¹ no ponto 1 e 4,0x10⁶ NMP 100 mL⁻¹ no ponto 3, para CT, e de 1,1x10¹³ NMP 100 mL⁻¹ no ponto 1 e 4,0x10⁶ NMP 100 mL⁻¹ no ponto 3, para CTer. Pode-se observar que durante o período de monitoramento, os valores de coliformes foram, em média, superiores no ponto 1, mas apresentaram muitas variações em razão dos procedimentos de lavagens das baias; isso pode ter influenciado nas baixas eficiências de remoção dos micro-organismos patogênicos. Além disso, é sabido que unidades anaeróbias de tratamento apresentam reduzida eficiência de remoção de coliformes. E a remoção nos tanques de equalização dependeria de menor concentração de matéria orgânica, maior valor de pH e menor concentração de SS, para favorecer a desinfecção por meio da radiação ultravioleta natural.

Na fase de tratamento anaeróbio com TS-FAN (ponto 2) as eficiências de remoção de CT (62%) e CTer (76%) foram maiores que a fase facultativa (ponto 3), porém inferiores aos registros na literatura para esgotos domésticos. Oliveira e Von Sperling (2005) verificaram eficiência média de 79% (0,9 unidades log) para CTer em várias ETEs com sistema TS-FAN. Von Sperling (2014) apresenta como remoção a faixa de 1 a 2 unidades logarítmicas para sistemas TS-FAN com esgoto doméstico. Considerando esta faixa como sendo valores de eficiências acima de 80%, o resultado deste

trabalho para CTer de 76% até se aproximou ao ideal para esgotos em fossa-filtro.

Para obtenção de maiores eficiências de remoção, Moura et al. (2011) complementaram o sistema TS-FAN com uma fase de desinfecção em reator solar. A remoção foi da ordem de 99,99% para CT e para CTer variou de 99,7 – 99,9%, o que correspondeu à redução de 3 a 5 unidades logarítmicas.

Observa-se que o desempenho do tratamento facultativo nos tanques de estabilização foi pior, as eficiências apresentaram-se menores ainda para CT (27%) e CTer (43%), ao contrário do que constataram Oliveira e Von Sperling (2005) avaliando várias ETEs. De acordo com os autores, a eficiência média de remoção de CTer em lagoas facultativas foi de 97% (1,6 unidades logarítmicas), maiores que o tratamento anaeróbio em TS-FAN, também avaliado por eles.

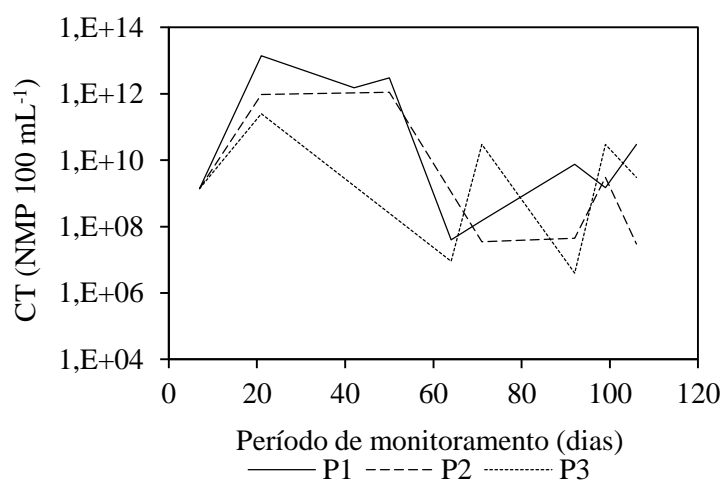


Figura 17 Variação das concentrações de CT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.

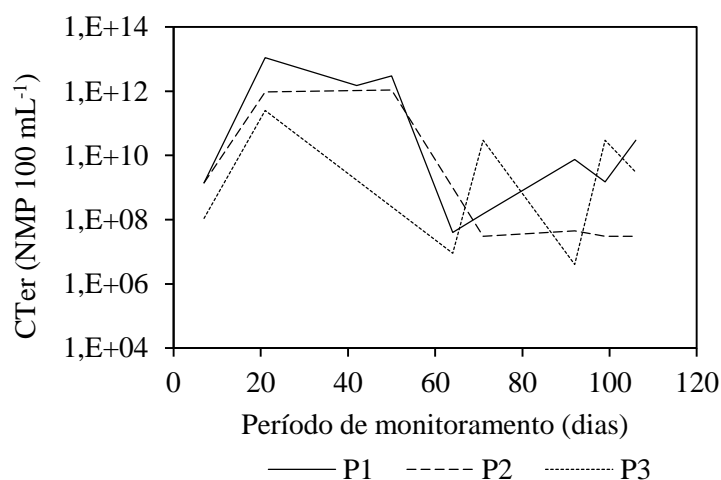


Figura 18 Variação das concentrações de CT da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento.

Em relação aos coliformes, as normas ambientais vigentes (MINAS GERAIS, 2008) não estabelecem padrões para o lançamento de efluentes em cursos d'água, apenas para o monitoramento de coliformes na qualidade da água de acordo com seus usos e classificação. Porém, se há elevada concentração de coliformes no lançamento, como constatado no efluente, o lançamento se torna inadequado sem adequações no sistema. Portanto, nesse quesito, o tratamento não está satisfatório e o lançamento do efluente desta forma apresenta alto grau de poluição.

5.1.7 Cobre e Zinco

As concentrações máximas e mínimas de cobre (Cu) e zinco (Zn) observadas durante o monitoramento do sistema de tratamento foram de 0,07 mg L⁻¹ no ponto 1 e 0,01 mg L⁻¹ no ponto 2 e 3, para Cu, e de 0,71 mg L⁻¹ no ponto 1 e 0,14 mg L⁻¹ no ponto 3, para Zn. A oscilação das concentrações ocorre provavelmente em razão dos procedimentos de lavagens das baias, influenciando na diluição dos dejetos, que são compostos por estes metais. Os valores médios de Cu e Zn estão apresentados na Tabela 12.

Tabela 12 Concentrações médias de Cu e Zn da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de Cu e Zn nas diferentes unidades de tratamento.

Pontos	Cu		Zn	
	mg L ⁻¹	E (%)	mg L ⁻¹	E (%)
1	0,05±0,02	–	0,53±0,16	–
2	0,02±0,01	53	0,21±0,02	57
3	0,02±0,01	18	0,17±0,02	19
Total	–	55	–	65

E - Média das eficiências semanais de remoção no tratamento.

A composição dos alimentos dos cães está relacionada à concentração de metais nos dejetos destes animais, portanto a presença de Cu e Zn na ração consumida pelos cães no PFA influencia a concentração destes elementos no efluente, o qual apresentou grandes concentrações de Zn em comparação ao Cu que se mostrou em valores bem reduzidos. Este fato se deve à maior presença de Zn (225 mg kg⁻¹), na ração dos cães do PFA, em relação ao Cu (13 mg kg⁻¹). Foram observadas variações de 140 a 370 mg kg⁻¹ de Zn e de 7,5 a 8,7 mg kg⁻¹ de Cu em diferentes rações administradas aos cães (MALAFAIA et al., 2002; HILCKO et al., 2009).

Pode-se observar que durante todo o período de monitoramento, os valores dos metais foram superiores no ponto 1, como era de se esperar para o efluente bruto, apresentando redução no nível de concentração de Zn ao longo do tratamento e para o Cu, houve manutenção de sua concentração no ponto 3, afetando a eficiência de remoção deste parâmetro no tratamento facultativo nos tanques de estabilização.

A fase de tratamento anaeróbio com o sistema TS-FAN (ponto 2) apresentou melhor desempenho na remoção de ambos os elementos, com eficiências de 53% para Cu e 57% para Zn. E maiores eficiências foram apresentadas para remoção do Zn, em ambas as fases do tratamento (ponto 2 e 3) e na eficiência total do sistema, de 65%.

Porém, as concentrações médias dos dois metais no efluente atendem aos padrões de lançamento de efluentes, até sem a necessidade de

tratamento, visto que as concentrações de Cu ($0,05 \text{ mg L}^{-1}$) e Zn ($0,53 \text{ mg L}^{-1}$) no efluente já se apresentaram abaixo dos valores máximos permitidos de $1,0 \text{ mg L}^{-1}$ para Cu e $5,0 \text{ mg L}^{-1}$ para Zn (MINAS GERAIS, 2008).

5.1.8 Detergente

A presença de detergente nas águas residuárias do canil (Tabela 13) se deve à utilização de produtos de limpeza no processo de higienização das baias, diferentemente do que ocorre na criação de outros animais como os suínos, por exemplo.

Tabela 13 Concentrações médias de detergente da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e após as diferentes unidades de tratamento, e eficiência média de remoção de detergente nas diferentes unidades de tratamento.

Pontos	Detergente	
	mg L^{-1}	E (%)
1	$4,6 \pm 1,9$	–
2	$3,7 \pm 1,6$	14
3	$3,7 \pm 1,2$	11
Total	–	18

E - Média das eficiências semanais de remoção no tratamento.

Segundo Duarte et al. (2008) as principais formas de remoção de surfactante são os processos biológicos, com valores em torno de 80% de eficiência, evidenciando as baixas taxas de remoção no tratamento do PFA. Os autores acrescentam que as eficiências em tratamentos biológicos podem ser potencializadas combinando com processos físicos e químicos (sedimentação e adsorção).

Baixas eficiências de remoção de detergentes em sistemas de tratamento de efluentes foram descritas por Scott e Jones (2000), afirmando que sistemas aeróbios de tratamento são mais eficientes na remoção destas substâncias em relação aos anaeróbios.

A degradação aeróbia de detergentes em efluentes é mais conhecida, esta forma de remoção é estudada há mais tempo e, portanto, é mais comum (PAINTER; ZABEL, 1989; SCHÖRBEL, 1989; CAVALCANTE et al., 2014).

Estudos da degradação anaeróbica de detergentes são mais recentes, mas tem demonstrado que a remoção é possível, sendo a maioria das pesquisas realizadas utilizando reatores UASB (CAVALCANTE et al., 2014; OLIVEIRA et al. 2010; OLIVEIRA et al. 2009; DUARTE et al. 2008; DUARTE et al. 2006; LOBNER et al. 2005).

Costa et al. (2007) verificaram que a remoção de detergentes ocorrem em unidades anaeróbicas de tratamento. Os autores avaliaram a remoção de detergentes e outros compostos por meio de análises de DQO.

De acordo com Ying (2006), a biodegradação de detergentes pode ser influenciada por variados fatores que dependem da estrutura molecular do surfactante, condições químicas do meio, do tipo de micro-organismo, entre outros.

Cavalcante et al. (2014) ressalta que a decomposição incompleta de detergentes gera compostos tóxicos como carboxilados e sulfenilicos, aos quais se devem ter atenção e monitoramento, principalmente pelas autoridades ambientais, pois podem ser encontrados facilmente em corpos hídricos receptores das ETEs.

De acordo com as concentrações de detergentes encontradas e a baixa eficiência de remoção, o tratamento não atendeu ao padrão de lançamento de efluentes estabelecido na norma vigente, de até $2,0 \text{ mg L}^{-1}$ (MINAS GERAIS, 2008).

5.1.9 Acúmulo de lodo

Durante o monitoramento do acúmulo de lodo, realizado duas vezes, em diferentes períodos, com intervalos de aproximadamente 53 dias entre cada monitoramento, pôde-se observar que o acúmulo de lodo no filtro foi

maior tanto no primeiro monitoramento (573 mg L^{-1}) como no segundo (1200 mg L^{-1}) em relação ao tanque séptico (Tabela 14). Provavelmente, o filtro anaeróbio apresentou melhores condições para o desenvolvimento e reprodução dos micro-organismos, e conseqüentemente, proporcionou maior acúmulo de lodo nesta unidade de tratamento. O tanque séptico, tendo funcionado como um decanto-digestor, além da menor remoção de matéria orgânica, provavelmente proporcionou ao efluente em tratamento apenas a hidrólise dos compostos orgânicos, o que refletiu no menor desenvolvimento da microbiota presente.

Tabela 14 Concentrações médias de SVT no lodo gerado no tratamento da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, e acúmulo de lodo nas unidades anaeróbias em diferentes períodos de monitoramento.

Monitoramento	Pontos	SVT			Acúmulo no sistema (kg SVT)
		Inicial (mg L^{-1})	Final (mg L^{-1})	Acúmulo (mg L^{-1})	
1º	Fossa	732 ±243	1297±35	565	14,1
	Filtro	767±51	1340±174	573	
2º	Fossa	435±13	1498±341	1063	28,1
	Filtro	317±28	1517±293	1200	

Considerando que o acúmulo médio de lodo no sistema foi de 14,1 kg SVT no primeiro monitoramento e de 28,1 kg SVT no segundo; calculou-se a produção diária de lodo (P_L) no sistema, considerando 53 dias no primeiro período de monitoramento, igual a $0,3 \text{ kg d}^{-1}$ de SVT, e no segundo que teve um período de 52 dias entre as avaliações, de $0,5 \text{ kg d}^{-1}$ de SVT. Calculou-se também a DQO_R média de $1,5 \text{ kg d}^{-1}$ de DQO e de $2,0 \text{ kg d}^{-1}$ de DQO.

A partir dos valores de P_L e conhecendo o balanço de carga orgânica (DQO_R) no sistema fossa-filtro, o coeficiente de produção de sólidos (Y) calculado foi de $0,2 \text{ kg kg}^{-1}$ na forma de $[\text{SVT}] [\text{DQO}_R]^{-1}$ para o primeiro monitoramento e de $0,25 \text{ kg kg}^{-1}$ para o segundo monitoramento.

Observa-se que a produção diária de lodo (P_L) apresentou uma taxa um pouco mais elevada no segundo monitoramento, justamente devido à maior carga orgânica removida, encontra no mesmo período de $2,0 \text{ kg d}^{-1}$ de DQO.

O coeficiente de produção de sólidos (Y) no sistema TS-FAN também apresentou maior valor no segundo monitoramento, mas ambos os resultados dos dois períodos de monitoramento são superiores à faixa citada por Chernicharo (2007), para substratos já acidificados, com valores de Y em torno de $0,015$ a $0,05 \text{ kg kg}^{-1}$ na forma de $[SSV] [DQO_R]^{-1}$.

De acordo com a média dos coeficientes de produção de sólidos nos dois monitoramentos, de $0,22 \text{ kg kg}^{-1}$ na forma de $[SVT] [DQO_R]^{-1}$, quantificou-se, por meio da equação 7, o volume de lodo gerado nas unidades anaeróbias, igual a $0,88 \text{ kg d}^{-1}$ de SVT, em relação com a carga média de DQO na entrada do sistema ($3,98 \text{ kg d}^{-1}$ de DQO), durante todo o período de monitoramento do experimento deste trabalho. Ou seja, 321 L de lodo por ano na forma de SVT nas unidades anaeróbias.

A partir dos mesmos cálculos para os dados de sólidos totais, o volume de lodo gerado nas unidades anaeróbias na forma de ST é de 508 L de lodo por ano nas unidades anaeróbias. Valor equivalente a 2% do volume total das unidades anaeróbias, caracterizando um volume reduzido gerado anualmente.

5.2 Ensaio de biodegradabilidade

No ensaio de biodegradabilidade aeróbio o valor de oxigênio dissolvido de $3,4 \text{ mg L}^{-1}$ foi adequado à degradação microbiana da matéria orgânica de forma aeróbia (VON SPERLING, 2002). O pH do efluente permaneceu na faixa de 6,5 a 7,9, já nos dois ensaios anaeróbios realizados o pH médio foi um pouco mais alto, permanecendo na faixa de 7,3 a 7,7 no primeiro ensaio anaeróbio e de 7,4 a 7,6 no segundo.

Verifica-se que nos três ensaios os valores situaram-se dentro da faixa ideal para o crescimento e a atividade microbiana degradadora de compostos orgânicos, de 6,0 - 8,0, indicada por Chernicharo (2007). Portanto, pode-se entender que os reatores nos ensaios de biodegradabilidade não foram submetidos a grandes variações de pH a ponto de comprometer seu desempenho. Porém, segundo o autor, a faixa ótima de pH para o desenvolvimento das arqueias metanogênicas, em tratamentos anaeróbios, é de 6,6 a 7,4, e os ensaios anaeróbios apresentaram valores maiores, então verifica-se que os reatores nos ensaios de biodegradabilidade anaeróbia não apresentaram boas condições, adequadas as reações dos micro-organismos anaeróbios em função do pH.

Para o ensaio aeróbio, esta pequena variação do pH apresentada, que favorece a degradação da matéria orgânica presente no efluente, justifica o bom comportamento da curva de decaimento de DQO ao longo do tempo (Figura 19), evidenciando que a decomposição do material orgânico aconteceu de maneira eficiente desde o início do tratamento, com queda brusca nos valores de DQO, principalmente nas primeiras horas de monitoramento. Mesmo com alta concentração de sólidos, o material foi facilmente oxidado, o que resultou num valor relativamente elevado para a constante de degradação do substrato (k), obtida pelo ajuste estatístico da equação cinética de primeira ordem aos dados experimentais.

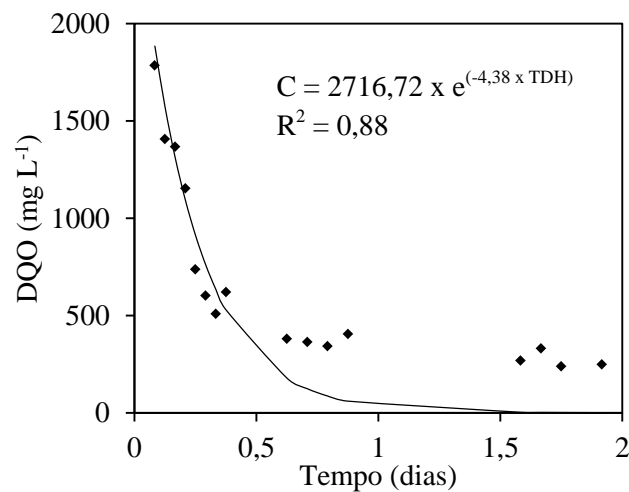


Figura 19 Valores de DQO observados ao longo do monitoramento do ensaio aeróbio de biodegradabilidade da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

A constante encontrada, igual a $4,38 \text{ d}^{-1}$ a aproximadamente $27,5^\circ\text{C}$, a qual corresponde a $3,10 \text{ d}^{-1}$ em 20°C , indica a velocidade de reação de degradação da matéria orgânica ou desoxigenação. Considerando que o valor médio típico de k para esgoto bruto de baixa concentração é de $0,35 \text{ d}^{-1}$, segundo Von Sperling (2014), a água residuária do PFA apresentou um elevado valor de k . De acordo com o autor, o valor de k mais elevado indica uma taxa de consumo de oxigênio mais rápida; assim, quanto maior o valor da constante, mais biodegradável é o substrato. Portanto, o efluente estudado apresentou alta biodegradabilidade no tratamento aeróbio.

Contribuindo para esta afirmação, o valor encontrado por Bertolino et al. (2008) na avaliação da tratabilidade aeróbia dos efluentes líquidos produzidos no campus da Universidade Federal de Ouro Preto, também foi inferior, de $0,23 \text{ d}^{-1}$ para relação A/M de $1,0 \text{ g g}^{-1}$ na forma de $[\text{DQO}] [\text{SVT}]^{-1}$, demonstrando que o efluente do PFA apresenta maior biodegradabilidade aeróbia que o esgoto caracterizado como doméstico, possivelmente pelo fato do efluente estudado pelo autor, embora tenha apresentado características de esgotos domésticos, possui substâncias de natureza mais complexas oriundas

dos laboratórios do campus, que caracteriza o efluente como sendo mais recalcitrante.

Segundo Von Sperling (2014), a faixa de valores de k em lagoa aerada facultativa é de $0,6 - 0,8 \text{ d}^{-1}$ e para lagoa aerada de mistura completa de $1,0 - 1,5 \text{ d}^{-1}$ a 20°C . O k aeróbio deste trabalho apresentou muito superior a estas faixas, podendo-se inferir que as condições de mistura e aeração do experimento foram boas.

O valor de R^2 igual a $0,88$ confirma que o modelo cinético de primeira ordem foi capaz de descrever o comportamento de um reator aeróbio, quando utilizado no tratamento de efluente de canil.

Para os ensaios anaeróbios, o desempenho não foi satisfatório. Os ensaios com diferentes COBs apresentaram decaimento de DQO ao longo do tempo com comportamento linear, mostrando que não houve decomposição do material orgânico de maneira eficiente em curto período de tempo e nem a estabilização das reações orgânicas. Mesmo em longos períodos de monitoramento (54 a 73 horas), permaneceram decaimentos progressivamente lentos (Figuras 20 e 21), evidenciando a necessidade de um tempo de detenção do efluente no tratamento maior, que seria inexecutável na prática em escalas reais. Com os resultados, não foi possível fazer o ajuste estatístico da equação cinética de primeira ordem aos dados experimentais. Não houve convergência dos dados ao modelo de primeira ordem apresentado.

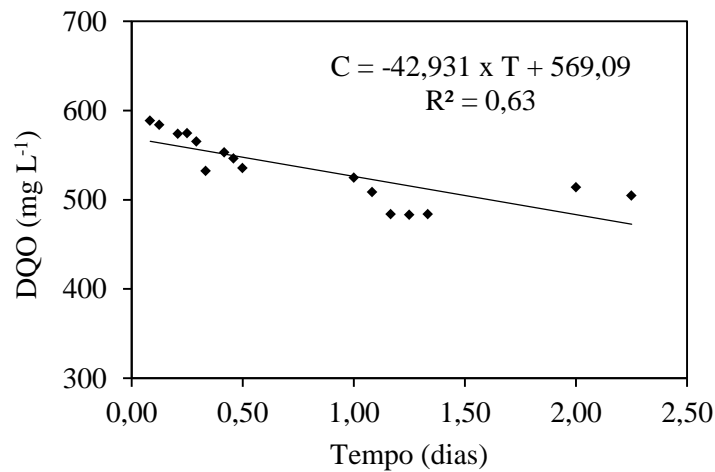


Figura 20 Valores de DQO observados ao longo do monitoramento do primeiro ensaio anaeróbico de biodegradabilidade da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

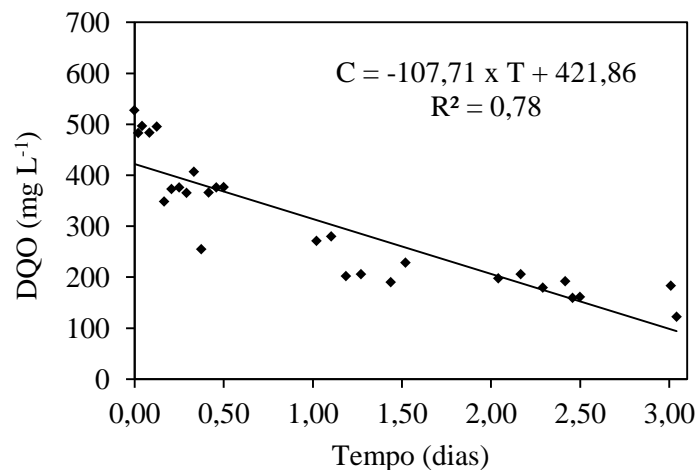


Figura 21 Valores de DQO observados ao longo do monitoramento do segundo ensaio anaeróbico de biodegradabilidade da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG.

Pode-se tentar explicar o comportamento de redução da DQO ao longo do tempo, diferente do esperado para um efluente orgânico, ressaltando a relação DQO/DBO encontrada para o efluente (3,2), com nível de fração biodegradável intermediário, ou seja, com fração inerte considerável, que se atribui à presença de pelos dos cães, óleos e graxas e detergentes, visualmente detectada no efluente, que podem ter inibido a ação

dos organismos decompositores anaeróbios. Outro fator que deve ser considerado é a presença de Cu e Zn no efluente do canil. A concentração na fase líquida foi relativamente pequena (Tabela 12), porém os metais se acumulam no lodo, onde as concentrações podem ter sido maiores. Sabe-se que os micro-organismos anaeróbios são mais sensíveis à presença de metais no efluente (CHERNICHARO, 2007).

Oliveira et. al (2012) encontrou constante k em esgoto proveniente de fossas, analisado em respirômetro incubado a 20°C, de valor médio (0,25 d⁻¹) baixo, considerando que os autores caracterizaram o esgoto como concentrado e Von Sperling (2014) apresenta valor típico médio para esgoto concentrado de 0,40 d⁻¹. Oliveira et. al (2005) também encontraram coeficientes inferiores ao longo de um sistema de lagoas de estabilização, onde a fração orgânica decresce ao longo do sistema.

5.3 Qualidade da água do corpo hídrico receptor do efluente do canil

5.3.1 Potencial Hidrogeniônico (pH)

O pH é um dos importantes indicadores da qualidade da água e do nível de poluição em um curso d'água. O Ribeirão Santa Cruz apresentou valores médios e desvio padrão de 7,3±0,2 à montante e 7,6±0,3 à jusante do ponto de lançamento do efluente do PFA tratado. Durante o monitoramento, o resultado de jusante se mostrou, em média, maior que o valor à montante, podendo ser pela interferência do efluente lançado, visto que seu pH na saída do tratamento foi de 7,9. Porém, os pontos analisados apresentaram próximos à neutralidade, como corpos hídricos não poluídos geralmente apresentam.

A variação do pH no período monitorado (Figura 22) apresentou valores máximos e mínimos de 7,7 e 7,0 à montante e de 7,9 e 7,2 à jusante do lançamento. Mas essa oscilação ocorreu, totalmente, dentro da faixa adequada, de 6,0 - 9,0, para a qualidade das águas e condições de vida

aquática em um curso hídrico de classe 2 (MINAS GERAIS, 2008). O Ribeirão Santa Cruz é um curso d'água com pequena vazão e não se apresenta enquadrado pelos órgãos gestores da bacia. A escolha de compará-lo com a classe 2 descrita na legislação foi devido ao fato de as águas com essas características poderem ser utilizadas para o consumo humano, desde que passem pelo tratamento convencional.

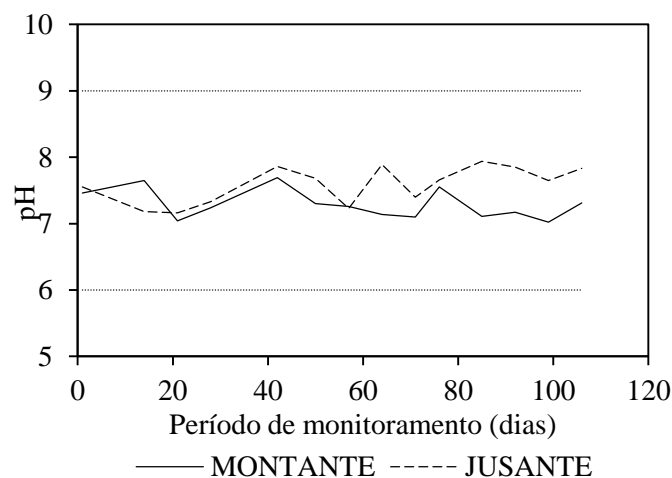


Figura 22 Variação dos valores de pH do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valores de referência para a águas doces Classe 2 (6 a 9).

5.3.2 Oxigênio dissolvido, matéria orgânica e sólidos

Durante o monitoramento, o oxigênio dissolvido (OD) na água do corpo hídrico receptor dos efluentes tratados do canil, Ribeirão Santa Cruz, à jusante do ponto de lançamento se mostrou, em média, menor que a montante (Tabela 15). A depleção OD à jusante ocorre em função do aumento da carga orgânica do lançamento (DBO e DQO) (Tabela 15), que aumenta a demanda de oxigênio para a degradação. Como à montante há menor concentração de matéria orgânica a ser degradada, a demanda de oxigênio é menor.

Tabela 15 Concentrações médias de OD, DBO, DQO, ST e SS no Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.

Pontos amostrais	OD	DBO	DQO	ST	SS
	mg L ⁻¹				
Montante	5,6±0,8	2,9±1,8	70±23	62±30	23±17
Jusante	2,8±1,8	17±6,6	88±22	197±53	45±22

A variação do OD no período monitorado (Figura 23) apresentou valores máximos e mínimos de 6,6 mg L⁻¹ e 4,2 mg L⁻¹ à montante e de 4,9 mg L⁻¹ e 0,4 mg L⁻¹ à jusante do ponto de lançamento. Foi observado que as quedas das concentrações de OD à montante ocorreram nos dias, ou após os dias, de chuva, que contribui com o aumento da matéria orgânica no Ribeirão pelo arraste das águas e exurradas, levando os sedimentos das margens para dentro do leito. As concentrações de OD à jusante variam em função da carga orgânica do lançamento e da vazão do ribeirão.

Percebe-se como o OD neste ponto reduziu ao longo do monitoramento, justamente porque o início foi numa época chuvosa da região, as chuvas também influenciam na vazão do curso d'água, aumentando a diluição da carga orgânica lançada. Já no final do monitoramento, o ribeirão com vazão reduzida teve sua capacidade de diluição reduzida, aumentando as concentrações de matéria orgânica no local e o consumo de OD para a degradação.

De acordo com os padrões para a qualidade das águas e condições de vida aquática em um curso hídrico de classe 2 (MINAS GERAIS, 2008), a montante do Ribeirão Santa Cruz se apresentou em boas condições de OD para a classe, que não deve ser inferior a 5 mg L⁻¹. Contudo, a jusante ficou fora dos padrões, com concentração média de OD inferior ao estabelecido, evidenciando que o lançamento está alterando as condições e padrões do curso hídrico de forma negativa (Figura 23).

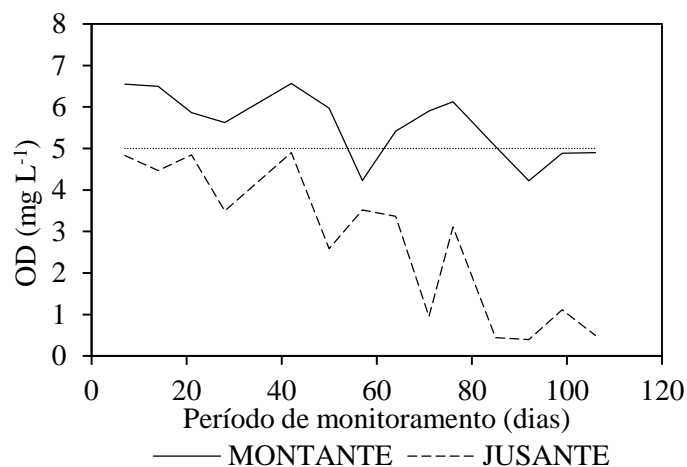


Figura 23 Variação das concentrações de oxigênio dissolvido (OD) do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG, após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 ($> 5 \text{ mg L}^{-1}$).

As concentrações médias de matéria orgânica e sólidos (Tabela 16) à jusante foram maiores em relação à montante, como já se esperava em razão do lançamento dos efluentes tratados do canil. Apesar de ocorrer o tratamento, foram verificados valores elevados de DQO e ST, assim como se apresentaram em maiores concentrações no Ribeirão também.

A variação de matéria orgânica e sólidos à montante sofre interferência de ocorrência de chuva, pelo arraste das águas e enxurradas, levando os sedimentos das margens para dentro do leito. Pode-se observar nas Figuras 24, 25, 26 e 27 alguns picos coincidentes com os períodos de chuva, entre os dias de monitoramento 21-28, 57-64 e 85-99.

No período monitorado, a concentração de matéria orgânica apresentou valores máximos e mínimos de $6,0 \text{ mg L}^{-1}$ e $0,8 \text{ mg L}^{-1}$ para DBO e de 113 mg L^{-1} e 45 mg L^{-1} para DQO na montante, já na jusante, valores máximos e mínimos foram de 26 mg L^{-1} e $7,4 \text{ mg L}^{-1}$ para DBO e de 128 mg L^{-1} e 61 mg L^{-1} para DQO.

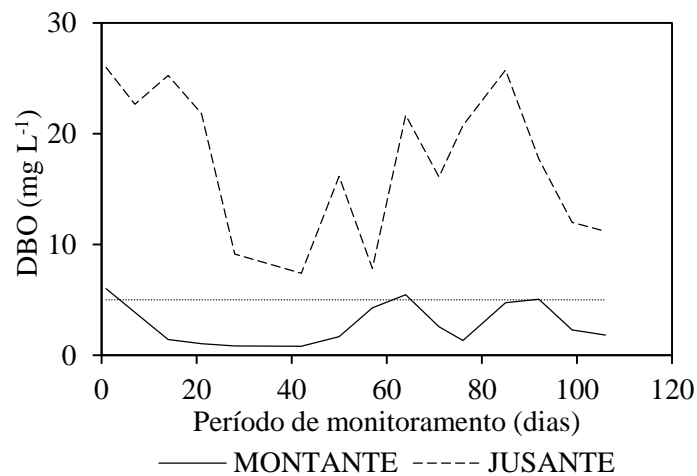


Figura 24 Variação das concentrações de DBO do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canal Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 ($< 5 \text{ mg L}^{-1}$).

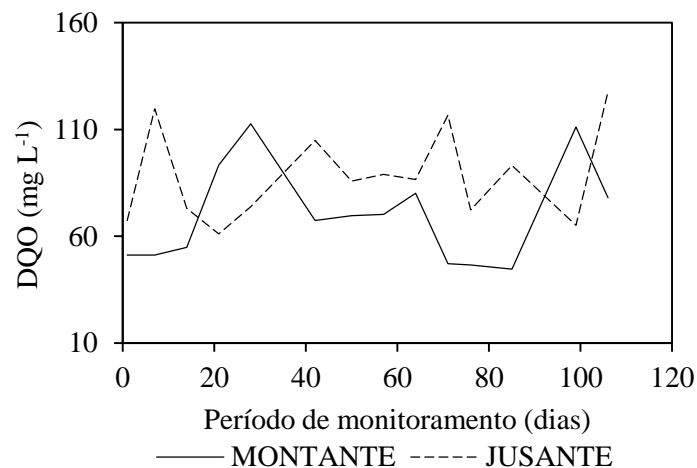


Figura 25 Variação das concentrações de DQO do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canal Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.

De acordo com as normas ambientais (BRASIL, 2011; MINAS GERAIS, 2008), não há controle da qualidade hídrica pelo parâmetro DQO, apenas para DBO que é um importante indicador de poluição orgânica de ecossistemas aquáticos. A montante do Ribeirão Santa Cruz se apresentou em boas condições de DBO para a classe, que devem ser de até 5 mg L^{-1} , de

acordo com os padrões para a qualidade das águas e condições de vida aquática em um curso hídrico de classe 2. Contudo, os valores observados à jusante ficaram acima do padrão, com concentração média de DBO superior ao estabelecido, o que justifica a baixa concentração de OD neste ponto de monitoramento, evidenciando que o lançamento está alterando as condições e padrões do curso hídrico de forma negativa (Figura 24).

No período monitorado, as concentrações máximas e mínimas de sólidos foram de 110 mg L⁻¹ e 19 mg L⁻¹ de ST e de 58 mg L⁻¹ e 4,3 mg L⁻¹ de SS na montante; já à jusante, valores máximos e mínimos de 261 mg L⁻¹ e 105 mg L⁻¹ de ST e 76 mg L⁻¹ e 20 mg L⁻¹ para SS (Figuras 26 e 27).

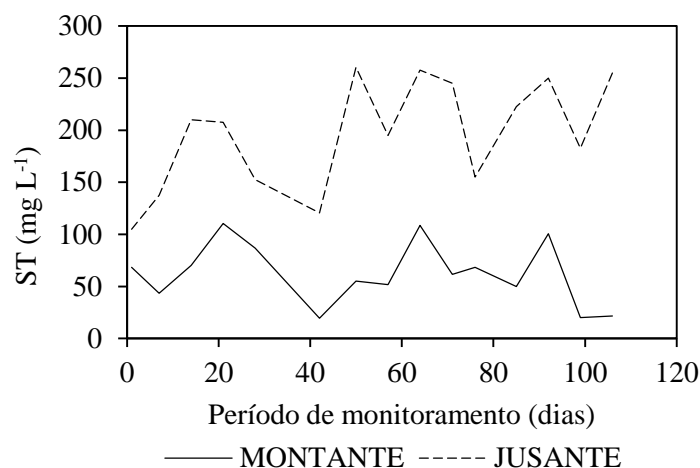


Figura 26 Variação das concentrações de ST do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.

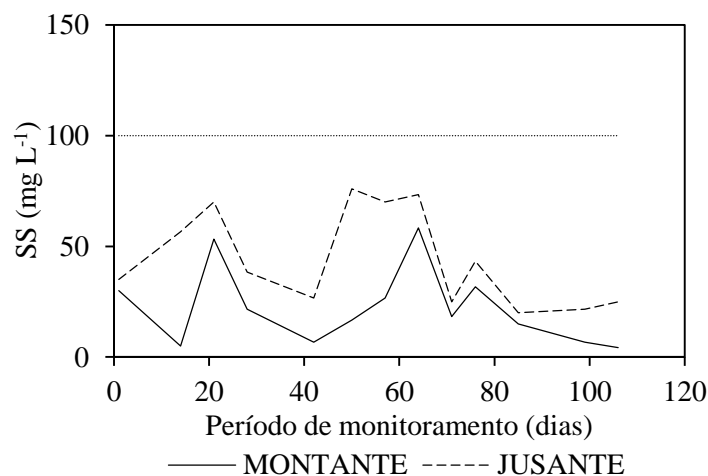


Figura 27 Variação das concentrações de SS do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baías dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (100 mg L^{-1}).

Como o parâmetro de sólidos após o tratamento atendeu às normas ambientais para lançamento de efluentes, o ponto da jusante do córrego não sofreu interferência quanto à sua qualidade, neste quesito. Os dois pontos analisados no ribeirão, montante e jusante, estão de acordo com os padrões para a qualidade das águas e condições de vida aquática em um curso hídrico de classe 2, cuja concentração deve ser de até 100 mg L^{-1} para SS, não havendo padrões para ST (MINAS GERAIS, 2008).

5.3.3 Fósforo e Nitrogênio

As concentrações médias dos nutrientes fósforo (PT) e nitrogênio (NTK) no Ribeirão Santa Cruz à jusante do ponto de lançamento do efluente tratado do canil foram maiores em relação à montante (Tabela 16), em razão do lançamento. Os dois pontos do curso d'água receptor, analisados apresentaram maiores valores de NTK em relação ao PT.

Tabela 16 Concentrações médias de NTK e PT do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.

Pontos Amostrais	PT	NTK
	mg L ⁻¹	
Montante	0,4±0,2	8,5±3,6
Jusante	4,8±3,5	22,4±11,7

No período monitorado, a concentração de nutrientes apresentou valores máximos e mínimos de 1,0 mg L⁻¹ e 0,2 mg L⁻¹ para PT e de 14,8 mg L⁻¹ e 4,0 mg L⁻¹ para NTK à montante; à jusante, os valores máximos e mínimos foram 11,0 mg L⁻¹ e 1,2 mg L⁻¹ de PT e de 40,4 mg L⁻¹ e 8,7 mg L⁻¹ de NTK (Figuras 28 e 29). Observa-se que à montante houve pouca variação na concentração de nutrientes. Porém, à jusante a concentração de nutrientes variou de acordo com o lançamento e com o regime de chuvas de alguns períodos de monitoramento, como nos dias 21, 57, 85 e 99 que ocorreu queda nas concentrações dos nutrientes pelo aumento da vazão do curso d'água e da diluição dos nutrientes do lançamento.

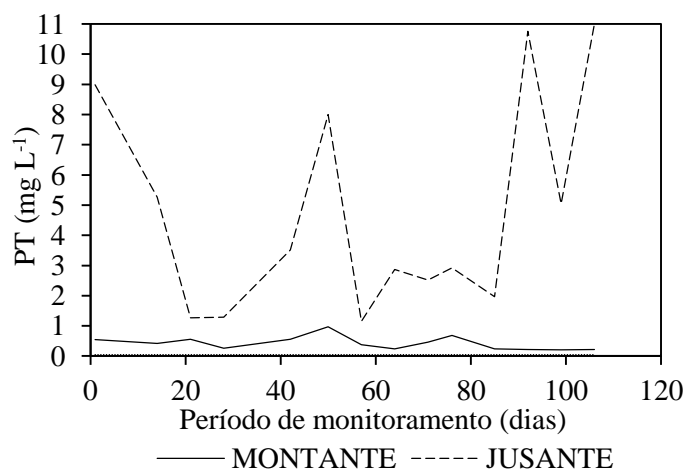


Figura 28 Variação das concentrações de PT do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (0,05 mg L⁻¹).

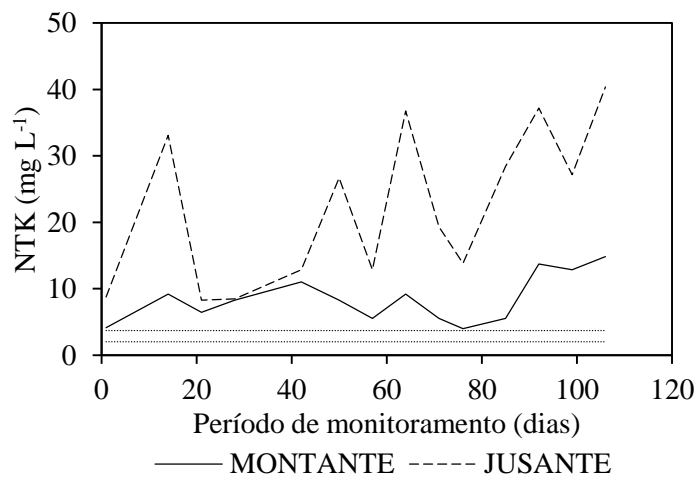


Figura 29 Variação das concentrações de NTK do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valores de referência para a águas doces Classe 2 (3,7 mg L⁻¹ para pH ≤ 7,5 e 2,0 mg L⁻¹, para 7,5 < pH ≤ 8,0).

Apesar dos altos níveis de PT no tratamento, no Ribeirão apresentou-se mais baixo, mas ambos os pontos analisados (montante e jusante) não atenderam aos limites estabelecidos na norma ambiental (MINAS GERAIS, 2008) para a qualidade das águas e condições de vida aquática em um curso hídrico de classe 2, de até 0,050 mg L⁻¹, em ambientes intermediários (entre lânticos e lóticos).

A condição à montante fora do padrão normal de PT em curso hídrico classe 2, pode ser atribuída à presença de pastagens às margens do Ribeirão, acima do PFA, cujos dejetos bovinos podem estar interferindo na concentração de PT da água.

De acordo com a norma citada, a concentração de NTK à montante onde o pH em média foi igual a 7,3, apresentou-se dentro do padrão para a qualidade das águas e condições de vida aquática em um curso hídrico de classe 2, de até 3,7 mg L⁻¹ (em termos de nitrogênio amoniacal total). Já na jusante, com pH médio de 7,6, a concentração média de NTK não atendeu ao padrão estabelecido de 2,0 mg L⁻¹ (em termos de nitrogênio amoniacal total) (Figura 29). Destaca-se aqui que a avaliação do curso d'água foi em termos

de NTK, que compreende o nitrogênio amoniacal e o nitrogênio orgânico. Pelo fato de o efluente ter sido tratado antes do lançamento no corpo hídrico receptor, acredita-se que a maior parte do nitrogênio que compõe o NTK seja na forma amoniacal, o que justifica a comparação. Além disso, se o NTK atende à norma ambiental, com certeza também será atendida em relação ao nitrogênio amoniacal.

Os resultados evidenciam que o lançamento está alterando as condições e padrões do curso hídrico de forma negativa. As elevadas concentrações de nitrogênio associadas à presença de fósforo na água pode desencadear um processo de eutrofização do curso hídrico, com o conseqüente crescimento excessivo de plantas aquáticas.

5.3.4 Coliformes

As concentrações médias de coliformes totais (CT) e termotolerantes (CTer) à jusante do ponto de lançamento dos efluentes tratados do canil foram maiores em relação à montante (Tabela 17), como já se esperava em razão do lançamento. Porém, para CT a diferença entre montante e jusante foi pequena. A presença de coliformes à montante também pode ser por interferência dos dejetos bovinos das pastagens às margens do Ribeirão acima do PFA.

Tabela 17 Concentrações médias de CT e CTer do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.

Pontos Amostrais	CT	CTer
	NMP 100 mL ⁻¹	
Montante	2,81x10 ⁸ ±6,26x10 ⁸	3,86x10 ⁵ ±4,22x10 ⁵
Jusante	3,02x10 ⁸ ±6,16x10 ⁸	2,21x10 ⁷ ±4,91x10 ⁷

A variação da concentração de coliformes apresentou valores máximos e mínimos de 1,40x10⁹ NMP 100 mL⁻¹ e 1,10x10⁶ NMP 100 mL⁻¹

para CT, e de $1,10 \times 10^6$ NMP 100 mL^{-1} e $3,00 \times 10^4$ NMP 100 mL^{-1} para CTer à montante. Na jusante, os valores máximos e mínimos foram de $1,40 \times 10^9$ NMP 100 mL^{-1} e $4,50 \times 10^3$ NMP 100 mL^{-1} para CT e de $1,10 \times 10^8$ NMP 100 mL^{-1} e $4,50 \times 10^3$ NMP 100 mL^{-1} para CTer (Figuras 30 e 31). Observa-se que a oscilação das quantidades de coliformes à montante e à jusante foi muito semelhante.

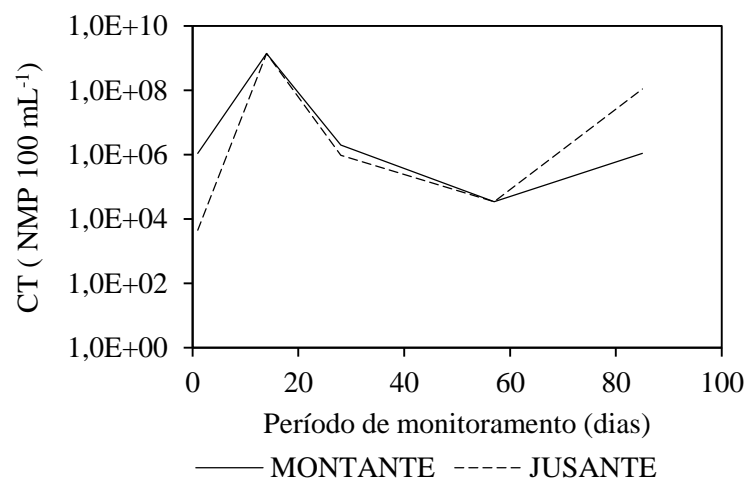


Figura 30 Variação das concentrações de CT do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento.

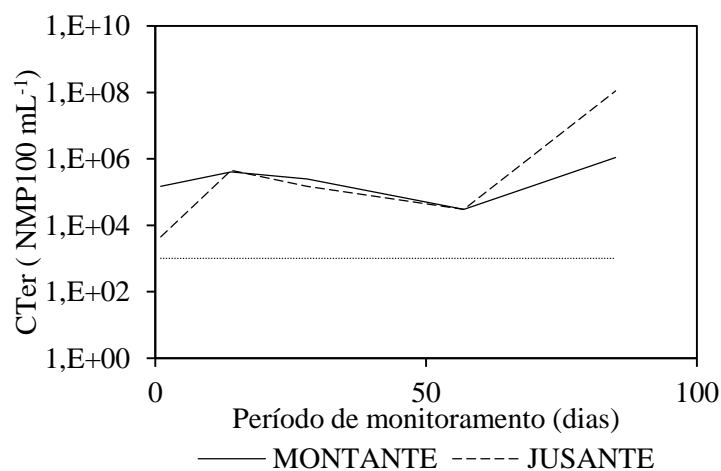


Figura 31 Variação das concentrações de CTer do Ribeirão Santa Cruz, curso hídrico receptor da água residuária da lavagem das baias dos cães do canil Parque Francisco de Assis em Lavras-MG após o tratamento; e valor de referência para a águas doces Classe 2 (1.000 NMP 100 mL⁻¹).

De acordo com a norma ambiental do estado de Minas Gerais (MINAS GERAIS, 2008), que estabelece limites para a presença de CTer em corpos hídricos, nenhum dos pontos analisados (montante e jusante) do Ribeirão Santa Cruz atente ao limite estabelecido para a qualidade das águas e condições de vida aquática em um corpo hídrico classe 2, de até 1000 NMP 100 mL⁻¹ de CTer, evidenciando que o lançamento está alterando as condições e padrões do curso hídrico de forma negativa (Figura 31). As águas contaminadas por coliformes disseminam doenças graves a indivíduos que fizerem contato com elas, neste caso até zoonoses caninas devem ser consideradas.

De forma geral, verificou-se que o despejo dos dejetos do canil mesmo que tratados, alterou as condições do corpo hídrico receptor, tal como observado por Hartel et al. (2008) que ao avaliarem a influência do uso do solo na quantidade de coliformes no Rio Potato na Geórgia, nos Estados Unidos, verificaram que a presença de alguns canis na bacia hidrográfica foi o fator que mais contribuiu para a contaminação do rio.

6 CONCLUSÃO E RECOMENDAÇÕES

Apesar da baixa carga orgânica encontrada no efluente do PFA, a eficiência de remoção no sistema de tratamento não foi satisfatória, nem mesmo a remoção de nutrientes e patógenos, apresentando violação dos valores máximos permitidos para lançamento e dos padrões de qualidade para águas classe 2 conforme deliberação normativa COPAM/CERH nº01/2008, alterando as condições e padrões do Ribeirão Santa Cruz de forma negativa.

Já o desempenho na remoção de sólidos no sistema foi eficiente de acordo com a norma para lançamento e qualidade de água, principalmente na fase anaeróbia, evidenciando que o sistema TS-FAN, especialmente o tanque séptico, conforme literatura apresentou remoção predominantemente física, funcionando como decanto-digestores e, em menor grau, promovem a remoção orgânica.

Observa-se a necessidade de incremento de uma fase aeróbia no sistema de tratamento, após a fase anaeróbia (TS-FAN), que apresenta perfeita aplicação ao tipo de efluente, comprovada pelos bons resultados do ensaio da biodegradabilidade aeróbia, a qual irá potencializar a remoção do material orgânico, de nutrientes e dos detergentes detectados no efluente. Poderá apresentar também certa redução no número de coliformes.

Dessa forma, os tanques de estabilização na sequência do tratamento aeróbio, receberão a água residuária com menor concentração de matéria orgânica e detergente, maior valor de pH e menor concentração de SS, para favorecer a desinfecção eficiente por meio da radiação ultravioleta natural (solar). E ainda completar a remoção de nutrientes sem acúmulos no lodo, devido à menor concentração de sólidos.

Também se pode estudar a aplicação de um tratamento ultravioleta para inativação completa de patógenos, devido à elevada concentração de coliformes detectada no efluente gerado no PFA, basicamente de origem fecal animal.

REFERÊNCIAS

ABREU, S. B.; ZAIAT, M. Desempenho de reator anaeróbio-aeróbio de leito fixo no tratamento de esgoto sanitário. **Eng. sanit. ambient.**, vol. 13, n. 2, p. 181-188, abr/jun 2008.

AFFANDI, I.E. et al. Degradation of oil and grease from high-strength industrial effluents using locally isolated aerobic biosurfactant-producing bacteria. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v.95, n.1, p.33-40, 2014.

ALMEIDA, E. R. L. **Avaliação da biodegradabilidade aeróbia de efluentes vinícolas**. 2008. 104 p. Dissertação (Mestrado em Gestão Ambiental Materiais e Valorização de Resíduos) - Universidade de Aveiro, Aveiro, 2008.

ALTVATER, P. K. et al. Sistema biológico alternativo para pós-tratamento de esgoto. **Revista DAE**, n. 181, p. 23-32, 2009.

ANDRADE NETO, C. O.; CAMPOS, J. R. Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo. **PROSAB**, USP, Rio de Janeiro, 1999.

ANDRADE NETO, C. O. Sistemas Simples para Tratamento de Esgotos Sanitários: Experiência Brasileira. Rio de Janeiro, **ABES**, 1997.

ANDREOLI, C. V. Lodo de fossa e tanque séptico: caracterização, tecnologias de tratamento, gerenciamento e destino final. **PROSAB 5**, Rio de Janeiro: ABES, 2009.

ANDREONI, V. et al. Anaerobic and aerobic treatment of winery wastewater's. Results of an inter-university research. In **Actes du congrès international sur le traitement des effluents vinicoles**. Narbonne-Epernay (France), CEMAGREF Editions, p. 151-156, 1994.

APHA [AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION]; AWWA [AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION]; WEF [WATER

ENVIRONMENT FEDERATION]. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th. ed. Washington. D.C.: APHA/AWWA/WEF, 2005, [s.n.].

ARCEIVALA, S. J. **Wastewater treatment and disposal**. New York: Marcel Dekker, 892 p., 1981.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 7229**: Projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). **NBR 13969**: Tanques sépticos - Unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos - Projeto, construção e operação. Rio de Janeiro, 1997.

BARBONI, J. T.; ROCHETTO, U. L. Análise da eficiência de fossa séptica biodigestora para tratamento de esgotos domésticos em área rural. **XI Congresso nacional de meio ambiente de Poços de Caldas**, maio, 2014.

BARROS, R. T. V. et al. Saneamento. Belo Horizonte: Escola de Engenharia da UFMG, 1995. (**Manual de saneamento e proteção ambiental para os municípios**, v. 2).

BATISTA, R. O. et al. Potencial da remoção de poluentes bioquímicos em biofiltros operando com esgoto doméstico. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 6, n. 3, p. 152-164, 2011.

BERTOLINO, S. M. et al. Caracterização e biodegradabilidade aeróbia e anaeróbia dos esgotos produzidos em campus universitário. **Eng. sanit. Ambient.** vol. 13, n. 3, p. 271-277, jul./set., 2008.

BOLZANI, H. R. et al. Efeito da aplicação de água residuária de suinocultura no solo e na qualidade dos seus lixiviados. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.17, n.4, p. 385-392, 2012,

BORDIN, A. R. et al. Produção de suínos e o impacto ambiental na Suinocultura. **Boletim Técnico**. 2005.

BOTTAMEDI, D.; BONAMENTE, J. L. Tratamento de efluentes líquidos residenciais utilizando sistemas condominiais. **Maiêutica - Gestão Ambiental**, Indaial-SC, 2013.

BRAGA et al. **Introdução à engenharia ambiental**. O desafio do desenvolvimento sustentável. 2. ed.: Pearson Prentice Hall. São Paulo. 2005. 318p.

BRAILE, P.M. **Manual de tratamento de águas residuárias industriais**. São Paulo Cetesb, 1979.

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

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

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 357 de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2006.

BRASIL. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº. 430 de 2011**. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a resolução no 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente, 2006.

CAMPOS, J. R. Alternativas para tratamento de esgotos – Pré-tratamento de águas para abastecimento, publicação nº 09, **Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Piracicaba e Capivari**, Americana-SP, 1994.

CAVALCANTE, R. F. et al. Impactos ambientais do alquil benzeno sulfonado linear. **HOLOS**, Ano 30, Vol. 4, p. 135-143, 2014.

CAVALCANTI, F. L. et al., eficiência sanitária de filtros anaeróbios avaliada em função da remoção de ovos de vermes e coliformes fecais. **REVISTA AIDIS de Ingeniería y Ciencias Ambientales: Investigación, desarrollo y práctica**. vol. 3, n. 1, p. 49-61, 2010.

CAVINATTO, A. S.; PAGANINI, W. S. Os micro-organismos nas atividades de disposição de esgotos no solo - estudo de caso. **Eng. Sanit. Ambient.** v.12 n.1 Rio de Janeiro jan./mar. 2007.

CHERNICHARO, C. A. L. et al. Tratamento de esgotos e produção de efluentes adequados a diversas modalidades de reúso da água. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Rio de Janeiro: ABEAS, cap. 3., p. 63-110, 2006. (Projeto PROSAB).

CHERNICHARO, C. A. L. Pós Tratamento de Efluentes de Reatores Anaeróbios. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias**. SEGRAC Editora e Gráfica, Belo Horizonte, 544 p., 2001.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 246 p., 1997. (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v. 5).

CLAAS, I. C.; MAIA, R. A. M. **Manual Básico de Resíduos de Curtume**. Porto Alegre: SENAI-RS, 664 p., 1994.

COLARES, C. J. G.; SANDRI, D. Eficiência do tratamento de esgoto com tanques sépticos seguidos de leitos cultivados com diferentes meios de suporte. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 172-185, 2013. 2013).

COSTA, M.J.C. et al. Co-digestão anaeróbia de substâncias surfactantes, óleo e lodo de esgoto. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.12, n.4, p.433-439, 2007.

CRITES, R., TCHOBANOGLOUS, G. **Tratamiento de aguas residuales en pequeñas poblaciones**. Bogotá, Colombia: McGraw-Hill Interamericana S.A., 776 p., 2000.

DUARTE, I. C. S. et al. Development of a method by hplc to determine las and its application in anaerobicreactors. **Journal of the Brazilian chemical society**, v.17,p. 7, Nov-Dec, p. 1360-1367, 2006.

DUARTE, I. C. S. et al. Evaluation of the microbial diversity in a horizontal-flow anaerobic immobilized biomass reactor treating lineal alkybenzenesulphonate. **Biodegradation**, v. 19, n. 3, Jun, p. 375-385, 2008.

DUDA, R.M.; OLIVEIRA, R.A. Tratamento de águas residuárias de suinocultura em reator UASB e filtro anaeróbio em série seguidos de filtro biológico percolador. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.16, n.1, p.91-100, 2011.

FORESTI, E. Anaerobic treatment of domestic sewage: established technologies and perspectives. **Water Science and Technology**, v.45, n.10, p.181-186. 2002.

GARDE, E. et al. Review of the Risks of Some Canine Zoonoses from Free-Roaming Dogs in the Post-Disaster Setting of Latin America. **Animals**, n. 3, p. 855-865, 2013.

GIANGASPERO, A. et al. Giardia and Cryptosporidium and public health: the epidemiological scenario from the Italian perspective. **Parasitology Research**, v.101, n.5, p.1169-1182, 2007.

GUIMARÃES, J. R.; NOUR, E. A. A. **Cadernos Temáticos de Química Nova na Escola**, vol. 1, p. 19-30, 2001.

GUIMARÃES, P. et al. Sistema compacto decanto-digestor e filtros anaeróbios ascendente e descendente. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro-RJ, 1999.

HABOUZIT, E. et al. Étude des performances épuratoires d'un réacteur anaérobie à lit fixe conduit en mode séquentiel discontinu ou SBR. **Proceedings of the 3rd International Specialised Conference on Sustainable Viticulture and Winery Wastes Management**. Faculty of Biology – University of Barcelona, p. 405-408, 2004.

HARAGUCHI, M. T. et al. Viabilidade econômico-operacional para implantação de um sistema de tratamento de esgoto: Estudo de caso. **REVISTA ELETRÔNICA DE EDUCAÇÃO DA FACULDADE ARAGUAIA**, 4, p. 270-281, 2013.

HARTEL, P.G. et al. Combining targeted sampling and fluorometry to identify human fecal contamination in a freshwater creek. **Journal of Water and Health**, v.65, n.1, p.105-116, 2008.

HENRIQUE, I. N. et al. Remoção biológica de fósforo em reatores em bateladas sequenciais com diferentes tempos de retenção de sólidos. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 15, n. 2, p. 197-204, abr./jun. 2010.

HILCKO, K.P. et al. Diferentes graus de moagem em dietas para cães. **Ciência Rural**, v.39, n.8, p.2511-2515, 2009.

JAWORSKI, N.A.; HICKEY, J.L.S. Cage and kennel wastewater. **Journal of Water Pollution Control Federation**, v.34, n.1, p.40-43, 1962.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. Tratamento de esgotos domésticos. **Associação brasileira de engenharia sanitária e ambiental**, 3 ed. Rio de Janeiro: ABES, 683 p., 1995.

JORDÃO, E. P.; PESSOA, C. A. **tratamento de esgoto doméstico**. 4 ed., Rio de Janeiro, 2005.

JOURJON, F. et al. **Effluents vinicoles: gestion et traitements. Editions Féret**, Bordéus (França), 240 p., 2001.

KONZEN, E.A. et al. Manejo do esterco líquido de suínos e sua utilização na adubação do milho. Sete Lagoa: EMBRAPA- CNPMS, 1997. 31p. (**EMBRAPA-CNPMS. Circular Técnica**, 25).

KORNIŁŁOWICZ-KOWALSKA, T.; BOHACZ, J. Biodegradation of keratin waste: Theory and practical aspects. **Waste Management**, v.31, n.8, p. 1689-1701, 2011.

LAMEGO NETO, L. G.; COSTA, R. H. R. da. Tratamento de esgoto sanitário em reator híbrido em bateladas sequenciais: eficiência e estabilidade na remoção de matéria orgânica e nutrientes (N, P). **Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 16, n. 4, p. 411-420, out./dez. 2011.

LANGE, L.C.; AMARAL, M.C.S. **Geração e características do lixiviado**. In: GOMES, L.P. (coord.). Estudos de caracterização e tratabilidade de lixiviados de aterros sanitários para as condições brasileiras. Rio de Janeiro: ABES, v. 1, p. 26-59, 2009

LEITE, V. D. et al. Tratamento anaeróbio de resíduos sólidos orgânicos com alta e baixa concentração de sólidos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 13, n. 2, p. 190-196, 2009.

LIMA, J. I. V.; Costa, W. Avaliação da eficiência das várias fases de um sistema de tratamento de efluentes. **TECNO-LÓGICA**, Santa Cruz do Sul, v. 15, n. 1, p. 22-27, jan./jun. 2011.

LOBNER, T. et al. Effect of process stability on anaerobic biodegradation of las in uasb reactors. **Biotechnology and Bioengineering**, v. 89, n. 7, Mar, p. 759-765, 2005.

LOPES et al. Estudo do desempenho de um sistema híbrido no tratamento de esgoto sanitário. **HOLOS Environment**, v. 9, n. 2, p. 202, 2009.

MALAFAIA, M.I.F.R. et al. Consumo e digestibilidade aparente de minerais em dietas para cães contendo polpa de citros e folha de alfafa. **Cienc. Rural**, v.32, n.5, p.863-867, 2002.

MATOS, A. T. **Poluição Ambiental: Impactos no meio físico**. Viçosa: UFV, 2010. 260p.

MATOS, A. T. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. Curso sobre tratamento de resíduos agroindustriais. Fundação Estadual do Meio Ambiente, Universidade Federal de Viçosa, 34 p., maio, 2005.

MELLO, G. et al. Farelo de algodão em rações para suínos nas fases de crescimento e terminação. **Arch. Zootec.**, v.61, n.233, p.55-62, 2012.

MELO, H. N. S. et al. Avaliação estatística da determinação do teor de óleos e graxas em efluente doméstico. SIMPÓSIO ÍTALO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 6, 2002, Vitória. **Anais...** Vitória, 2002.

MEHNERT, U. D. Reúso de efluente doméstico na agricultura e a contaminação ambiental por vírus entéricos humanos. **Instituto Biológico**, São Paulo, v. 65, n. 1/2, p. 19-21, jan./dez., 2003.

MERRETTIG-BRUNS, U.; JELEN, E. Anaerobic biodegradation of detergent surfactants. **Materials**, v.2, n.1, p.181-206, 2009.

METCALF & EDDY. Treatment, disposal and reuse. Inc. **Wastewater Engineering**, Estados Unidos, McGraw-Hill, 1334 p., 1991.

METCALF & EDDY. Treatment, disposal and reuse. Inc. **Wastewater Engineering**, 3 ed., Estados Unidos, McGraw-Hill, 2003.

MINAS GERAIS – COPAM – Conselho de Política Ambiental; CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais CERH-MG nº 01**, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu

enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

MORAES, L. M.; PAULA JÚNIOR, D. R. Avaliação da biodegradabilidade anaeróbia de resíduos da bovinocultura e da suinocultura. **Engenharia Agrícola**, v. 24, n. 2, p. 445-454, 2004.

MORAVIA, W. G. **Avaliação do tratamento de lixiviado de aterro sanitário através de processo oxidativo avançado conjugado com sistema de separação por membranas**. Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte. 2010.

MOURA, F. N. et al., Desempenho de sistema para tratamento e aproveitamento de esgoto doméstico em áreas rurais do semiárido brasileiro. **Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal**, v. 8, n. 1, p. 264-276, jan./mar. 2011.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL - NRC. **Nutrient requirements of swine**. 11th rev. ed. Washington, D.C.: Committee on Nutrient Requirements of Swine, Board on Agriculture and Natural Resources, Division on Earth and Life Studies, 2012. 400p.

NDON, U. J.; DAGUE, R. R. Effects of temperature and hydraulic retention time on anaerobic sequencing batch reactor treatment of low-strength wastewater. **Water Research**. v. 31, p. 2455-2466, 1997.

NONES, K. et al. Formulação das dietas, desempenho e qualidade da carcaça, produção e composição de dejetos de suínos. **Sci. Agric.**, v.59, n.4, p.635-644, 2002.

NUVOLARI, A. et al. **Esgoto sanitário: Coleta, transporte, tratamento e reúso agrícola**. 1 ed., São Paulo, Edgard Blucher, 520 p., 2003.

OLIVEIRA, L. L. et al. Influence of support material on the immobilization of biomass for the degradation of linealalkylbenzenesulphonate in anaerobic reactors. **Journal of Environmental Management**, v. 90, n. 2, p.1261-1268, 2009.

OLIVEIRA, L. L. et al. Anaerobic degradation of lineal alkybenzenesulphonate (las) in fluidized bed reactor by microbial consortian in different support materials. **Bioresoursethechnology**, v. 101,n. 14, p. 5112-5122, 2010.

OLIVEIRA, S. M. A. C.; VON SPERLIG, M. avaliação de 166 ETEs em operação no país, compreendendo diversas tecnologias. Parte 1 - Análise de desempenho. **Eng. sanit. ambient.**, v. 10, n. 4, p. 347-357, out./dez. 2005.

OSORIO, V. K. L.; OLIVEIRA, W. Polifosfatos em detergentes em pó comerciais. **Química Nova**, Vol. 24, n. 5, p. 700-708, 2001.

PAINTER, H. A.; ZABEL, T. **The behavior of lasinsewagetreatment. Tenside surfactants Detergents**, v. 26, p. 108- 115, 1989.

PAINTER, H. A. **Detailed review paper on biodegradability testing.** OECD guidelines for the testing of chemicals. Paris: OECD, 1995.

PAULINO, R. C. et al. Tratamento anaeróbio de esgoto e sua eficiência na redução da viabilidade ovos de helmintos. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, 34(5): 421-428, set/out, 2001.

PEDROZA, M. M. et al. Produção e tratamento de lodo de esgoto – uma revisão. **Revista Liberato**, Novo Hamburgo, v. 11, n. 16, p. 89-188, Jul./Dez. 2010.

PEREIRA, E. L. et al. Avaliação do desempenho físico-químico de um reator UASB construído em escala piloto na remoção de poluentes de efluentes de suinocultura. **Ambiente & Água**, v.5, n.1, p.79-88, 2010.

PERES, L. J. S. et al. Eficiência do tratamento de esgoto doméstico de comunidades rurais por meio de fossa séptica biodigestora. **Revista Engenharia Ambiental**, Espírito Santo do Pinhal-SP, v. 7, n. 1, p. 020-036, jan./mar . 2010.

POHLING, R. **Reações químicas na análise de água.** Fortaleza, Março, 334p., 2009.

RIBAS, T. B. C.; FORTES NETO, P. Disposição no solo de efluentes de esgoto tratado visando à redução de coliformes termotolerantes. **Revista Ambiente & Água**, v. 3, n. 3, p. 81-94, 2008.

ROJAS, J. A. R. **Tratamiento de aguas residuales – Teoría y principios de Diseño**. Editorial Escuela Colombiana de Ingeniería, Bogotá, Colômbia, 1232 p., 2000.

SANCHEZ, E. P. et al. Effect of organic loading rate on the stability, operational parameters and performance of a secondary upflow anaerobic sludge bed reactor treating piggery waste. **Bioresource Technology**, Barking, v. 96, n. 1, p. 335-344, 2005.

SANTOS, M. L. F. **Tratamento e utilização de esgotos sanitários**. SERMOGRAF Artes Gráficas e Editora Ltda, Rio de Janeiro, 403 p., 2006.

SCOTT, M.J.; JONES, M.N. The biodegradation of surfactants in the environment. **Biochimica et Biophysica Acta**, v.1508, p.235-251, 2000.

SCHÖBERL, P. Basic principles of LAS biodegradation. **Tenside Surfactants Detergents**, v. 26, p. 86-94, 1989.

SILVA FILHO, P. A. **Diagnóstico operacional de lagoas de estabilização**. 2007. 169f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Centro de Tecnologia. Programa Regional de Pós- Graduação em Engenharia Sanitária, 2007.

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

SILVA, S. M. C. P. et al. Avaliação do sistema reator UASB e processo de Lodos Ativados para tratamento de esgotos sanitários com elevada parcela de contribuição industrial. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, Anais, 14 p., Salvador-BA, 1995.

SOUSA, J. T. et al. Tratamento de esgoto para uso na agricultura do semi-árido nordestino. **Eng. sanit. ambient.**, v. 10, n. 3, jul./set., p. 260-265, 2005.

SOUSA, J. T.; FORESTI, E. Pós-tratamento de efluente de pré-tratado anaerobicamente através de reator sequencial em batelada. **Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental (ABES)**, Anais, p. 180-186, Foz do Iguaçu-PR, 1997.

TONETTI, A. L. et al. Avaliação da partida e operação de filtros anaeróbios tendo bambu como material de recheio. **Eng. Sanit. Ambient.**, v.16, n.1, p. 6, jan./mar. 2011.

TONETTI, A. L. et al. Avaliação de um sistema simplificado de tratamento de esgotos visando a utilização em áreas rurais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.2, p. 227–234, 2010.

TONETTI, A. L. et al. Tratamento de esgoto e produção de água de reúso com o emprego de filtros de areia. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 17, n. 3, p. 287-294, jul/set 2012.

VARGAS, G. M. R. et al., Eficiência na remoção de matéria orgânica sob a forma de DBO e DQO total e solúvel no sistema TS-FAN. **Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental**, (ABES), 2000.

VILLELA, L. C. H.; FORESTI, E. **Tratamento de Esgotos Sanitários com Reator Anaeróbio de Manta de Lodo (UASB)** Protótipo: Desempenho e Respostas Dinâmicas às Sobrecargas Hidráulicas, 2014.

VIVAN, M. et al. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.320-325, 2010.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 4 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2014. 472 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 1).

VON SPERLING, M. **Lodos ativados**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2002. 428 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 4).

VON SPERLING, M. **Lagoas de estabilização**. 2 ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental (DESA/UFMG), 2006. 196 p. (Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias, v. 3).

WENTZEL, M. C. et al. Enhanced polyphosphate organism culture in activated sludge systems. Part II: Experimental behaviour. **Water SA**, v. 15, n. 2, p. 71-88, 1989.

YING, G. G. Fate, behavior and effects of surfactants and their degradation products in the environment. **Environment International** v, 32p. 417- 431, 2006.